

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie – Péče o krajinu

Katedra: Katedra krajinného managementu

Vedoucí katedry: doc. Ing. Pavel Ondr, CSc.

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Dlouhodobé trendy v chemismu vody a látkových toků
tří povodí vzhledem k jejich managementu

Vedoucí diplomové práce: Ing. Jan Procházka, Ph.D.

Autor diplomové práce: Bc. Aleš Vácha

České Budějovice, 2016

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta zemědělská

Akademický rok: 2014/2015

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Aleš VÁCHA**
Osobní číslo: **Z14381**
Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**
Studijní obor: **Agroekologie - Péče o krajinu**
Název tématu: **Dlouhodobé trendy v chemismu vody a látkových toků tří povodí vzhledem k jejich managementu.**
Zadávací katedra: **Katedra krajinného managementu**

Zásady pro vypracování:

V návaznosti na výsledky hodnocení hydrologických dat zpracovat data o chemismu povrchové vody odtékající z modelových povodí. Porovnání výsledků chemických analýz jednotlivých povodí a vyhodnocení změn a trendů od počátku sledování. K hodnocení rozdílů i trendů v chemismu využít běžně používaných statistických metod (např.: neparametrického Mann-Kendalova testu). Obdobně zpracovat a vyhodnotit rozdíly a trendy v látkových tocích, následně diskutovat v souvislosti se způsobem hospodaření a využití území v modelových povodích Mlýnského, Horského a Bukového potoka.

Tato diplomová práce naváže na bakalářskou práci, kde byly řešeny hydrologické bilance sledovaných povodí.

Rozsah grafických prací: (grafy, tabulky, fotografie) 15 stran
Rozsah pracovní zprávy: 45 - 50 stran textu
Forma zpracování diplomové práce: tištěná/elektronická
Seznam odborné literatury:

PITTER P., 1999: Hydrochemie, VŠCHT, Praha, 568 s.
SHAW E., 1983: Hydrology in practice. Cheltenham : Stanley Thornes, reprint 3rd edition 1999.
HORÁKOVÁ M., LISCHKE P., GRÜNWARD A., 1989: Chemické a fyzikální metody analýzy vod., Praha.
CHAPIN F. S. III., MATSON P. A., MOONEY H. A. 2002: Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer Science and Business Media, New York.
Fottová D., Štěpánová M., Krám P. (2011) Šestnáct let monitoringu látkových toků v síti malých povodí GEOMON. In: Šír M., Tesař M. (eds.) Sborník konference Hydrologie malého povodí 2011, Ústav pro hydrodynamiku Akademie věd České republiky, Praha, 101-108.
Škoda, S., Váchal, J., Dumbrovský, M., Tesař, M., Váchalová, R. (2011): Vztah chemismu povrchových vod a horninového prostředí v lesním povodí LIZ na Šumavě. Hydrologie malého povodí 2011, Praha 8. - 10. 3. 2011, Eds. Šír, M. a Tesař, M., ISBN 978-80-02- 02290-9, 437 - 442.

Vedoucí diplomové práce: **Ing. Jan Procházka, Ph.D.**
Katedra krajinného managementu

Datum zadání diplomové práce: **16. března 2015**

Termín odevzdání diplomové práce: **30. dubna 2016**


prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc., dr. h. c.
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentská 13
270 05 České Budějovice


doc. Ing. Pavel Ondr, CSc.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 16. března 2015

Prohlášení

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 - elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb., zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

.....
Bc. Aleš Vácha

V Českých Budějovicích dne

Děkuji Ing. Janu Procházkovi, Ph.D. (Katedra krajinného managementu ZF JU České Budějovice) za, odborné vedení a cenné rady při psaní mojí diplomové práce. Kolektivu Laboratoře aplikované ekologie za poskytnuté odborné konzultace, přístrojové vybavení a celkovou podporu. Dále pak své rodině za podporu, trpělivost, pomoc a vytvoření vhodných podmínek k práci a přátelům za morální podporu.

Abstrakt

Diplomová práce vychází z dlouhodobého monitoringu malých povodí v oblasti Šumavy, jsou zde hodnoceny rozdíly a trendy v chemismu vod v letech 1998 – 2015 a rozdíly ve vodní bilanci a odnosu rozpuštěných látek v letech 2008 – 2015. Srovnání průměrného srážko-odtokového poměru na povodích prokázalo malý rozdíl mezi povodími Horského (mokřadní) potoka (odteče 37 %) a Bukového (lesní) potoka (32 %), zatímco z povodí Mlýnského (odvodněná pastvina) potoka odteče 60 % z dopadajících srážek. Povodí odvodněných pastvin - Mlýnský vykazuje zhoršení sledovaných parametrů, které jsou vyjádřeny nižším podílem zadržené vody v povodí a také vyšším podílem rozpuštěných látek v odtékající vodě. Tomu odpovídají i celkové odnosy látek z povodí, kdy je z výsledků zřejmé, jak lesní a mokřadní povodí látky zadržují, kdežto odvodněné povodí je dlouhodobě ztrácí. Jen v případě dusičnanů, amoniaku, Ca^{2+} a Mg^{2+} jsou látkové odnosy z lesního a mokřadního povodí třikrát nižší než z odvodněných pastvin. V případě PO_4^{3-} je to o třetinu a v případě SO_4^{2-} , Cl^- , K^+ a Na^+ je to o polovinu méně.

Klíčová slova: srážky, průtok, odtok, trendy, odnosy látek, chemismus vody

Abstract

The diploma thesis is based on long-term monitoring of small watersheds in the Šumava region, differences and trends in the water chemistry in the years 1998 - 2015 and the differences in water balance and erosion of solutes in the years 2008 – 2015 are evaluated. Comparing average rainfall-runoff relationship on the catchments revealed little difference between the basins of the Horský (wetland) stream (runs off 37 %) and Bukový (forest) stream (32 %), while the basin of Mlýnský (drained pasture) creek runs off 60 % of incident precipitation. Basin of drained pastures – Mlýnský - showed worsening of the parameters, which are expressed in lower proportion of water retained in the basin and also a higher proportion of dissolved solids in the effluent water. This corresponds to the overall erosion of substances from the basin, which is evident from the results, both forest and wetland basin matters detained while the drained basin is losing them for a long time. Only in the case of nitrate, ammonia, Ca^{2+} and Mg^{2+} loads from the forest and wetland basin are three times lower than the load from the drained pastures. For PO_4^{3-} it is about one third less and in the case of SO_4^{2-} , Cl^- , K^+ and Na^+ it is about one half less.

Keywords: rainfall, flow, runoff, trends, matter losses, water chemistry

Obsah

1. Úvod	8
2. Literární rešerše	10
2.1. Charakteristika vody	10
2.2. Hydrologický cyklus.....	11
2.3. Koloběh vody.....	12
2.4. Srážky (atmosférické vody)	12
2.5. Povodí	14
2.6. Odtok	15
2.7. Hydrologická bilance	16
2.8. Chemická charakteristika vody	19
2.9. Fyzikálně-chemické ukazatele	23
2.11. Zdroje znečištění povrchových vod	31
2.12. Problematika odtoku látek z povodí.....	34
3. Metodika	37
3.1. Charakteristika sledované oblasti.....	37
3.2. Metodika sledování.....	40
3.3. Metodika zpracování dat, statistika.....	41
4. Výsledky	42
4.1. Hydrologická charakteristika sledovaných povodí	42
4.1.1. Vyhodnocení srážkových úhrnů na modelových povodích	42
4.1.2. Vyhodnocení průtoků.....	44
4.1.3. Srážko-odtoková bilance modelových povodí	46
4.2. Hodnocení fyzikálně chemických parametrů povrchové vody	48
4.2.1. Vodivost.....	48
4.2.2. Koncentrace látek.....	50
4.2.3. Trendy	51
4.3. Látková bilance modelových povodí	60
5. Diskuse	61
6. Závěr	67
7. Literatura	68
8. Přílohy	77

1. Úvod

V krajině plní voda nenahraditelnou funkci. Je téměř výlučným médiem, ve kterém se uskutečňují transportní a chemické reakce. Celkové prostředí, biodiverzita i funkčnost a charakter říčních a potočních ekosystémů jsou velmi silně ovlivňovány strukturou okolní krajiny, způsobem jejího využívání (Tlapák, 1992), složením a kvalitou vegetačního krytu a půdního horizontu. Charakteristickými rysy setrvale fungujících krajinných celků jsou efektivně uzavřené látkové cykly, vyrovnané odtokové poměry a minimalizované transportní ztráty látek. Člověk však krajinné ekosystémy destabilizuje především svými náhodnými zásahy do vegetačního krytu. Tím mění rozdělování dopadající sluneční energie v prostoru i v čase, což vede ke snižování efektivity krajinného systému a nárůstu nevratných ztrát látek (Ripl et al, 1996).

Stav říčních a potočních ekosystémů se stal plnohodnotným indikátorem způsobu využití krajiny. Porovnáním vodních poměrů krajiny se způsobem využívání krajiny a dalších lidských aktivit pozorujeme odlišnosti v poměrech povrchového a podpovrchového odtoku či kvalitě vody (Havránek, 1989).

Při hodnocení funkcí krajinného ekosystému je voda (její koloběh a kvalita), jedním ze základních měřítek. Koloběh vody, vývoj a struktura rostlinného pokryvu a regulace odtoku živin spolu úzce souvisejí. Rozdílné množství a skladby vegetace v povodí mají za následek krátký nebo naopak dlouhý koloběh vody s různým stupněm odtoku látek. Výše nevratných ztrát látek z uvažovaného systému (např. povodí) určuje stabilitu společenstev organismů (procesory energie) (Ripl a Wolter, 2000). Stav a vlastnosti ekosystémů, povodí a přirozených vodních nádrží, stejně jako jejich životnost, jsou určovány neobnovitelnými ztrátami rozpuštěných látek z povodí. Funkci vody v krajině, a souvislosti s možnou degradací krajiny, můžeme pochopit pouze při pečlivém zvážení všech procesů v prostoru a čase. (Ripl et al, 1996). Nalezení vztahů mezi využitím krajiny, její strukturou a koncentracemi rozpuštěných látek v povrchových vodách v rámci krajinného ekosystému, kde vedle přírodních procesů mají podstatný význam procesy antropogenně podmíněné, se ukazuje jako nezbytné pro zajištění vhodného managementu (Hellebrandová, 2006). Nutnost zachovat přirozené fungování krajinného ekosystému je třeba chápat jako společný a základní předpoklad pro

jakékoliv úvahy o hospodaření člověka v krajině (Janda a Pechar, 1996, Eiseltova et al., 2007)

Diplomová práce řeší porovnání malých povodí s různým způsobem hospodaření prostřednictvím hydrochemických parametrů a vyhodnocuje data z dlouhodobého (1998 – 2015) monitoringu srážek, odtoku a látkových toků v oblasti lipenského pravobřežní na Šumavě. Navazuje na práci bakalářskou (Vácha, 2014), ve které byla zpracovávána hydrologická data a hodnoceny vodní bilance modelových povodí do roku 2013, a zároveň je pokračováním výzkumných aktivit školitelského pracoviště vycházejících z řešení především prvního věcného okruhu Výzkumného záměru Zemědělské fakulty MSM6007665806 - Trvale udržitelné způsoby zemědělského hospodaření v podhorských a horských oblastech zaměřené na vytváření souladu mezi jejich produkčním a mimoprodukčním uplatněním, v letech 2005-2011.

2. Literární rešerše

2.1. Charakteristika vody

Životní prostředí je systém složený z přírodních, umělých a sociálních složek materiálního světa, jež jsou nebo mohou být s uvažovaným objektem ve stálé interakci. Je to vše, co vytváří přirozené podmínky existence organismů, včetně člověka a je předpokladem jejich dalšího vývoje. Složkami systému jsou především ovzduší, voda, horniny, půda, organismy, ekosystémy a energie.

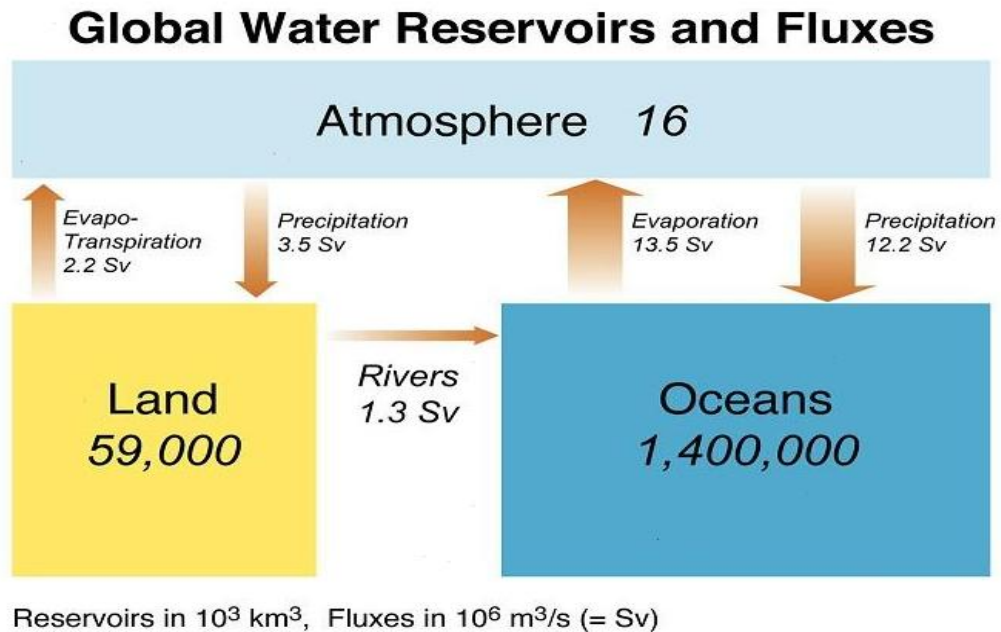
Voda tvoří jednu z chemicky nejjednodušších sloučenin ve vesmíru. Představuje zároveň jednu z nejméně předvídatelných a nejsložitěji se chovajících sloučenin (Blažek, 2006). Manahan (2009) k fyzikálním vlastnostem uvádí, že voda má 2-3x vyšší povrchové napětí než jiné kapaliny. Pitter (1999) dodává, že z chemických vlastností vody je nejdůležitější dipólový charakter molekuly vody, a proto je voda výborným rozpouštědlem. Další významné vlastnosti vody jsou schopnost molekul vody sdružovat se ve větší celky prostřednictvím vodíkových můstků a vysoká hodnota měrné tepelné kapacity, která způsobuje, že se voda podílí na teplotní regulaci krajiny.

V přírodě vyskytující se voda vždy obsahuje rozpuštěné plyny, nerozpuštěné a rozpuštěné anorganické a organické látky. Některé látky přijímá z atmosféry (ve formě srážek), ovšem většina látek obohacuje vodu při infiltraci půdou a při zvětrávání hornin (Pitter, 1999). Výskyt těchto látek závisí na mnoha faktorech. Například na geologické skladbě podloží, složení dnových sedimentů, hydrologicko-klimatických poměrech (srážkové a teplotní poměry, roční období, dálkový transport škodlivin), dále na půdně-botanických poměrech (zalesnění, vegetace, druh půdy), na přítomnosti podzemních vod, přítomnosti vodních organismů a jejich činnosti, organických zbytcích a samozřejmě rovněž na antropogenní činnosti.

Některé látky se ve vodě rozpouštějí, jiné se srážejí nebo absorbují. Právě tato proměnlivost složení a pohyblivost vody způsobuje, že je voda jedním z hlavních činitelů látkové výměny či tzv. geochemického metabolismu na Zemi (Pačes, 1982).

2.2. Hydrologický cyklus

Globální hydrologický oběh je nejmohutnější ze všech přirozených látkových cyklů planety. Množství vody, která se ho účastní, je více než o čtyři řády větší, než je tok látek v cyklu sedimentárním či tektonickém.



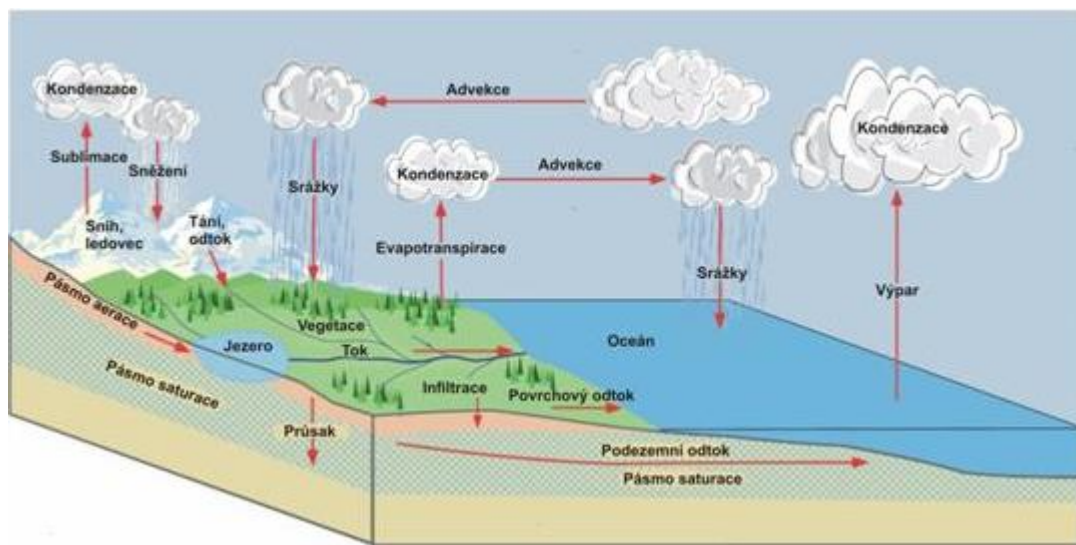
Obrázek 1. Celkový objem a toky vody na Zemi (zdroj: Woods hole oceanographic institution, 2008).

Podle Skleničky (2003), je voda na Zemi v neustálém pohybu. Hydrologický cyklus je stálý oběh povrchové a podzemní vody na Zemi, doprovázený změnami skupenství. Sluneční záření a gravitace jsou hlavními hnacími silami v koloběhu vody.

Nerovnoměrné sluneční záření způsobuje rozdíly atmosférického tlaku, což má za následek různé rychlosti větru a je příčinou kondenzace páry, která dopadá vlivem gravitace na zemský povrch ve formě srážek. Část vody je zachycena vegetací, část odtéká jako povrchová voda a část proniká do půdy a vytváří podzemní vodu (infiltrace). Podzemní voda po určité době znovu vystupuje na povrch ve formě pozvolného podzemního odtoku pramenů (Serrano, 1997).

2.3. Koloběh vody

Přibližně každý milión let život doslova přecedí všechnu vodu, kterou máme na naší planetě. 1 % celkového objemu vody se v určité chvíli podílí na koloběhu vody. Tento koloběh vody dělíme na dva základní typy – malý a velký koloběh. *Velký koloběh vody* zahrnuje výměnu vody mezi oceánem a souší. *Malý koloběh vody* probíhá nad hladinou oceánu, nebo pouze nad pevninou, kde se voda odpařuje, dále kondenzuje (tvoří se oblaky) a padá zpět do oceánu, popř. na pevninu. V malém koloběhu vody má klíčové slovo vegetace. Na listech je intercepce zadrženo až 30 % dopadajících srážek.



Obrázek 2. Hydrologický cyklus (Hubinger, 2011)

2.4. Srážky (atmosférické vody)

Atmosférická depozice je přenos látek k zemskému povrchu. Má složku suchou a mokrou. Suchá depozice představuje depozici tuhých látek a plynů, která probíhá neustále (převládá v blízkosti emisních zdrojů). Mokrú depozice se dělí na vertikální (déšť, sníh, kroupy) a horizontální (mlha, námraza, jinovatka) a je dějem občasným. Množství horizontálních srážek je v porovnání s množstvím na zem vypadlých vertikálních srážek za období hydrologického roku zpravidla malé. Hrají však významnou roli např. v zemědělství, neboť jsou schopny pokrýt minimální množství vody potřebné pro zachování života rostlin v období, kdy je normálních srážek katastrofálně málo (Kemel, 2000). Součet suché a mokré depozice je celková depozice. Veškerá voda v ovzduší bez ohledu na skupenství je nazývána

pojmem atmosférická voda. Voda padající k zemi (atmosférické srážky) je výsledkem kondenzace vodních par v ovzduší. Pitter (2009) a Sobíšek (1993) shodně uvádějí rozdělení srážek na kapalné (déšť, mrholení, rosa, mlha) a tuhé (sníh, kroupy, námraza). Dvořák (2008) rozděluje atmosférické srážky na usazené a padající. Padající srážky vznikají růstem oblačných částic a můžeme je rozdělit na:

- stratiformní (velkoprostorové, vznikající většinou na frontálních rozhraních) srážky mají obvykle nižší intenzitu než konvektivní, ale zato delší trvání.
- konvektivní (vznikají hlubokou konvekcí a jejich horizontální rozsah je výrazně menší).

Chemické složení srážek je formováno dvojím způsobem: jednak dochází k vymývání aerosolů a ostatních látek v oblaku (rainout), kdy znečišťující látky tvoří kondenzační jádra přímo při vzniku srážek, a jednak vymýváním pod oblakem (washout) (Pitter, 2009). Zdroje znečištění atmosféry mohou být přírodní a antropogenní. Mezi přírodní počítáme vulkanické exhalace, exhalace z rozkladu živočišných a rostlinných zbytků, částičky pylu, minerálů, půdy a mořské vody vynášené větrem. Mezi antropogenní znečištění můžeme zařadit výfukové plyny motorových vozidel, emise ze spalování fosilních paliv, emise z průmyslových závodů.

V podstatě celý hydrologický cyklus je poháněn srážkami, proto jsou považovány za jeho hlavní komponentu (Brutsaert, 2005). Jak odhadují Jandora et al. (2011), ročně se působením sluneční energie vypaří 519 000 km³ vody. Jen z oceánů je to cca 430 000 km³ vody, z níž většina ve formě srážek opět spadne do oceánů a asi jen 8,3 % dopadne na pevninu.

Podkorunové srážky

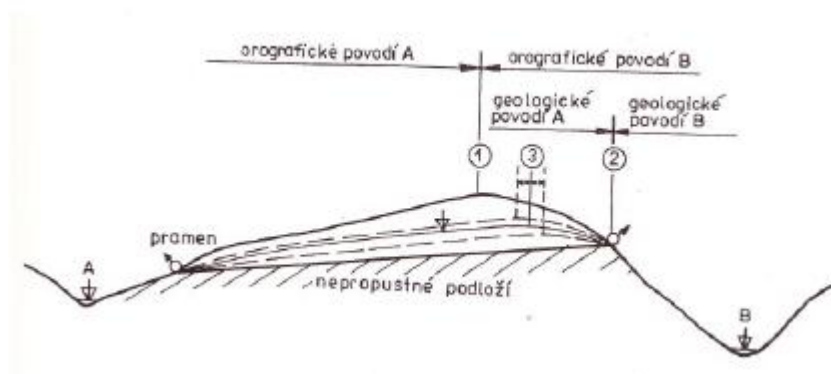
Zvláštní skupinu srážek tvoří tzv. srážky podkorunové označované v angličtině jako troughfall. Jsou tvořeny vodou odkapávající z povrchu rostlin a vodou propadající mezerami v korunách stromů. Jak již bylo zmíněno v přecházející kapitole, korunami jehličnatých stromů může být zachyceno 20 až 50% srážek. Dle Pittera (2009) a Kopáčka et al. (2001) jsou kyselejší a koncentrace všech látek je vyšší než u srážek na volné ploše, protože dochází k interakci se suchou depozicí zadrženu v korunách stromů a na jejich kmenech.

2.5. Povodí

Kravka (2009) uvádí, že povodí je základní hydrologickou oblastí, v níž sledujeme odtokový proces a zjišťujeme vzájemný vztah bilančních prvků. Dle Zákona o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) č.254/ 2001 Sb. je to území, z něhož odtéká voda z atmosférických srážek povrchovou nebo i podzemní cestou sítí vodních toků do jediného závěrového profilu. Dílčí povodí je pak území, ze kterého veškerý povrchový odtok odtéká sítí vodních toků a případně i jezer do dalšího místa vodního toku (obvykle jezero nebo soutok řek).

Po hydrologické stránce jde o území uzavřené, nepřitéká do něj žádná voda po povrchu ani pod povrchem a srážky z něho odtékají pouze jedním závěrovým profilem.

Šilar (1996) k termínu povodí uvádí, že v území, tvořeném nepropustnými horninami, je omezeno rozvodnicí, která probíhá po hřbetech a vyvýšeninách, jež oddělují povodí od povodí sousedního. Takové povodí nazýváme povodím orografickým nebo též geografickým. V územích s propustným povrchem zasahuje skutečné povodí toku za hranice orografického povodí, protože voda srážek se dostává do vodního toku i z území ležícího za rozvodnicí a to infiltrací a podzemními vodními cestami. Takové území je nazýváno povodím podzemní vody nebo povodím geologickým či hydrogeologickým.



Obrázek 3. Rozdíl mezi orografickým a geologickým povodím (Hubinger, 2011)

2.6. Odtok

Odtok je hydrologický pojem vyjadřující objem vody, která odeče za určité časové období z povodí. Je důležitým členem hydrologické bilance a bilance podzemních vod. Tvořen je několika složkami, jejichž součet se označuje jako celkový odtok.

Celkový odtok lze rozdělit na přímý odtok, který zahrnuje povrchový i hypodermický odtok, a na základní odtok, který má pro řešení hydrologických úloh rozhodující význam, protože pochází ze zásob podzemní vody (Melioris et al., 1986).

O formě odtoku rozhoduje intenzita deště a jeho doba trvání. Dlouhá doba trvání (> 70 min) a malá intenzita způsobuje regionální odtok, což znamená zvýšení průtokové vlny v závěrovém profilu. Vysoká intenzita deště a krátká doba trvání způsobuje povodňovou vlnu v malých povodích (Kravka, 2009).

Druhy odtoku

Podle způsobu, jakým se srážková voda do povrchových toků dostává, rozděluje se celkový odtok na:

povrchový odtok - je to část vody, která odtéká po povrchu terénu.

- soustředěný - fáze odtoku vodní sítí, kdy srážková voda stéká erozivními rýhami do stružek a jimi odtéká do bystřin, potoků, řek, které vytvářejí říční hydrografickou síť (Kravka, 2009).
- nesoustředěný (svahový) - odtok je nejvýznamnějším procesem, ovlivňujícím odtok v údolnici na povodích drobných vodních toků s málo rozvinutou hydrografickou sítí. Pro řešení svahového odtoku se využívají hydrologicko-hydraulické závislosti, které lze nejjednodušeji odvodit pro idealizovanou elementární odtokovou plochu (Hrádek a Kuřík, 2001).

podpovrchový odtok

- hypodermický – podíl vody z celkového odtoku, která odtéká pod povrchem terénu, ale není v kontaktu s hladinou podzemní vody. Část hypodermického odtoku se dostane do povrchového toku bezprostředně po skončení deště, zbylá část až po určitém čase.

- podzemní odtok - část celkového odtoku, která odtéká jako součást podzemní vody.

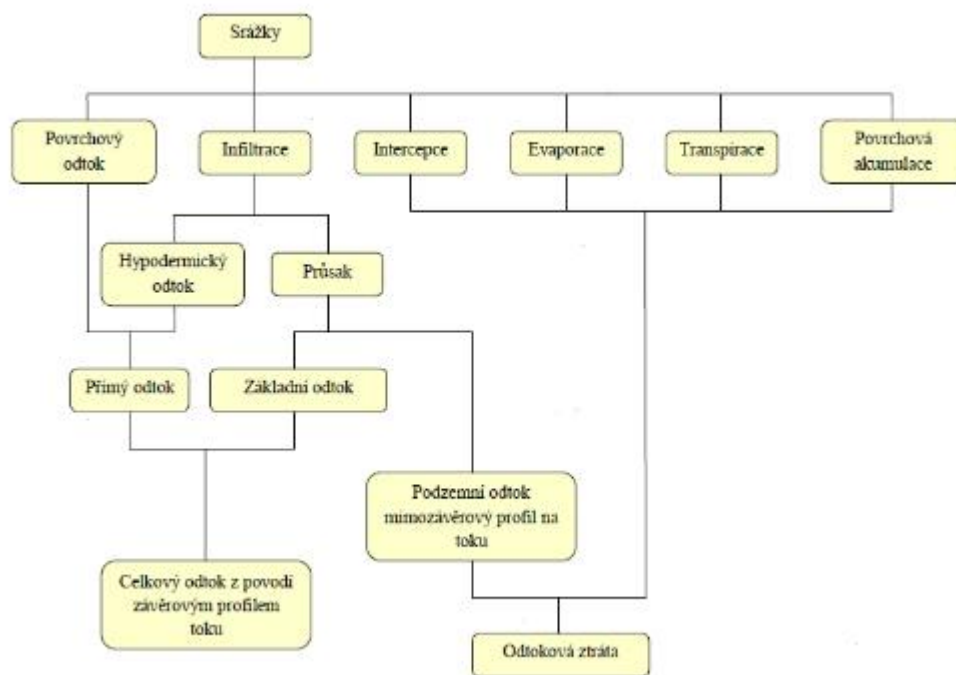
Kravka (2009) uvádí, že podle času, za který se srážková voda dostane do povrchových toků, rozděluje se odtok vody na:

- přímý odtok - část celkového odtoku vody, která se do povrchových toků dostává už v průběhu trvání deště a bezprostředně po jeho skončení. Je způsoben pouze nadbytkem vody v důsledku deště a je hlavní příčinou zvýšených průtoků, povodní a vodní eroze.
- základní odtok - část celkového odtoku vody, která se po skončení deště dostává do povrchových toků až po určité době a celkový odtok zásobuje i v období, kdy se v povodí srážky nevyskytují.

Specifický odtok vyjadřuje, jaké množství vody odtéká za jednotku času z jednotky plochy zájmového povodí, udává se v $l \cdot s^{-1} \cdot km^2$ (Shaw, 1994).

2.7. Hydrologická bilance

Nejobecnějším řešením vzájemných vztahů složek, které se podílejí na koloběhu vody, je zpracování hydrologické bilance, která představuje porovnání atmosférických srážek, odtoku a zásoby povrchových a podpovrchových vod. Podle stupně zjištění jednotlivých činitelů můžeme rozepsat řadu bilančních rovnic od nejjednodušších, porovnávajících srážky s odtokem a ztrátovou složkou (Ponce a Shetty, 1995) po rovnice odtokových složek, skrytou komunikaci vody, změny zásob vody, rozčlenění ztrátové složky na jednotlivé druhy výparu, případně i transpirace rostlin. Výše zmíněné metody jsou založeny na jednoduchém principu a při jejich použití vznikají problémy v nepřesnosti extrapolace bodově získaných hodnot a metodické obtížnosti při stanovení zvláště bilančních rovnic. Je tedy nutné kombinovat prvky přímo měřené s hodnotami stanovenými empiricky nebo odhadem (Kněžka, 1988).



Obrázek 4. Schéma srážkové bilance (Václavík, 2010)

Hydrologická bilance a bilanční prvky

Jednotlivé bilanční prvky se zpravidla vyjadřují ve formě výšky vrstvy, tedy jako srážková, odtoková výška, výška výparu atd. v milimetrech (Nypl a Kuráž, 1986). Má to tu výhodu, že můžeme jednotlivé bilanční prvky na dvou různě velkých povodích porovnávat přímo, bez toho, že bychom tato množství museli přepočítávat (Kemel, 2000).

Hydrologická bilance je porovnání příjmových a ztrátových složek (bilančních prvků) hydrologického cyklu. Jak uvádí Kravka (2009), hydrologická bilance umožňuje určit velikost přírodních zdrojů vody a tím možnosti jejich využití v určitém území. Vztahy mezi jednotlivými složkami hydrologického cyklu lze vyjádřit hydrologickou bilancí jako množství vody, které těmito složkami prochází. Hydrologická bilance se stanoví pro určitý prostor a čas.

Bilanční rovnice pro povodí: $H_S = H_O + H_V + R$,

kde:

H_S - množství srážek, vpadlé na povodí

H_O - množství vody odtokem uzavíracím profilem povodí

H_V - množství vody odpařené z povrchu povodí

R - změna zásob vody v povodí (v rybnících, jezerech, ale i v půdě, v podzemních vodách apod.)

Kemel (2000) k tomu uvádí, že pokud je povodí hydrologicky uzavřené, tj. že nedochází vůbec k výměně vod mezi sousedními povodími, nebo alespoň nedochází k výměně stejného množství podzemních vod mezi nimi, neteče voda neměřena podle dnem uzavěrového profilu v aluviálních náplavech, je tato rovnice správná pro jakkoli volené období (i značně krátké). Pro období dlouhé řady let je možné výraz R zanedbat, takže se rovnice zjednoduší na tvar:

$$H_S = H_O + H_V$$

Hydrologické časové období

Hydrologický rok je základní bilanční hydrologické období. Začíná 1. listopadu předešlého roku a končí 31. října běžného kalendářního roku. Je stanoven tak, aby všechny srážky v něm spadlé (tedy i sníh a led) v něm také odtékly (Němec, 1964). Počátek a tedy i konec hydrologického roku je obecně funkcí zeměpisné polohy (a tedy klimatu) daného místa (např. na povodích rovníkové Afriky se používá hydrologický rok se začátkem 1. dubna). Pokud je nějaký údaj vztažen (počítán) k normálnímu roku kalendářnímu (od 1. ledna do 31. prosince), musí to být vždy v dokumentaci výslovně uvedeno (Kemel, 1996).

Pokud se bilance provádí za dlouhou řadu let, mluvíme o dlouhodobé bilanci. Čím je období bilance kratší (konkrétní půlrok nebo období ještě kratší), tím je obtížnější, dokonce nemožné, stanovit (separovat) některé bilanční prvky, odpovídající jenom tomuto zkoumanému krátkému období. Zkracováním období přesnost bilance klesá a vztah bilančních prvků je volnější (Kemel a Kolář, 1980).

2.8. Chemická charakteristika vody

Rozdělení látek ve vodě

Ve svém koloběhu přichází voda do styku s atmosférou, s povrchem země i se zemí, čímž se výrazně ovlivňuje její chemické složení. Přírodní voda tedy není nikdy chemicky čistá. Chemické složení vod je velmi rozmanité a závislé na mnoha faktorech. Pochody, které ovlivňují kvalitativní a kvantitativní složení přirozených vod jsou povahy chemické, fyzikálně-chemické, fyzikální a fyziologické. Látky obsažené ve vodách lze z chemického hlediska rozdělit na anorganické a organické. Dle fyzikálního hlediska můžeme látky rozdělit podle toho, zda jsou přítomné v pravých roztocích jako iontově rozpuštěné látky (elektrolyty), jako neiontově rozpuštěné látky (neelektrolyty) nebo jako látky nerozpuštěné.

Mezi převážně neiontově rozpuštěné látky (neelektrolyty) patří podle Pittera (1999) zejména sloučeniny křemíku (Si), u minerálních vod i sloučeniny boru (B), dále rozpuštěné plyny, z nichž k nejvýznamnějším patří kyslík (O) a oxid uhličitý (CO₂).

Iontově rozpuštěné látky (elektrolyty) dělíme na kationty a anionty. Nejdůležitějšími kationty jsou vápník (Ca), hořčík (Mg), sodík (Na) a draslík (K).

Z nejvýznamnějších aniontů jsou ve vodách přítomny hydrogenuhličitan (HCO₃⁻), sírany (SO₄²⁻), chloridy (Cl⁻) a dusičnany (NO₃⁻). (Pitter, 1999)

Iontově rozpuštěné látky určují tzv. hydrochemický typ. Při této klasifikaci se rozlišují dva základní principy - klasifikace podle převažujících iontů a klasifikace podle vzájemných charakteristických iontových kombinací (Pitter, 1999). Do dnešní doby bylo předloženo mnoho návrhů na klasifikaci přírodních vod podle jejich chemického složení. V závislosti na znacích, kladených za základ dělení Heteša a Kočková (1997) uvádí, že mohou být tyto klasifikace rozděleny skupin podle:

- přítomnosti soli - na vody sodové, glauberové, vápencové a jiné, vždy podle převládajícího typu soli. Tato klasifikace se dodnes užívá v balneologii.
- přítomnosti specifického faktoru - udělujícího vodě charakteristické vlastnosti, jako např. H₂S, Fe, Ra, Li, CO₂ a jiné. Název pak dostávají podle těchto specifických složek: sirovodíkové, železité, uhličitě atd.

- převládajících komponentů - tento způsob je velmi jednoduchý a podle něj vznikají názvy jako: vody chlorido - sodné, uhličitano - sulfáto - kalciové, sulfáto- zásadité atp.
- stupně mineralizace – toto dělení nemá pevné hranice. Je to dělení vod na sladké, slané, s mořskou slaností a velmi slané, při čemž hranice mezi jednotlivými stupni slanosti bývají vymezovány podle různých autorů různě.
- vztahů mezi ionty – tato klasifikace dělí vody na základě převládajících iontů nad jinými do 6. tříd na tři třídy slanosti a tři třídy zásaditosti.

Dle Pittera (1999) je nejvíce rozšířenou klasifikací tzv. Alekinova hydrochemická klasifikace vytvořená původně pro podzemní minerální vody.

Alekinova klasifikace – Alekin zkombinoval některé klasifikace předchozí a vytvořil systém, užívající principu dělení vod podle převládajících iontů a podle vztahu mezi nimi. Za základ vzal šest hlavních iontů, jejichž obsah vyjádřil v miligram ekvivalentech. Všechny přírodní vody rozdělil podle převládajících aniontů na tři velké třídy:

- a) třídu hydrogenuhličitanových (a uhličitanových) vod ($\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$)
- b) třídu sulfátových vod (SO_4^{2-})
- c) třídu chloridových vod (Cl)

Jmenované tři třídy poskytují v hlavních obrysech představu o chemismu vody: Hydrogenuhličitanové vody jsou typické vody vnitrozemské. Patří sem vody málo mineralizované, zahrnující téměř všechny řeky, jezera a značnou část podzemních vod. Chloridové vody jsou především vody mořského původu: vody oceánů, moří, limanů (liman - typ říčního ústí, kdy řeka před sebou vytvoří útvar ze sedimentů a celá tím sama sebe zahradí až na malý výtok, kde pozvolna vtéká např. do moře), reliktních jezer, též vody řady pevninských jezer a podzemní vody solončakových (slaniskových) oblastí, pouští a polopouští. Tyto vody mají obvykle vysokou mineralizaci. Sulfátové vody jsou většinou jakýmsi přechodem mezi oběma předchozími třídami. Jsou spojeny s mořskými usazeninami. Jsou reprezentovány řekami a jezery se zvýšenou mineralizací. Toto rozdělení vod na třídy je upřesněno dalším dělením každé třídy na tři skupiny podle převládajících kationtů Ca^{2+} , Mg^{2+} a $\text{Na}^+ + \text{K}^+$. Vzájemný poměr těchto iontů určuje charakteristické typy vod, např. $\text{HCO}_3\text{-Ca}$; $\text{SO}_4\text{-Ca}$.

Dělení anorganických rozpuštěných látek na elektrolyty, neelektrolyty, kationty a anionty je dle Pittera (1999) zjednodušené a nepřesné. Určité prvky se totiž mohou ve vodě vyskytovat v iontové i neiontové formě zároveň nebo také jako aniont i kationt. Tyto formy výskytu mají rozdílné fyzikální, chemické a biologické vlastnosti. Proto vlastnosti vod nezávisejí pouze na celkové koncentraci jednotlivých prvků, ale také na formách jejich výskytu. Základní metody chemického rozboru vod stanovují zpravidla celkovou koncentraci dané složky, v níž nejsou rozlišeny přítomné formy výskytu. Zastoupení různých forem výskytu dané složky již spadá do oblasti správné interpretace výsledků, jež vyžaduje dostatečné odborné znalosti a praxi.

Základní charakteristika látek ve vodě

Iontově rozpuštěné anorganické i organické látky (elektrolyty) se ve vodném roztoku podílejí na tzv. vodivosti. Jednotkou vodivosti je siemens (S). Pro potřeby hydrochemie byla zavedena měrná elektrická vodivost (konduktivita, K), jejíž jednotkou je $S \cdot m^{-1}$. Konduktivita vyjadřuje schopnost roztoku vést elektrický proud (Drbal a Křížek, 1999). Slouží k posuzování tzv. chemické čistoty vody. Kapalina (H_2O) v čistém stavu (bez iontů) je totiž špatným vodičem elektrického proudu. Ani látky přítomné ve vodě jako neelektrolyty se na konduktivitě nepodílejí. Vodivost patří mezi základní chemické ukazatele a umožňuje odhadnout koncentraci iontově rozpuštěných látek a celkovou mineralizaci vody (Pitter, 1999).

U vod s nízkou koncentrací organických látek lze říci, že vodivost je dána pouze obsahem anorganických iontově rozpuštěných látek - kationtů a aniontů (Pitter, 1999). Drbal a Křížek (1999) dodávají, že konečný výsledek stanovení vodivosti závisí na koncentraci iontů, jejich náboji, pohyblivosti a na teplotě. U vodných roztoků vede zvýšení teploty o $1\text{ }^{\circ}C$ ke zvýšení vodivosti asi o 2 % a naopak.

Pod pojmem nerozpustné látky rozumíme tuhé látky, odstranitelné filtrací nebo odstředěním za určitých podmínek (Horáková, 2003). Dále Horáková upozorňuje na to, že v zahraniční literatuře se můžeme setkat s pojmem suspendované látky: pod tímto pojmem se obvykle rozumí látky, které volně sedimentují, a nejsou v něm zahrnuty látky koloidně dispergované.

Další látky, které se v přírodních vodách obvykle stanovují, již nepatří mezi ukazatele základního chemického složení vod. Ve vodách jsou přítomny v malých koncentracích. Jsou to například formy amoniakálního dusíku, některé kovy (Fe, Mn, Al, Cu, Zn), dusitany, fosforečnany, sulfidická síra, dále stopové koncentrace prvků v minerálních vodách (jodidy, fluoridy a další), jež mohou významně ovlivňovat chemické a biologické vlastnosti vody. (Pitter, 1999).

Celková mineralizace vody je dána obsahem veškerých rozpuštěných anorganických látek přítomných ve vodě (bez podílu rozpuštěných plynů) - součtem látkových koncentrací všech elektrolytů a neelektrolytů (mmol.l^{-1}).

Celková mineralizace tekoucích povrchových vod se obecně pohybuje v rozmezí 100 až 500 mg.l^{-1} . Naše řeky mají většinou nižší až střední hodnotu: 200 až 300 mg.l^{-1} . Výjimku tvoří dolomitické a vápencové oblasti a vody značně znečištěné vodami odpadními, které mohou mít hodnotu celkové mineralizace vyšší než 500 mg.l^{-1} . Naopak málo mineralizované bývají vody na horních tocích řek (pod 100 mg.l^{-1}). Důvodem je podloží, které je obvykle dobře vymyto, a napájení horního toku z tajících, málo mineralizovaných sněhů. (Pitter, 1999).

Chemismus vod se mění i v čase. Na podzim a na jaře (během dlouhých dešťů) je mineralizace vody minimální, zatímco v létě a v zimě dosahuje maximálních hodnot. Naopak koncentrace nerozpuštěných látek se v období povodní zvyšuje - dle Pittera (2009) na desítky až stovky mg.l^{-1} - a vyšší hodnoty jsou zaznamenávány také v okolí měst a průmyslových oblastí (městské a průmyslové odpady). Obvyklé hodnoty koncentrace nerozpuštěných látek se u čistých toků pohybují v jednotkách mg.l^{-1}

Hodnota pH se pohybuje většinou mezi 6 až 8,5. Výjimku tvoří vody napájené z rašelinišť (pH pod 6) a vody s intenzivní fotosyntézou zelených organismů, jež mají pH nad 8 (v důsledku snížení volného CO_2). Proto je pH v létě vyšší než v zimním období.

Dominantním aniontem jsou hydrogenuhličitan, které se uvolňují zejména z geologického podloží. Naopak dominantním kationtem je vápník. Do vod se uvolňuje rozkladem hlinitokřemičitanů vápenatých či rozpouštěním vápence (CaCO_3). Druhé místo v rámci výskytu kationtů zaujímá hořčík (přírodní původ –

z geologického podloží) se sodíkem (především z průmyslových odpadních vod), až poté je draslík.

Původcem síranů jsou převážně atmosférické srážky (spalování fosilních paliv), ale také průmyslové odpadní vody. Naopak zdrojem chloridů jsou zejména odpadní vody z průmyslové činnosti. (Pitter, 1999).

Část sloučenin dusíku pochází z atmosféry a část z rozkladu organických dusíkatých látek. Dalšími významnými zdroji sloučenin dusíku (zejména dusičnanů) jsou plošné znečištění ze splachů ze zemědělsky obdělávané půdy (hnojení) a bodové znečištění odpadními vodami ze zemědělství (zejména z živočišné výroby), (Heteša a Kočková, 1997).

1.9. Fyzikálně-chemické ukazatele

Vodivost

Vodivost = elektrolytická konduktivita, která se v rozbořech vody označuje obvykle jen jako konduktivita, je míra koncentrace ionizovaných anorganických a organických součástí vody (dříve se používal název měrná elektronická vodivost). Vyjadřuje schopnost roztoku vést elektrický proud (Drbal a Křížek, 1999). V přírodních a užitkových vodách s velmi nízkou koncentrací organických látek, je konduktivita mírou obsahu anorganických elektrolytů (aniontů a kationtů). Slouží ke kontrole výsledků chemického rozboru vody. Z její hodnoty lze usoudit úplnost chemické analýzy iontových složek vody. Jednotkou vodivosti (konduktance) je siemens (S) a jednotkou konduktivity je $S \cdot cm^{-1}$. V hydrochemii a analytické chemii jsou hodnoty konduktivity zpravidla malé, proto údaje bývají běžně v $mS \cdot cm^{-1}$ nebo $\mu S \cdot cm^{-1}$. Konduktivita závisí na koncentraci iontů, jejich nábojovém čísle, pohyblivosti a teplotě. Vzrůst nebo pokles teploty o $1^{\circ}C$ způsobuje změnu konduktivity nejméně o 2 %. Proto při stanovování konduktivity je důležité temperování vzorků (Pitter, 2009). Sukop (2006) poukazuje na to, že vodivost záleží na objemu vody v dané lokalitě, rychlosti toku a zda se lokalita nachází v obhospodařovaných lokalitách. Dále je také vodivost ovlivněna podložím.

pH

Hodnota pH má mimořádný význam, protože ovlivňuje většinu fyzikálně chemických, chemických a biologických procesů probíhající ve vodách (Tourková, 2004). Její stanovení je nezbytnou součástí každého rozboru vody. Umožňuje rozlišit jednotlivé formy výskytu některých prvků ve vodách a je jedním z hledisek pro posuzování agresivity vody. Srážkové vody z neznečištěných oblastí mají hodnotu pH od 5 do 6. V čistých přírodních vodách je hodnota pH v rozmezí od 4,5 do 9,5 dána obvykle uhličitanovou rovnováhou (Lellák a Kubíček, 1991). Povrchové vody, s výjimkou vod z rašelinišť a acidifikovaných vod nádrží a jezer, mají hodnoty pH v rozmezí od 6,0 do 8,0 (Pitter, 2009).

Hydrogenuhlíčitany

Hydrogenuhlíčitany (HCO_3^-) vznikají při chemickém zvětrávání hlinitokřemičitanů působením CO_2 a H_2O a reakcí mezi uhličitanovými minerály (např. kalcitem) a CO_2 . Jsou běžnou makrokomponentou přírodních i užitkových vod a v nepříliš mineralizovaných nad ostatními anionty většinou převládají.

V atmosférických vodách hydrogenuhlíčitany z aniontů obvykle nedominují a při poklesu hodnot pH asi pod 5 je jejich zastoupení již zanedbatelné. V prostých podzemních a povrchových vodách se jejich koncentrace pohybuje řádově v desítkách až stovkách mg.l^{-1} .

Alkalita

Většina přírodních a odpadních vod se vlivem obsažených látek vyznačuje určitou tlumivou neutralizační kapacitou (kyselinovou, zásadovou) – to znamená, že při přidávání silné kyseliny, resp. louhu do vzorku vody se pH vzorku nemění přímo úměrně dávce kyseliny resp. louhu, ale v určitém rozsahu má voda schopnost vázat vodíkové nebo hydroxidové ionty.

Alkalita vody je jednou ze základních měrných hodnot při stanovení kvality vody. Jde o schopnost vody neutralizovat vodíkové kationty H^+ (Kalač, 2010). Označuje se jako kyselinová neutralizační kapacita vody (KNK). Je definována jako schopnost vody neutralizovat kyselou reagující látku, například kyselinu

chlorovodíkovou. Alkalitu přirozených vod způsobují převážně hydrogenuhličitanu. Stanovení KNK se provádí 0,1 M roztokem kyseliny chlorovodíkové do pH 4,5 za použití vhodného acidobasického indikátoru nebo směsi vhodných indikátorů. U přirozených vod odpovídá stanovení KNK obsahu hydrogenuhličitanů ve vodě. (Pitter, 2009).

Sodík a draslík

Sodík a draslík jsou v zemské kůře rozšířeny přibližně stejně asi 2,5 %. Do vody se uvolňují při zvětrávání některých hlinítkřemičitanů, např. albitu, ortoklasu a slíd. Dalším přírodním zdrojem sodíku ve vodách může být výměna iontů Ca^{2+} za Na^+ při styku vody s některými jílovými minerály. Jde o modifikující přeměnu, kdy se původně hydrochemický typ HCO_3Ca mění na $\text{HCO}_3\text{-Na-Ca}$. A eventuálně až na $\text{HCO}_3\text{-Na}$. Část sodíku i draslíku může pocházet z živočišných výkalů.

Ve vodách se Na a K vyskytují převážně jako jednoduché kationty Na^+ a K^+ , protože jejich komplexační schopnost je malá. Výjimku tvoří např. důlní vody s vysokou koncentrací síranu nebo alkalické vody s vyšší koncentrací uhličitanu.

Značné rozšíření hlinítkřemičitanů alkalických kovů v zemské kůře vysvětluje přítomnost Na a K ve všech přírodních vodách. Patří mezi čtyři základní kationty přírodních a užitkových vod. Z hlediska kvantitativního se obvykle řadí za vápník a hořčík. Sodík a draslík v povrchových a podzemních vodách nejsou příliš významné a jejich koncentrace není limitována. Mají ovšem významnou úlohu při klasifikaci složení vod, při úvahách o genezi podzemních vod a při kontrole chemického rozboru vody (Pitter, 2009).

Vápník a hořčík

Vápník a hořčík jsou v přírodě dosti rozšířené. Greenwood a Earnshaw (1993) uvádí, že zemská kůra obsahuje přibližně 3 % vápníku a kolem 2 % hořčíku. Do vody se dostávají rozkladem hlinítkřemičitanů vápenatých a hořečnatých např. anortitu či chloritu a ve větších koncentracích rozpouštění vápence, dolomitu, magnezitu a sádrovce. Antropogenním zdrojem mohou být některé průmyslové

a odpadní vody. V málo a středně mineralizovaných vodách se vápník a hořčík vyskytují převážně jako jednoduché kationty Ca^{2+} a Mg^{2+} .

V neznečištěných atmosférických vodách bývají koncentrace vápníku a hořčíku obvykle nižší než 1 mg.l^{-1} . Pitter (2009) k tomu uvádí, že v prostých podzemních a povrchových vodách se pohybuje koncentrace vápníku řádově od desítek až do několika set mg.l^{-1} a koncentrace hořčíku od jednotek až do několika desítek mg.l^{-1} .

Vápník je ve vodách více zastoupen než hořčík. Je to tím, že v porovnání s hořčíkem je více zastoupen v zemské kůře a zřejmě také podobně jako vápník podléhá sorpci a výměně iontů při styku vody s některými horninami a jílovými materiály. Hořčík je více využíván rostlinami. V podzemních a povrchových vodách je hmotnostní koncentrace vápníku obvykle několikanásobně vyšší než hmotnostní koncentrace hořčíku a někdy se poměr Ca: Mg blíží i deseti. Běžné hmotnostní poměry jsou kolem čtyř.

Chlor

Zvětráváním základních druhů hornin a půd obsahujících průměrně 10 až 500 mg chloridů v jednom kg, přecházejí chloridy do vody. Vyšší koncentrace chloridů lze nalézt v zemědělských odpadech z živočišné výroby.

Dle Horákové (2003) nejrozšířenější formou výskytu sloučenin chloru ve vodách jsou chloridy. Přítomné jsou převážně jako jednoduchý ion Cl^- . Chlor se ve vodě rozpouští na chlorovou vodu. Rozpustnost závisí na hodnotě pH. Se vzrůstající hodnotou pH se rozpustnost zvyšuje v důsledku chemické přeměny na chlornany.

Spolu s hydrogenuhličitanu, sírany a dusičnany patří mezi základní anionty vyskytující se v přírodních vodách. Z kvantitativního zastoupení se v přírodních vodách vyskytují obvykle na třetím až čtvrtém místě. Vzhledem k dobré rozpustnosti chloridů je jejich koncentrace ve vodách se vzrůstající celkovou mineralizací obvykle vzrůstající na úkor síranů a hydrogenuhličitanů. V neznečištěných atmosférických vodách jsou koncentrace chloridů i pod 1 mg.l^{-1} . V prostých podzemních a povrchových vodách dosahuje koncentrace obvykle jednotek až desítek mg.l^{-1} . (Pitter, 2009)

Sloučeniny dusíku

Sloučeniny dusíku mohou být anorganického nebo organického původu. Patří do skupiny tzv. nutrientů, které jsou nezbytné pro rozvoj mikroorganismů. Dusík spolu s fosforem patří mezi nejdůležitější makrobiogenní prvky. Uplatňuje se při všech biologických procesech probíhajících v povrchových a podzemních vodách. V biosféře neovlivněné antropogenní činností jsou převážně biogenního původu tzn. vznikají rozkladem organických dusíkatých látek rostlinného a živočišného původu. Významným zdrojem dusíku jsou odpady ze zemědělství. Z živočišné výroby jde především amoniakální dusík. Podle okolností dochází k vyplavování dusíku z půd. Ve vegetačním období je vyplavování dusičnanů podstatně menší než v období vegetačního klidu. Klimatické podmínky a složení půdy jsou také důležitým faktorem (Udawatta et al., 2006).

Vyplavování dusičnanů z lesních kultur je podstatně menší než ze zemědělské půdy. Při bilanci dusíku v podzemních a povrchových vodách je nutné brát v úvahu obsah dusíku v atmosférických vodách. Reakcemi NO a NO₂ v ovzduší vznikají v atmosférických vodách dusičnany a dusitany. Rozklad organické hmoty v půdě a biologická produkce mohou být dominantním zdrojem amoniakálního dusíku v ovzduší. Za hlavní zdroje dusíku v půdě je považováno hnojení, fixace N biogenními procesy a srážkové vody (atmosférický vstup dusíku za 1 rok se pohybuje mezi 1 až 2 g na 1 m² zemského povrchu). Amoniakální, dusitanový a dusičnanový dusík patří mezi hlavní formy anorganicky vázaného dusíku. Anorganický dusík patří mezi významné ukazatele znečištění povrchových vod. Suma dusičnanů a dusitanů patřící k oxidovatelným formám dusíku je označována jako tzv. celkový oxidovatelný dusík N-NO₂- a N-NO₃.

Amoniakální dusík NH₄⁺, NH₃

Primárním produktem rozkladu většiny organických dusíkatých látek živočišného a rostlinného původu je amoniakální dusík. Zdrojem amoniakálního dusíku organického původu jsou především antropogenní splaškové odpadní vody a odpady ze zemědělských výrob. Zdrojem anorganického původu jsou především dusíkatá hnojiva, která se infiltrací a splachem ze zemědělských ploch dostávají do

podzemních a povrchový vod (Hlavínek a Říha, 2004, Lellák a Kubíček, 1991). Amoniakální dusík se dostává do atmosférických vod z průmyslových exhalací.

Ve vodách se vyskytuje jako kation NH_4^+ a neiontové formě jako NH_3 . Součet koncentrací N-NH_4^+ a N-NH_3 je uváděn jako celkový amoniakální dusík a chemickými analytickými metodami se stanoví vždy obě formy současně. Je významnou komponentou atmosférických vod, kde často z kationtů dominuje. Proto mohou být srážkové vody významným zdrojem dusíku v povrchových vodách. V podzemních vodách je obvykle obsažen ve velmi nízkých koncentracích. Výjimku mohou tvořit kontaminované podzemní vody dusíkatými hnojivy a fekáliemi.

V povrchových vodách většinou nepřevyšují koncentrace amoniakálního dusíku 1 mg.l^{-1} . Výjimkou mohou být minerální vody, kde lze nalézt koncentrace až 100 mg.l^{-1} .

Dusitany

V případě přítomnosti ve vodách vznikají biochemickou oxidací amoniakálního dusíku (nitrifikací) nebo biochemickou reakcí dusičnanů a souvisí s genézí těchto prekurzorů.

Ve vodách zpravidla doprovázejí dusičnany a amoniakální dusík. Vzhledem ke své chemické a biochemické labilitě se vyskytují obvykle v nízkých koncentracích. Ve velmi čistých vodách bývají přítomné jen ve stopových koncentracích. V přírodních vodách dusitany nedominují, protože jsou v oxických podmínkách rychle transformovány nitrifikací na dusičnany. Ve vodách jsou nestálé, mohou být snadno biochemicky i chemicky oxidovány (nitrifikace) nebo redukovány (denitrifikace). V nízkých koncentracích je lze prokázat jako meziprodukt transformací sloučenin dusíku. Ve vodách mají především indikační význam. Vyšší koncentrace dusitanů je možné detekovat ve splaškových odpadních vodách i přes 1 mg.l^{-1} . Ještě vyšší koncentrace lze nalézt v odpadních vodách ze strojírenských závodů (až stovky mg.l^{-1}).

Dusičnany

Dusičnany jsou konečným produktem organicky vázaného dusíku, vyskytují se téměř ve všech vodách a patří mezi čtyři hlavní anionty (Horáková 2003). Za oxických podmínek jsou stabilní, avšak za anoxických podléhají biologické denitrifikaci. Vznikají sekundárně při nitrifikaci amoniakálního N a jsou konečným stupněm rozkladu v dusíkatých organických látek v toxickém prostředí. Zdrojem může být hnojení zemědělsky obhospodařované půdy dusíkatými hnojivy. Důvodem zvyšujících se koncentrací dusičnanů v povrchových vodách jsou emise ze spalování paliv a NO_2 vznikající oxidací NO.

Při výskytu ve vodách je výhodné vyjadřovat jejich koncentrace jako dusičnanový dusík N-NO_3^- (pro přepočítání platí: $1 \text{ mg NO}_3^- = 0,226 \text{ mg N-NO}_3^-$). Stoupající koncentrace v přírodních vodách v důsledku zemědělské činnosti a vzrůstajícího počtu obyvatel (Heathwaite, 1991) se zastavila v devadesátých letech důsledkem postupného snižování obsahu sloučenin dusíku v atmosférických vodách.

Obsah dusičnanů v podzemních vodách může kolísat v širším rozmezí v závislosti na jejich genezi. Charakteristická je vysoká koncentrace dusičnanů pro podzemní vody v oblastech s borovými lesy, kde písčité, dobře provzdušněná půda obsahuje bakterie schopné fixovat elementární dusík a nitrifikační bakterie.

Gergel et al. (1994) uvádí, že na koncentraci dusičnanů v přírodních vodách má vliv vegetační období. Maximální koncentrace jsou v zimním – mimovegetačním období, kdy se vyluhují z půdy (jsou slabě zadržovány v půdním sorpčním komplexu). Naopak v letním období jsou z vody odčerpány vegetací. Nízké koncentrace dusičnanového dusíku se vyskytují v horních tocích řek (v řádu setin mg).

Snaha o omezení znečištění vod dusičnany ze zemědělských zdrojů vedla v roce 1991 k vydání tzv. nitrátové směrnice, kterou vydala EU (celé území ČR bylo vyhlášeno jako citlivá oblast).

Fosfor

Zdrojem přírodního fosforu ve vodách je rozpouštění a vyluhování některých půd zvětralých hornin a minerálů (Stevenson, 1986). Primárním minerálem je apatit,

variscit a strengit. Přirozené koncentrace fosfor jsou v půdách relativně nízké a závisí především na typu podloží či atmosférických depozicích (Pierzynski, 2005). Obsah fosforu v půdách se pohybuje v rozmezí od 400 do 1200 mg.kg⁻¹. Dalším zdrojem anorganického fosforu je aplikace fosforečných hnojiv a fosfor obsažený v živočišných odpadech. Také látkový metabolismus hraje v koloběhu fosforu důležitou roli (Šafaříková a Kouřil, 2006). Významným bodovým zdrojem mohou být velkochovy hospodářských zvířat. Jedním z hlavních nebodových zdrojů této živiny pro povrchové vody je považován odnos ze zemědělských půd (McDowell et al. 2001, Gelbrecht et al. 2005). Zdrojem organického původu je rozkládající se biomasa fytoplanktonu a zooplanktonu na dně toků jezer a nádrží. Do povrchových vod se sloučeniny fosforu dostávají i z atmosférických depozic (Kopáček et al., 2001).

Grünwald (1993) a Pitter (2009) uvádějí, že celkový fosfor ve vodách se dělí na rozpuštěný a nerozpuštěný, které se dále dělí na organicky a anorganicky vázaný. Anorganicky vázaný se dále dělí na orthofosforečnanový a polyfosforečnanový. Hmotnostní koncentrace sloučenin fosforu ve vodách se obvykle udávají ve formě prvku (P), nikoli v iontové formě (jako PO₄³⁻, respektive HPO₄²⁻). To je výhodné při hydrochemických bilancích, protože není nutné provádět různé přepočty. Nejsprávnější je vyjadřování v látkových koncentracích, kdy 1 mol P = 1 mol PO₄ = 1 mol HPO₄.

V přírodních vodách se fosforečnany vyskytují jen ve velmi nízkých koncentracích výjimečně převyšujících 1 mg.l⁻¹. Ve srážkových vodách jsou koncentrace v řádech jednotek maximálně desítek µg.

V přírodním koloběhu látek hrají sloučeniny fosforu významnou roli. Nezbytné jsou pro vyšší i nižší organismy, které je přeměňují na organicky vázaný fosfor. Po uhynutí a rozkladu organismu se fosforečnany opět uvolňují do prostředí. Uplatňují se při růstu zelených organismů ve vodě (řas a sinic).

V podzemních vodách mají indikační význam. V případě, že vyloučíme znečištění způsobené fosforečnými hnojivy, náhlý vzestup koncentrace ve vodách svědčí o možnosti fekálního znečištění.

Koncentrace fosforu v odtoku ze zemědělských povodí jsou výsledkem velkého množství procesů, které se mohou měnit v prostoru i čase. Závisejí například

na složení půdního fosforu a sorpčních vlastnostech vrstev půdy, kterými voda prochází na své cestě mezi vsakem srážek a opětovným vývěrem ve vodoteči odvodňující dané povodí. Kvůli různým typům cest a časové variabilitě průtoku vody půdou jsou procesy řídící tento typ transportu složitější než procesy ovlivňující povrchový odtok fosforu (Sharpley, 1995).

U člověkem ovlivňovaných agroekosystémů, pak také určuje výslednou koncentraci fosforu v odtoku způsob obhospodařování půdy, úprava vodního režimu, typ, struktura a fyzikálněchemické vlastnosti půdy (McDowell et al., 2001).

2.11. Zdroje znečištění povrchových vod

Vyšší obsah organických látek ve vodě a vyšší biologické oživení jsou charakteristické pro vody povrchové. Značná koncentrace organických látek v povrchových vodách oproti podzemním vodám je způsobena tím, že povrchové vody zpravidla nejsou chráněny před antropogenním znečištěním. (Pitter, 1999).

Znečištěním vody rozumíme změnu chemických a fyzikálních vlastností vody, která zhoršuje kvalitu vodního biotopu pro organismy nebo pro člověka.

Bodové (difúzní) zdroje

Do kategorie difúzních zdrojů znečištění je možné zahrnout drobné rozptýlené bodové zdroje, ať již komunální, zemědělské nebo průmyslové, znečištění z dopravy či výluhy ze skládek. Vzhledem ke značnému prostorovému rozptýlení difúzních zdrojů je jejich kvantifikace zpravidla obtížná a většina hodnocení je proto obvykle založena na dílčích nebo nepřímých údajích, přepočtech či odhadech. Při podrobné analýze na mikroúrovni, tj. při velikosti povodí v řádu jednotek až desítek km² se difúzní zdroje projevují jako zdroje bodové. Při analýze povodí na mezo úrovni, tj. při velikosti povodí v řádu desítek, častěji však stovek až tisíců km² se již drobné rozptýlené zdroje projevují odlišně od zdrojů bodových, stejně však i od zdrojů plošných.

Od bodových zdrojů je odlišuje řádová odlišnost v objemu emisní zátěže, spojená s jejich obtížnou evidencí. Od plošných zdrojů je potom odlišuje rozdílný charakter vypouštěných látek. Při analýze povodí na makro úrovni, tj. u povodí v řádu tisíců až desítek tisíc km² jsou často difúzní zdroje integrovány do kategorie

plošných zdrojů, vzhledem k podobnému mechanismu transportu polutantů do recipientu. (Langhammer, 2006)

Na základě výzkumu Klimeše et al. (2007) má znečištění ze zemědělství na celkových zdrojích difúzního znečištění největší podíl. Nejčastěji se jedná o prostorově rozptýlené bodové zdroje odpadních vod z živočišné výroby (velkochovy hovězího dobytka, prasat a drůbeže), úniky ze silážování a úniky ze skladovacích prostor a technického provozu. Dalším zdrojem difúzního znečištění jsou obce, drobná sídla, usedlosti a samoty.

Skládky jsou obtížně kvalifikovatelným a mnohdy lokálně nebezpečným zdrojem znečištění vod. U starých a neřízených skládek je mnohdy velmi těžké odhadnout jejich složení a vyloučit možnost přítomnosti toxického odpadu, který se může, není-li skládka zajištěna nepropustným ložem, vyluhovat do povrchových vod.

Doprava se na difúzním znečištění podílí jednak v oblastech vlastních dopravních těles (silnice, železnice), tak i v oblastech obslužných ploch a technického zázemí (parkoviště, opravny, lokomotivová depa). Častým zdrojem znečištění silnic bývá jejich solení v zimním období, které je v době tání sněhu vyplavováno do vodních toků. Nepřímo bývá doprava původcem znečištění následkem havárií v silniční i železniční přepravě, kde často dochází k extrémnímu zatížení díky nepředvídatelnosti těchto situací a následné pozdní likvidaci.

Plošné zdroje

Hlavním zdrojem plošného znečištění je zemědělství, tedy především rostlinná výroba, atmosférická depozice a urychlení odnosu látek, tedy eroze.

Z vlastních zemědělských zdrojů jsou to aplikovaná hnojiva, pesticidy a ochranné chemické postřiky (Novotný, 2003; Barták, 2002). Přírodní hnojiva představují hlavně odpady ze živočišné výroby jako hnůj, močůvka a kejda. Z tohoto pohledu je problematická hlavně kejda, která při aplikaci ve velkých objemech u velkochovů na přilehlé pozemky může vést k situaci, kdy plodiny a půda nejsou schopny vstřebat nadměrné množství živin a tyto jsou následně odnášeny do vodních toků a nádrží (Hubačiková a Oppeltová, 2008)

U atmosférické depozice můžeme od devadesátých let dvacátého století pozorovat výrazný trend směrem k omezení emisí zejména z energetického průmyslu včetně odpovídající odezvy ve zlepšení imisní situace. Jde hlavně o snížení emisí

SO₂, NO_x a obsahu popílku v ovzduší. Největší množství polutantů zachycuje smrkové jehličí. Listnaté lesy zachycují polutantů méně v důsledku menšího specifického povrchu a fenologického cyklu v průběhu roku (Majer et al, 1998; Ulrich a Malcolm, 1991). Depozice do půdy je v případě smrkového lesa dva až tři krát větší než v případě bukového lesa a dokonce čtyřikrát větší než v oblasti bez lesního porostu (Hruška a Kopáček, 2009). Atmosférickou depozici ovlivňují fyzicko-geografické faktory. Díky větrným proudům dochází k transportu polutantů v řádu stovek kilometrů. Ve vyšších nadmořských výškách jsou koncentrace škodlivin menší než v nížinách, ale dochází zde k jejich kumulaci a negativní působení kyselé atmosférické depozice se zde projevuje mnohem výrazněji.

Eroze je jedním z nejrozšířenějších původců znečištění povrchových, ale i podzemních vod smyvem, odnosem a vyluhováním půdy. Odnesené půdní částice se dostávají do toků, kde sedimentují a způsobují jejich zanášení. Spolu s erozí odnášenými půdními částicemi se do vod dostávají nejrůznější chemické látky, které jsou v dnešním hospodaření hojně používány. Často se jedná o látky vysoce toxické, které představují nebezpečí pro vodní zdroje. V současné době je v ČR 52 % zemědělské půdy ohroženo erozí.

Podle typu znečišťujících látek lze rozdělit znečištění na biologické, chemické a fyzikální.

- **Biologické znečištění** způsobují zejména silážní šťávy, močůvka, fekálie a další hnijící organická hmota. Množství znečišťujících látek se udává jako BSK₅ (biologická spotřeba kyslíku za 5 dní).
- **Chemické znečištění** způsobuje celá řada chemických látek pronikajících do vody z průmyslu, zemědělství a lidských sídel. Nejde přitom jen o znečištění povrchových vod, ale také o kontaminaci vod spodních. Možnými zdroji mohou být hnojiva a pesticidy dostávající se do vod splachem z půd, detergenty vyskytující se v mycích a čisticích prostředcích, ropné látky, kdy je jeden litr těchto látek schopen znečistit milion litrů vody, ale i těžké kovy, které jsou vyplavovány do vod ze vzdušných emisí nebo skládek.
- **Fyzikální znečištění** může být tepelného charakteru, kdy jsou zdrojem chladicí vody z elektráren, hutí a jiných průmyslových provozů, následkem čehož dochází ke zvýšení teploty v tocích a ke snížení obsahu kyslíku a tím k poškození organismů náročných na kyslík a mechanického charakteru, kdy

je znečištění způsobeno různorodými částicemi, které způsobí zanášení a ucpávání vodních toků. Jde o kaly z půdy odplavené erozí, kaly z těžby a úpravy nerostů apod.

2.12. Problematika odtoku látek z povodí

Důležitým aspektem při vyhodnocování dopadů lidských aktivit na ekosystémy je přístup k objektivně změřeným údajům o stavu ekosystémů. Zároveň je nezbytné, aby taková data byla dlouhodobá (desítky let), tj. byla schopna postihnout časové trendy, a pokud možno, byla získávána identickým způsobem po celou dobu sledování. Monitoring a bilance látkových toků v malých povodích je ideálním nástrojem pro postihnutí změn spojených s dopady snižování emisí okyselujících a eutrofizujících látek (síra a dusík), kvality povrchových vod (chemické složení vod jako základní předpoklad pro udržení biodiverzity) a složení půd (hlavní zásobárna živin pro dlouhodobě udržitelnou produkci a významný hráč v zásobách uhlíku).

Aby bylo možno kvalifikovaně posoudit časové změny ve složení všech tří základních složek (srážky, půda, odtok) ovlivňujících fungování ekosystémů (biodiverzita, udržitelná produktivita) byla založena v roce 1994 síť malých lesních povodí (GEOMON – GEOchemickýMONitoring), která bez přerušení, pod jednotnou metodikou, pracuje na čtrnácti povodích dodnes Fottová et al. (2011). Povodí jsou lokalizována v oblasti Šumavy (povodí Liz LIZ a Spálenec SPA, SPA skončen monitoring, nahrazeno povodím Litavka LIT v Brdech), Slavkovského lesa (Lysina LYS a Pluhův bor PLB), Krušných hor (Jezeří JEZ), Jizerských hor (Uhlířská UHL), Krkonoš (Modrý potok MOD), Orlických hor (U dvou louček UDL), Beskyd (Červík CER), na Českomoravské vrchovině (povodí Anenský potok ANE, Salačova Lhota SAL, Loukov LKV), v Železných horách (Polomka POM), v blízkosti pražské aglomerace v Benešovské pahorkatině (Lesní potok LES). V současné době je k dispozici 20 let nepřetržitého sledování látkových bilancí ekologicky významných prvků v měsíčním/týdenním časovém rozlišení. Údaje slouží pro detailní a kvalifikované kalibrace biogeochemických a hydrologických modelů simulujících dopady změn klimatu, chemického složení srážek a managementu krajiny na vývoj chemického složení půd a vod. Lokalizace malých povodí GEOMON je situována do horských a podhorských oblastí v České

republiky, zároveň většina spadá do oblastí velkoplošně chráněných území (CHKO, NP), či do evropsky významných lokalit (NATURA 2000).

Malá povodí o plochách desítek až několika stovek hektarů představují ideální výzkumné lokality pro hodnocení hydrologických i hydrochemických bilancí, protože se zde daří lépe změřit vstupy i výstupy. Les je v našich podmínkách nejlepším přiblížením přirozenému ekosystému, zároveň vykazuje náchylnost k okyselování zejména ve smrkových monokulturách. Umístění povodí bylo zvoleno tak, aby reprezentovalo hydrologický režim různých oblastí (Obr. 6). Výsledky monitoringu sítě GEOMON zohledňují ve svých pracích Fottová (2003) a Fottová et al. 2009, 2001); Krám a Fottová (2007), Krám (2011)., např. dlouhodobou hydrologickou bilanci povodí Lysina zpracovali Benčoková et al. (2010).



Obrázek 6 . Mapa povodí sítě GEOMON (JEZ – Jezeří, LYS – Lysina, PLB – Pluhův bor, LIT – Litavka, LES – Lesní potok, LIZ – Liz, ANE – Anenský potok, SAL – Salačova Lhota, LKV – Loukov, POM – Polomka, UDL – U dvou louček, CER – Červík, UHL – Uhlířská, MOD – Modrý potok)

Srážko-odtokovým procesem a důsledky dlouhodobého vývoje vegetační pokrývky povodí a následných změn evapotranspirace se zabývají např. práce Buchteleho a Tesaře (2008, 2011) kde se uvádí, že proměnlivost vodního režimu je ovlivňována obvykle nejen změnami vegetační pokrývky v ročním cyklu, avšak rovněž vývojem vegetace v rozpětí třeba i mnoha desetiletí. Z toho plyne, že výsledná evapotranspirační potřeba závisí na současných klimatických podmínkách, ale významné jsou rovněž zabezpečení půdní vláhly a oscilace solární

radiace. Simulace srážko-odtokového procesu byly užity se záměrem sledovat roli vyvíjející se vegetační pokrývky území a dlouhodobých klimatických fluktuací. Rozdíly mezi měřeními a simulovanými odtoky v relativně dlouhých obdobích jsou vhodným nástrojem pro oceňování změn vodního režimu, které jsou ovlivněny rovněž změnami evapotranspirační potřeby.

Vyhodnocování datových řad průtoků a koncentrací odtékajících látek z povodí, kterým se zabýval Fučík (2010) bylo prováděno též na modelovém povodí území Kopaninského potoka (9,178 km²) ležícím v kraji Vysočina v katastrálních územích obcí Chvojnov, Kletečná u Humpolce, Onšovice u Dehtářů, Velký Rybník u Humpolce a Žírov.

Plocha povodí Kopaninského potoka je využívána jako zemědělská půda (48,8 %) pro tradiční zemědělskou produkci, zaměřenou na rostlinnou výrobu. Střední část povodí (30,6 %) je pokryta rozsáhlým komplexem lesních porostů. Nejčastěji se jedná o smrkové monokulturální lesy. Především okolo lesních porostů se na rozhraní lesní a orné půdy nachází trvalé travní porosty, které tvoří 12,8 % území. Jedná se převážně o sečené luční porosty. Zbývající část území tvoří větší počet malých vodních nádrží a dále zastavěná plocha převážně charakteru venkovské zástavby Kvítek a Doležal (2003). Od roku 1992 je zde systematicky sledována jakost vody v hlavním toku, ale i na sedmnácti přítocích. Rozsah měřených veličin uvádí Doležal a Kvítek (2004).

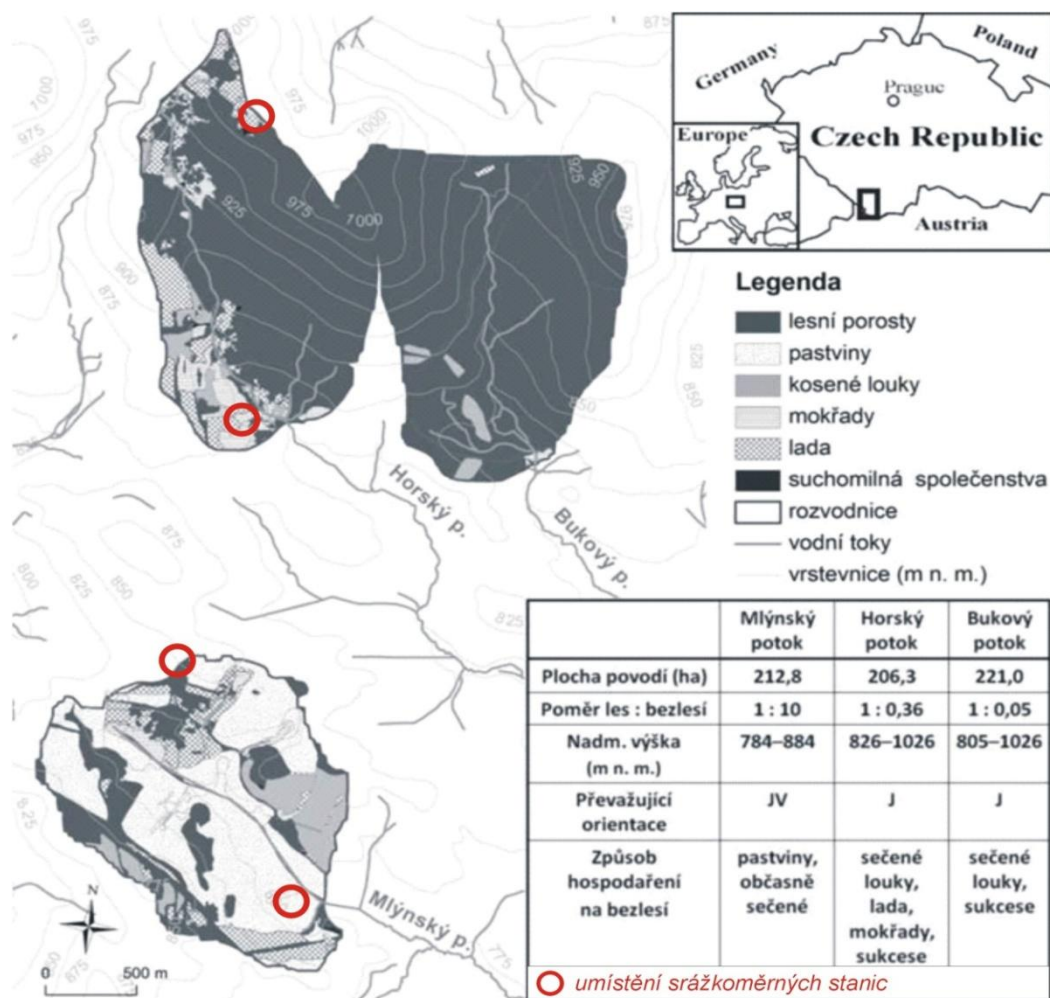
Tříletá monitorovací kampaň drenážních a povrchových vod v malém zemědělsko-lesním povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce v subpovodí Kopaninského potoka, kterou prováděl Kvítek (2012) se zabývá porozuměním dynamiky vyplavování a vztahů mezi koncentracemi dusičnanů a celkového fosforu ve vazbě na drenážní odtok. Na základě vyhodnocení monitoringu jsou porovnány hodnoty koncentrací i měsíčních látkových odnosů NH₄-N, NO₃-N, PO₄-P a P celkem z deseti podpovodí s různým způsobem využití území a různou intenzitou zemědělského odvodnění.

Jenínský potok je situován podél hranice s Rakouskem, nedaleko Dolního Dvořiště. Spádová oblast je 4,683 km². Povodí je extenzivně zemědělsky využíváno (90 % pastvin) a podíl zalesnění je 10 %. Povodí je pravidelně monitorováno od 80. let 20. století pracovníky Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Moravcová et al. (2009) a Kvítek (2009).

3. Metodika

3.1. Charakteristika sledované oblasti

Modelová povodí Mlýnského, Horského a Bukového potoka se nachází v příhraniční oblasti tzv. „lipenského pravobřežní“ na Šumavě, spadají do povodí Dunaje (Obr. 7).



Obrázek 7. Orientační mapa se základní charakteristikou modelových povodí a s umístěním srážkoměrných stanic (zdroj: Procházka et al., 2014)

Povodí Mlýnského potoka (Obr. 8) bylo v minulosti systematicky odvodněno, potok napřímen, vydlážděn a zahlouben, v roce 1998 zde proběhla revitalizace vlastního koryta toku, odvodnění okolních pastvin zůstalo zachováno Procházka et al. (2005) (viz. Obr. 26 v příloze). Na povodí probíhá během letní sezóny kontinuální pastva, pastviny pokrývají 90 % plochy povodí. Povodí Horského potoka (Obr. 9) je více než z poloviny pokryto lesními porosty, z nichž menší část je

s přírodě blízkou druhovou skladbou. V rámci bezlesí jsou plošně méně významné plochy extenzivně obhospodařované (kosení, pastva), na většině bezlesí v povodí probíhá postupně již prakticky od poloviny 20. století přirozená sukcese (mokřady, mezofilní lada, háje různověkých náletových dřevin apod.). Povodí Bukového potoka (Obr. 10) je prakticky celé zalesněno s běžným lesnickým managementem, sekundární les tvoří převážně smrkové monokultury. Všechna tři povodí jsou srovnatelná svou rozlohou (cca 200 ha), expozicí (JV), nadmořskou výškou (800 – 1000 m n. m.) a klimatickými podmínkami (roční srážky cca 1000 mm, roční průměrná teplota cca 5°C), liší se především ve způsobu využití území (Procházka et al. 2006). Půdotvorné substráty jsou tvořeny převážně žulou, dále pak syenitem a dioritem. Půdy mají výraznou výškovou pásmovitost ovlivněnou terénem, chemismem mateční horniny a složením lesních porostů. Dominantní jsou zde kambizemě kyselé v různém stupni oglejení, a to zejména ve vyšších polohách, často doprovázené kambizeměmi podzolovanými a dále glejové půdy a katény těchto půd (Fučík et al., 2012, Holubík a Fučík, 2013).



Obrázek 8. Povodí Mlýnského potoka - pastvina (foto: Vácha, 2015)



Obrázek 9. Niva Horského potoka (foto: Procházka, 2012)



Obrázek 10. Lesní tok Bukového potoka (foto: Vácha, 2015)

3.2. Metodika sledování

Sledovaná oblast dlouhodobě disponuje jednou srážkoměrnou stanicí na Svatém Tomáši (972 m n. m., ČHMÚ, pobočka České Budějovice), v rámci výzkumných aktivit Zemědělské fakulty JU v Českých Budějovicích byla zřízena srážkoměrná stanice v osadě Pasečná (840 m n. m.), kde jsou zaznamenávány od listopadu 1999 denní srážkové úhrny a současně slévány týdenní vzorky (týdenní bulk) pro chemické analýzy atmosférické depozice. Podobně jsou odebírány vzorky (slévány měsíční vzorky srážek) i v lokalitě Niva Horského potoka (830 m n. m.) od roku 2004 (Obr. 29 a 30 v příloze). Pro povodí Horského a Bukového potoka, které spolu těsně sousedí, jsou počítány srážkové úhrny ze stanice Svatý Tomáš, pro povodí Mlýnského potoka pak úhrny ze stanice Pasečná. Za předpokladu, že koncentrace látek ve srážkové vodě se mezi lokalitami významně lišit nebude, byla pro všechna povodí použita data o chemismu srážek ze stanice Pasečná, podobně i v případě srážkových úhrnů pro výpočet celkové depozice hodnocených parametrů pro všechna povodí. Jelikož se v oblasti od počátku 90. let přestalo hnojit, je počítáno s atmosférickou depozicí jako s jediným vstupem látek do povodí.

Na měrných přelivech modelových povodí jsou kromě kontinuálního záznamu výšky hladiny, vodivosti a teploty vody měřeny průtoky pro kalibraci konsumpční křivky pomocí hydrometrické vrtule typu OTT C2 (fa. OTT- KEMTEN). Současně jsou od roku 1998 (na Mlýnském potoce vzhledem k monitoringu stavu před revitalizací potoka již od roku 1997) ve čtyřtýdenních intervalech odebírány vzorky vody pro chemické analýzy (Procházka et al., 2006).

Závěrné profily modelových povodí byly od roku 1999 osazeny automatickými měřicími stanicemi (fa Ing. Kňourek) průběžně registrujícími výšku hladiny (tlakové čidlo), teplotu vody a konduktivitu. Současně byly profily (Obr. 27, 28 a 31 v příloze) osazeny vodočetnými latěmi sloužícími pro kontrolu a kalibraci naměřených hodnot. Od nové instrumentace profilů roku 2007 probíhá sledování vodních stavů pomocí ultrazvukových čidel napojených na dataloggery (FIEDLER AMS s.r.o.) s 15 minutovým záznamem a následným přepočtením výšky hladin na průtok. Dataloggery také zaznamenávají vodivost, teplotu vody a teplotu vzduchu.

3.3. Metodika zpracování dat, statistika

V analyzovaných vzorcích vody bylo měřeno pH a stanovena alkalita potenciometrickou titrací 0.1 M HCl. Měření probíhala v laboratoři pracoviště Laboratoře aplikované ekologie (LAE) na Zemědělské fakultě Jihočeské univerzity (ZF JU). Kationty Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , byly stanoveny metodou atomové absorpční spektrometrie na přístroji VarianSpectrAA- 40 na katedře Aplikované chemie ZF JU. Stanovení kationtů za rok 2015 zatím nebylo provedeno. Vzorky jsou konzervovány a uchovány pro stanovení v následujícím období, kdy proběhne i jejich další hodnocení. Hlavní ionty a sloučeniny N (NO_3^- , NH_4^+), P (PO_4^{3-}), Cl⁻ a SO_4^{2-} byly stanoveny metodou průtokové injekční analýzy s využitím automatického analyzátoru FIAstarMT 5000 (FOSS Analytical AB Sweden, 2008) a na přístroji SUN++ firmy Skalar v akreditované laboratoři firmy ENKI o.p.s. v Třeboni. NO_3^- byly stanoveny dle normy ČSN EN ISO 13395, NH_4 podle metody stanovení amoniakálního dusíku uvedené v ČSN EN ISO 11732, SO_4 dle normy ČSN ISO 22743, Cl podle normy ČSN EN ISO 15682 a PO_4 v rámci intencí normy ČSN EN ISO 15681-1. Pro výpočet látkových toků a bilancí byly použity srážkové úhrny, průměrné denní průtoky a průměrné koncentrace látek ve srážkách a odtékající vodě. Souhrnná data byla zpracována v programech MS Excel, Statistica 7.1 (StatSoft, Inc. 2005). Pro hodnocení trendu v časových řadách koncentrací látek byl použit neparametrický Mann – Kendallův trend test (Helsel a Frans 2006, Libiseller 2004) Trendy v časových řadách byly doplněny výpočtem Kendallova koeficientu pořadové korelace τ (Fu, 2004) v 30 denní freeverzi programu XLStat 2016. Zpracování rozdílnosti mezi povodími bylo provedeno ve statistickém softwaru R (R Core Team 2013), kdy byla využita jednocestná analýza rozptylu ANOVA.

4. Výsledky

4.1. Hydrologická charakteristika sledovaných povodí

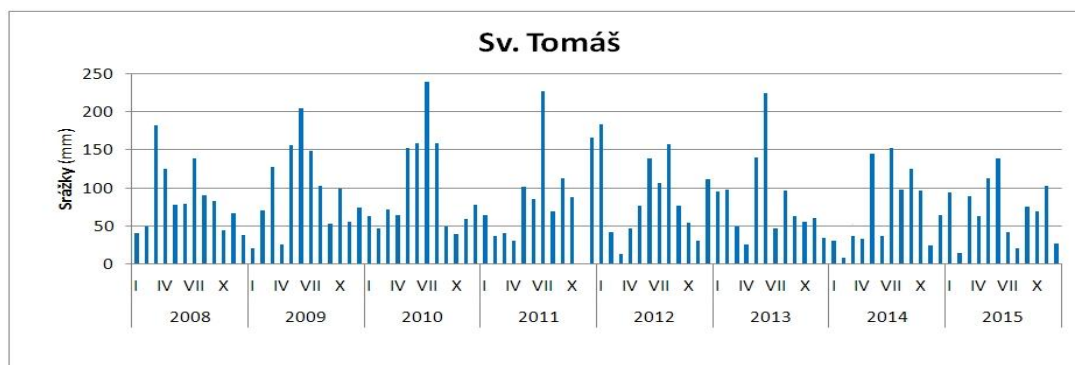
V bakalářské práci (Vácha, 2014) byla z hlediska hydrologické bilance zpracována problematika měření průtoku na závěrných profilech modelových povodí, vyhodnocení srážkových úhrnů, kalibrace dat a výpočtu hydrologické bilance v letech 2008-2013. V rámci řešení diplomové práce se navázalo vyhodnocením dat z let 2014 a 2015, výsledkově tak byla tato časová řada rozšířena o dva roky.

4.1.1. Vyhodnocení srážkových úhrnů na modelových povodích

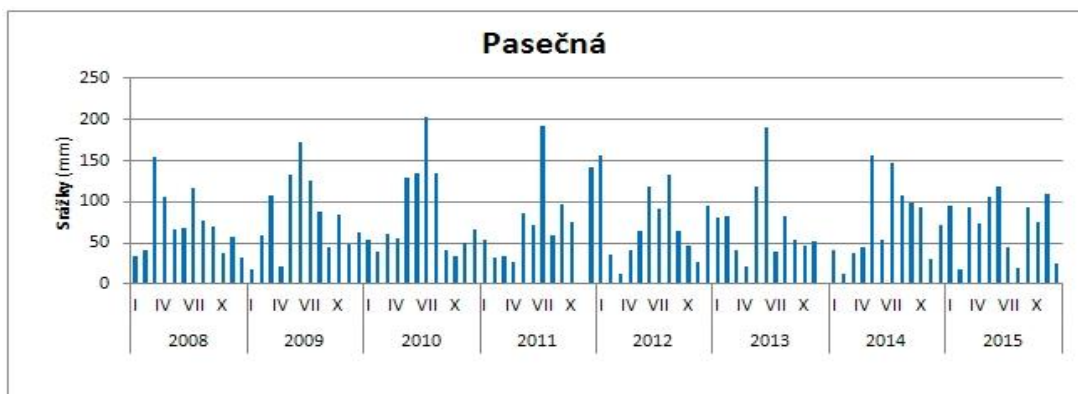
Časové řady srážkových úhrnů pro sledovanou oblast obsahují údaje o denních, měsíčních a ročních úhrnech srážek ze srážkoměrných stanic s manuální obsluhou Pasečná (provozuje ZF JU, 848 m n. m.) a Svatý Tomáš (provozuje ČHMÚ, 972 m n. m.), současně jsou registrovány srážky pomocí automatických srážkoměrů s letním provozem na meteostanicích ZF JU Mlýnský potok (785 m n. m.) a Horský potok (825 m n. m.) (Obr. 7).

Pro hydrologickou bilanci byly hodnoceny měsíční úhrny srážek za období 2008 – 2015 zaznamenané srážkoměrnými stanicemi na Svatém Tomáši a v Pasečné (Obr. 11 a 12).

Z vyhodnocených dat stanice na Sv. Tomáši vyplývá, že nejvyšší úhrny srážek byly zaznamenány během června 2009 (203,6 mm), července roku 2010 (239,4 mm), července 2011 (220,1 mm) a během června 2013 (224 mm). Zcela výjimečný byl listopad 2011, kdy nebyly zaznamenány srážky žádné.

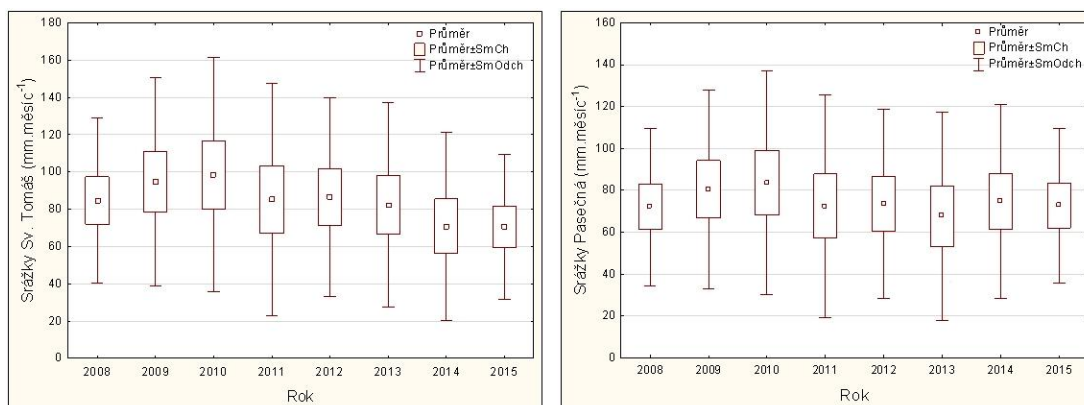


Obrázek 11. Měsíční úhrny srážek za období 2008 – 2015 na stanici Svatý Tomáš (zdroj dat: ČHMÚ)



Obrázek 12. Měsíční úhrny srážek za období 2008 – 2015 na stanici Pasečná (stanice v režii ZF JU)

Grafické výstupy výsledků statistiky měsíčních úhrnů srážek pro jednotlivé roky uvádí obrázek 13. V úhrnu srážek nebyl za sledované období prokázán statistický rozdíl. Nejméně průměrných měsíčních srážek zaznamenala stanice Sv. Tomáš v roce 2015 (70,6 mm), stanice Pasečná v roce 2013 (67,5 mm). Vzrůstající trend úhrnu srážek byl zakončen propadem v roce 2011 (Sv. Tomáš 85,2 mm, Pasečná 72,4 mm). Na průměrné měsíční srážky byl z hodnocených let nejbohatší rok 2010 (Obr. 13), kdy bylo naměřeno 98,5 mm srážek na Sv. Tomáši resp. 83,7 mm na Pasečné. V tabulkách (Tab. 3 – 5) jsou uvedeny roční úhrny srážek, k tomu je možné uvést i porovnání průměrných měsíčních úhrnů srážek pro jednotlivé roky z hodnocených stanic (Sv. Tomáš/Pasečná): rok 2008 - 84,7/72,0 mm, 2009 - 94,7/80,5 mm, 2010 - 98,5/83,7 mm, 2011- 85,2/72,4 mm, 2012 - 86,6/73,6 mm, 2013 - 82,4/67,6 mm, 2014 - 71,0/74,6 mm, 2015 - 70,6/72,7 mm.



Obrázek 13. Statistika měsíčních úhrnů srážek v letech 2008 – 2015 na stanicích Sv. Tomáš (vlevo) a Pasečná (vpravo)

Slévané vzorky atmosférické depozice (srážek) ze stanice Pasečná (týdenní slévané vzorky), posléze Horský potok (měsíční slévané vzorky), byly podrobeny chemickým analýzám. Z výsledků analýz koncentrací látek ve srážkách vyplývá, že průměrné pH srážek je 5,2. Nejvíce zastoupenými ionty ve srážkách jsou sírany, následně dusičnany a vápník (Tab. 1). Z vážených průměrů koncentrací ve srážkách jsou následně počítány celkové depozice na modelová povodí (Kap. 4.3).

Tabulka 1. Chemismus srážek v období let 2009 – 2015 (v mg.l^{-1} , vodivost v $\mu\text{S.cm}^{-1}$, KNK v mmol.l^{-1} ; N = počet vzorků; SD = směrodatná odchylka)

	Srážky		
	n	průměr	SD
Vodivost	297	33,28	30,70
KNK (4,5)	280	0,15	0,16
pH	312	5,22	0,62
NO_3^-	302	2,19	1,35
PO_4^{3-}	305	0,16	0,21
SO_4^{2-}	282	5,49	4,39
Na^+	277	0,54	0,39
K^+	279	0,60	0,48
Ca^{2+}	279	1,06	1,01
Mg^{2+}	285	0,22	0,22
Cl^-	289	0,90	0,87
NH_4^+	306	0,74	0,78

4.1.2. Vyhodnocení průtoků

V průběhu let 2014 a 2015 bylo na závěrných profilech modelových povodí realizováno doplňující měření hydrometrickou vrtulí pro zpřesňující výpočet konsumpčních křivek potažmo průtoků modelových povodí Mlýnského, Horského a Bukového potoka.

Nejvodnatějším povodím bylo povodí Mlýnského potoka, ze kterého odtéká průměrně $40,3 \text{ l.s}^{-1}$. Z tabulky 2 je zřejmý rozdíl v průtocích z Horského a Bukového potoka je malý, činí 26,4 resp. $22,8 \text{ l.s}^{-1}$. V průměru nejvyšších hodnot odtoku za rok bylo na povodí Mlýnského potoka dosaženo v roce 2012 ($48,2 \text{ l.s}^{-1}$), nejnižších v roce 2014 ($27,8 \text{ l.s}^{-1}$). V povodí Horského potoka byl nejvyšší roční průměrný odtok v roce 2010 ($31,9 \text{ l.s}^{-1}$), nejnižší v roce 2014 ($16,3 \text{ l.s}^{-1}$). Z povodí Bukového

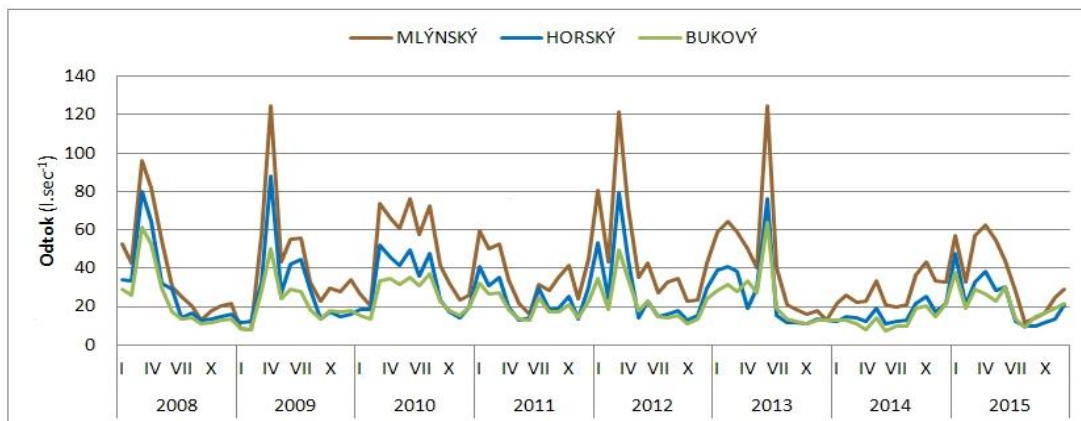
potoka odtékalo nejvíce vody v roce 2009 ($26,7 \text{ l.s}^{-1}$) a průměrný nejmenší průtok byl v roce 2014 ($13,5 \text{ l.s}^{-1}$).

Tabulka 2. Porovnání průměrných ročních průtoků sledovaných povodí za období 2008 – 2015 v l.sec^{-1}

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	průměr
Mlýnský	40,8	41,7	48,1	36,5	48,2	43,7	27,8	35,9	40,3
Horský	29,9	29,1	31,9	24,1	28,8	27,9	16,3	23,0	26,4
Bukový	24,4	26,6	25,7	20,6	25,5	24,4	13,5	21,7	22,8

V měsíčním průměru byl nejvyšší průtok zaznamenán na Mlýnském potoce v březnu 2008 ($95,8 \text{ l.s}^{-1}$), v dubnu 2009 ($124,5 \text{ l.s}^{-1}$) v březnu 2012 ($121,4 \text{ l.s}^{-1}$) a v červnu 2013 v době povodní ($124,8 \text{ l.s}^{-1}$). Podobné to bylo na potocích Horský a Bukový. Maximálních průtoků bylo dosaženo v březnu 2008 ($79,8$ resp. $61,3 \text{ l.s}^{-1}$), v dubnu 2009 ($88,2$ resp. $50,1 \text{ l.s}^{-1}$), v březnu 2012 ($79,5$ resp. $49,4 \text{ l.s}^{-1}$) a červnu 2013 ($76,4$ resp. $63,8 \text{ l.s}^{-1}$). V rekordně suchém létě 2015 byly zaznamenány také velmi nízké průměrné denní průtoky, na Mlýnském v září ($6,5 \text{ l.s}^{-1}$), na Horském a Bukovém v srpnu a září ($8,4 \text{ l.s}^{-1}$ resp. $6,8 \text{ l.s}^{-1}$).

Za sledované období došlo k několika významnějším srážko-odtokovým událostem (Obr. 14). Intenzivní srážky mají zásadní vliv na navýšení odtoku a ukazují na rozdíly mezi sledovanými povodími. Je zřejmé, že průtok závěrným profilem povodí Mlýnského potoka převyšuje zbylá dvě povodí. Naopak průtok z povodí Bukového potoka je za celou dobu pozorování nejnižší. Z obrázku 14 je patrné, že v letech 2014 a 2015 nedošlo k výraznějším srážko-odtokovým událostem, z tohoto pohledu byl rok 2014 nejsušší za celou dobu pozorování.



Obrázek 14. Průměrné měsíční průtoky v modelových povodích v období 2008 – 2015 v l.sec^{-1}

4.1.3. Srážko-odtoková bilance modelových povodí

Hodnoty srážko - odtokové bilance za období 2008 - 2015 pro povodí Mlýnského potoka jsou uvedeny v tabulce 3. Srážkově nejvíce bohatý zde byl rok 2012 (celkem 1267 mm) naopak nejméně srážek bylo zaznamenáno v roce 2015 (872 mm). Nejvyšší průměrný odtok byl zaznamenán v roce 2010 (723 mm) což činí 68 % celkového ročního úhrnu srážek. Nejmenší průměrný odtok byl v roce 2014 (367 mm) a činil 41 % naměřených srážek. Nejvíce ze spadlého srážkového úhrnu odteklo v roce 2013, a to 71 %. Průměrná hodnota ročního úhrnu srážek za sledované období byla 1006 mm, průměrný odtok 604 mm. Z povodí Mlýnského potoka za hodnocené období tedy odteklo v průměru 60 % z celkového úhrnu srážkových vod.

Tabulka 3. Srážko – odtoková bilance v povodí Mlýnského potoka

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	průměr
Srážky (mm)	1023	945	1062	1018	1267	964	894	872	1006
Odtok (mm)	697	590	723	514	714	686	367	544	604
Odtok/Srážky	0,68	0,62	0,68	0,50	0,56	0,71	0,41	0,62	0,60

Srážkové úhrny a výška odtoku za období 2008-2015 z povodí Horského potoka jsou uvedeny v tabulce 4. Nejvíce srážek bylo naměřeno v roce 2008 (1204 mm), nejméně pak v roce 2015, a to 798 mm. Vody z povodí odteklo nejvíce v roce 2008 (488 mm), nejméně v roce 2014 (245 mm) nejvyšší hodnota poměru odtoku ke srážkám byla v roce 2015 (42 %). Nejnižší v roce 2014 (25 %). Průměrně za celé období spadlo do povodí 1047 mm srážek a z toho odteklo 393 mm, což činí 37 %.

Tabulka 4. Srážko – odtoková bilance v povodí Horského potoka

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	průměr
Srážky (mm)	1204	1112	1175	994	1063	1036	992	798	1047
Odtok (mm)	488	429	466	345	423	415	245	333	393
Odtok/Srážky	0,41	0,39	0,40	0,35	0,40	0,40	0,25	0,42	0,37

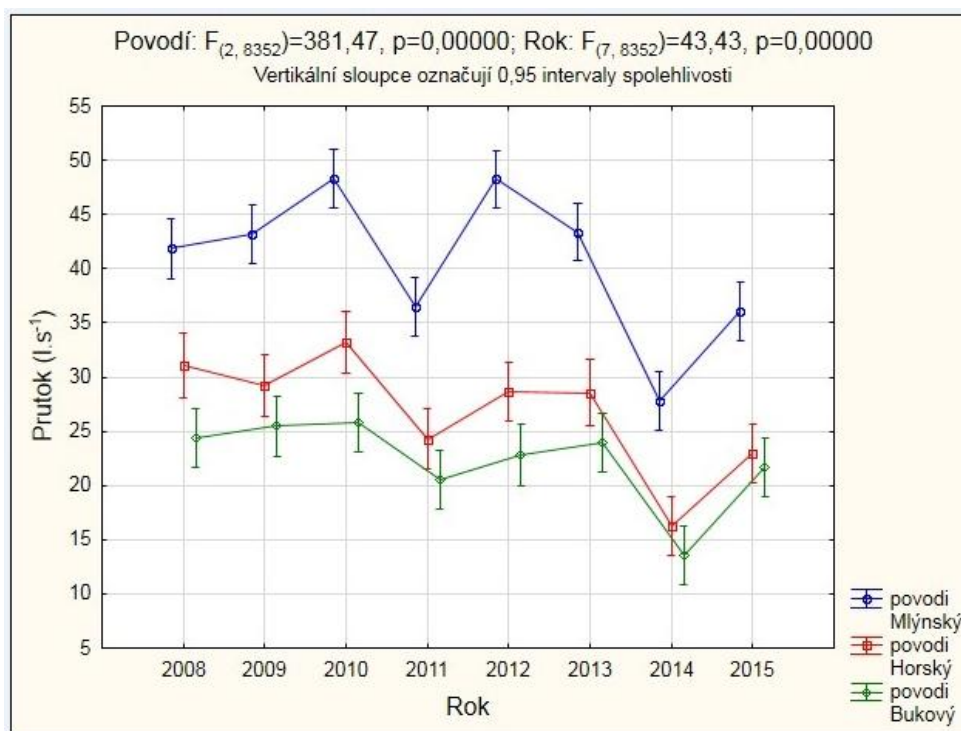
Z tabulky 5 je patrné, že v povodí Bukového potoka byl nejvyšší úhrn srážek zaznamenán v roce 2008 (1204 mm), nejméně v roce 2015 (798 mm). Největší odtok byl v roce 2008 (392 mm), nejmenší v roce 2014 (185 mm). Nejvyššího poměru mezi odtokem a srážkami bylo v povodí Bukového potoka dosaženo v roce 2015,

kdy činil 0,39, nejnižší hodnota poměru srážek byla v roce 2014 (0,19). Průměrně do povodí spadlo 1047 mm a odtoklo 338 mm. Průměrná hodnota srážko - odtokového poměru za sledované období byla 0,32 tedy 32 %.

Tabulka 5. Srážko – odtoková bilance v povodí Bukového potoka

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	průměr
Srážky (mm)	1204	1112	1175	994	1063	1036	992	798	1047
Odtok (mm)	392	382	378	298	377	375	185	315	338
Odtok/Srážky	0,33	0,34	0,32	0,30	0,35	0,36	0,19	0,39	0,32

V porovnání průtoků jednotlivých povodí za sledované období 2008 - 2015, byla pomocí Tukeyova HSD testu statisticky prokázána rozdílnost (Tab. 6). V případě statistické analýzy rozdílnosti povodí a meziročního porovnání (Obr. 15), je taktéž patrná jasná odlišnost, a to v případě povodí $F = 381,47$; $p = 0,0000$; rok $F = 43,43$; $p = 0,0000$. V případě odlišnosti jednotlivých let byla prokázána rozdílnost s $F = 43,43$; $p = 0,0000$.



Obrázek 15. Meziroční porovnání průtoků a rozdílnost mezi povodími v letech 2008 – 2015.

Tabulka 6. Statistická průkaznost rozdílnosti mezi povodími (průměrné denní průtoky 2008 – 2015).
Hodnota v závorce je průměr l.s-1), červené hodnoty jsou statisticky průkazné.

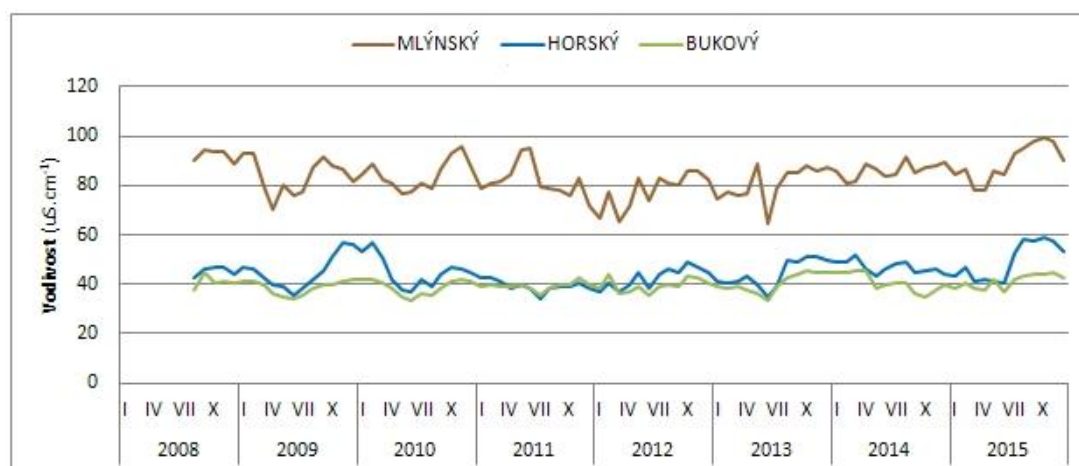
Č. buňky	Tukeyův HSD test, proměnná průtok			
	Lokalita	{1} (40,652)	{2} (26,500)	{3} (22,233)
1	Mlýnský		0,000022	0,000022
2	Horský	0,000022		0,000022
3	Bukový	0,000022	0,000022	

4.2. Hodnocení fyzikálně chemických parametrů povrchové vody

Fyzikálně chemické parametry povrchových vod odtékajících z modelových povodí byly hodnoceny na základě analýz pravidelných měsíčních odběrů od roku 1997, resp. 1998 (viz. Metodika, kap. 3.2) a kontinuálního měření vodivosti pomocí automatických měřicích stanic od roku 1999.

4.2.1. Vodivost

Kontinuální měření vodivosti na závěrných profilech přináší možnost sledovat podrobné průběhy orientačního množství rozpuštěných látek v odtékající vodě a zároveň tento parametr vhodně porovnávat. Průběhy průměrných měsíčních hodnot vodivosti odtékající vody vyjadřují jak rozdílnost mezi povodími, tak reakci na zvýšené srážky, či naopak na období sucha (Obr. 14).

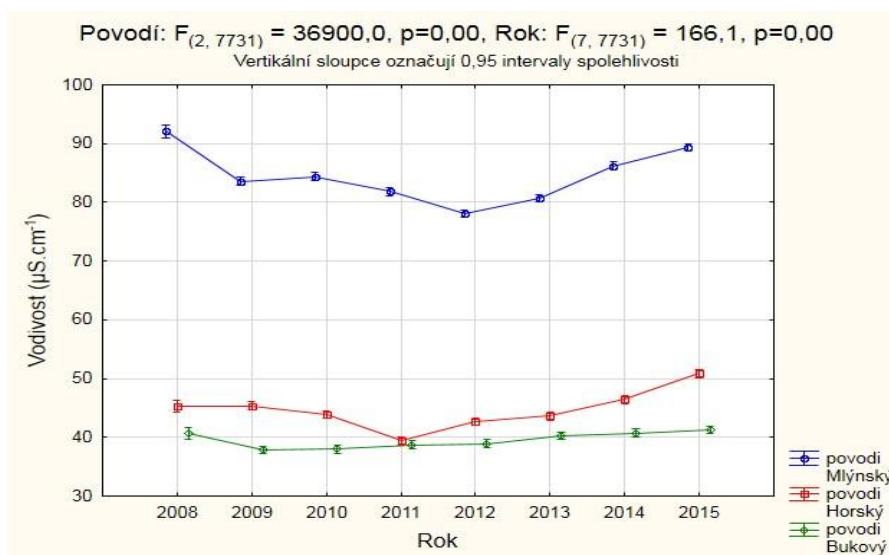


Obrázek 16. Průběhy průměrných měsíčních hodnot vodivosti vody od roku 2008

To je dobře zřejmé na příkladu roku 2015, kdy snížené průtoky v suché části roku (Obr. 14) se projeví na zvýšených hodnotách vodivosti (Obr. 16). Celkově

nadprůměrné hodnoty byly zaznamenány u Mlýnského potoka od srpna do října, kdy průměrná hodnota za měsíc říjen činila $99 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, s maximem $102 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (7. října). Na Horském potoce bylo dosaženo průměrného maxima v říjnu 2015 ($59 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), s nejvyšší dosaženou hodnotou $66 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (8. října). Na potoce Bukovém byla nejvyšší průměrná měsíční hodnota současně v měsících září až listopad ($44 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), s maximem $48 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (22. listopadu). Průměrné nejnižší měsíční hodnoty vodivosti byly naměřeny na všech potocích 2. června 2013. Na Mlýnském potoce tato hodnota činila $64 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (s minimem $39 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), na Horském $35 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (s minimem $25 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Téměř stejných hodnot vodivosti jako Horský dosáhl Bukový, a to $33 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (s minimem $25 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

Mezi povodími byla zjištěna statistická odlišnost pro hodnoty vodivosti ($F = 36900,0$; $p = 0,00$) (Obr. 17), kdy vodivosti změřené na potocích Horský a Bukový jsou výrazně nižší než vodivost změřená na potoce Mlýnský. Všechna povodí se od sebe statisticky průkazně liší (Tab. 7). Průměrná vodivost na potoce Mlýnský kolísá kolem $83 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Vodivost na potoce Horský se pohybuje okolo $44 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a vodivost Bukového okolo $39 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Povodí Horského a Bukového potoka se od sebe statisticky průkazně neliší. Rozdíl ve vodivosti potoků byl prokázán také při meziročním porovnání ($F = 166,1$; $p = 0,00$).



Obrázek 17. Meziroční porovnání vodivosti a rozdílnosti mezi povodími v letech 2008 – 2015.

Tabulka 7. Statistická průkaznost rozdílnosti mezi povodími (průměrné denní vodivosti 2008 – 2015). Hodnota v závorce je průměr ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), červené hodnoty jsou statisticky průkazné.

Č. buňky	Lokalita	Tukeyův HSD test; proměnná vodivost		
		{1} (83,901)	{2} (44,473)	{3} (39,496)
1	Mlýnský		0,000022	0,000022
2	Horský	0,000022		0,000022
3	Bukový	0,000022	0,000022	

4.2.2. Koncentrace látek

Celkový obsah rozpuštěných látek vyjádřený jako elektrická vodivost vody, stejně jako průměrné koncentrace hydrogenuhličitanů ($\text{KNK}_{4,5}$), dusičnanů, fosforečnanů, síranů, sodíku, draslíku, vápníku, hořčíku, chloridů a amonných iontů jsou sledovány systematicky na všech modelových povodích od roku 1998. Jejich průměrné hodnoty (Tab. 8) ukazují často na evidentní rozdíly, kdy jsou zpravidla významně vyšší ve vodě odtékající z povodí Mlýnského potoka. Například u dusičnanů jsou průměrné koncentrace na Mlýnském přibližně $6,8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, na Horském $2,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a na Bukovém $2,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. U vápníku jsou koncentrace ve vodě v podobném poměru, a sice - M : H : B = 8 : 3 : 2, nebo u hořčíku 1,6 : 0,8 : 0,7. Rozdílnost mezi povodími prostřednictvím ve vodě měřených koncentrací uvedených parametrů byla testována statisticky ze souboru většinou více než dvou set hodnot pro každé povodí.

Tabulka 8. Chemismus odtékající vody na závěrných profilech, rozdílnost mezi povodími v období let 1999 – 2015 (v $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, vodivost v $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, KNK v $\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$; N = počet vzorků; SD = směrodatná odchylka)

	Mlýnský			Horský			Bukový			ANOVA F, p-level
	N	Průměr	SD	N	Průměr	SD	N	Průměr	SD	
Vodivost	225	88,60	13,74	230	43,26	8,84	227	36,70	6,80	1613,5, ***
KNK (4,5)	218	0,45	0,14	217	0,21	0,10	215	0,15	0,08	716,74, ***
pH	219	6,37	0,35	220	6,15	0,42	219	6,12	0,53	33,188, ***
NO_3^-	230	6,41	2,63	230	2,17	1,57	226	1,84	0,93	558,16, ***
PO_4^{3-}	224	0,06	0,05	217	0,06	0,04	206	0,30	1,19	12,338, ***
SO_4^{2-}	226	12,10	6,59	223	9,91	6,08	222	10,08	6,92	10,782, **
Na^+	190	3,91	1,30	191	2,77	0,89	190	2,85	0,92	89,079, ***
K^+	190	1,54	0,45	191	1,06	0,33	191	0,53	0,37	639,4, ***
Ca^{2+}	189	7,61	2,68	189	3,18	1,51	189	2,34	0,78	643,14, ***
Mg^{2+}	191	1,64	0,55	191	0,84	0,43	191	0,66	0,28	433,54, ***
Cl^-	229	1,73	1,11	230	1,21	0,79	228	1,10	0,78	54,218, ***
NH_4^+	220	0,04	0,10	231	0,03	0,08	231	0,03	0,06	12,338, ***

*průkazné na $p < 0.05$, ** průkazné na $p < 0.01$, *** průkazné na $p < 0.001$

4.2.3. Trendy

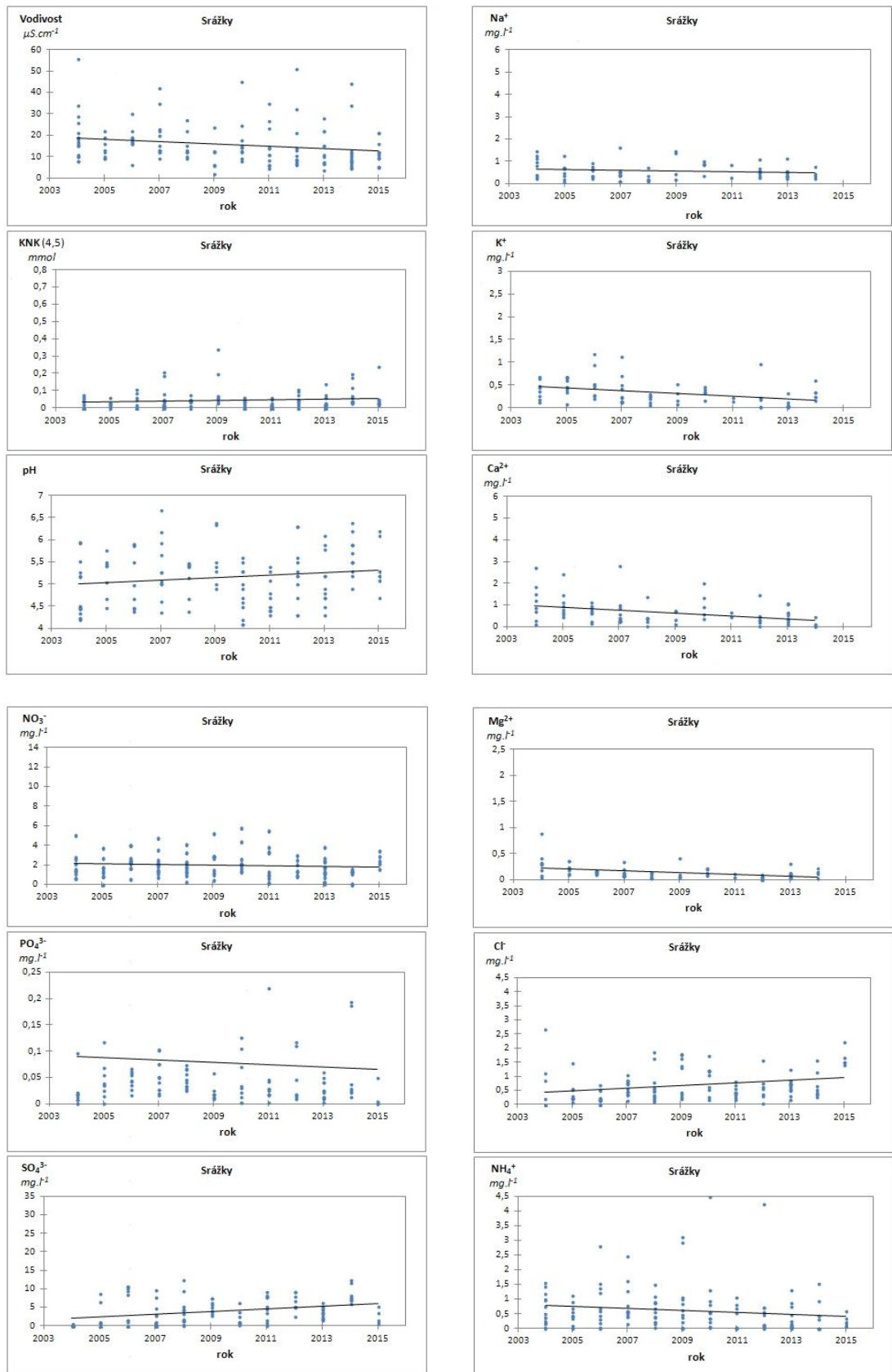
Sezónnímu Mann-Kendallovu testu byly postupně podrobeny časové řady koncentrací chemických veličin pro sledovaná povodí pro období 1998 – 2015 (Mlýnský již od roku 1997 vzhledem k dřívějšímu monitoringu stavu toku před revitalizací potoka) za účelem prokázání možného trendu vývoje koncentrací. Významnost trendu byla testována na hladině 0,05. Dosažené výsledky jsou uvedeny na obrázcích 18 – 24.

Podobně jako u koncentrací látek odtékající z povodí, byly od roku 2008 hodnoceny rozdíly a trendy chemismu srážkových vod. Výsledky trendů v průběhu sledovaných let ukazují kromě rozdílných koncentrací často i jejich rozdílný vývoj. Trendy v koncentraci chemických složek srážkové vody zobrazuje soubor grafů na obrázku 18. Pokles v koncentraci prvku byl zaznamenán u většiny iontů vyjma SO_4^{2+} a Cl^- . V závislosti se snižováním obsahu sledovaných prvků, byl zaznamenán klesající trend u vodivosti. Naopak parametry jako pH a $\text{KNK}_{(4,5)}$ mají vzrůstající tendenci.

Z grafu nemusí být patrná strmost trendové křivky. Tato je lépe charakterizována hodnotou Kendallova tau (τ). Čím více se hodnota blíží 1 resp. -1, tím je trend strmější. V případě kladného výsledku je trend stoupající a opačně. Významnost trendu byla testována na hladině spolehlivosti 0,05. Sledované parametry dosáhly hodnot uvedených v tabulce 9. Z výsledků je zřejmý prokazatelný vzestup koncentrací u SO_4^{2-} , Mg^{2+} , Cl^- , Ca^{2+} , Na^+ naopak pokles u K^+ , NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} .

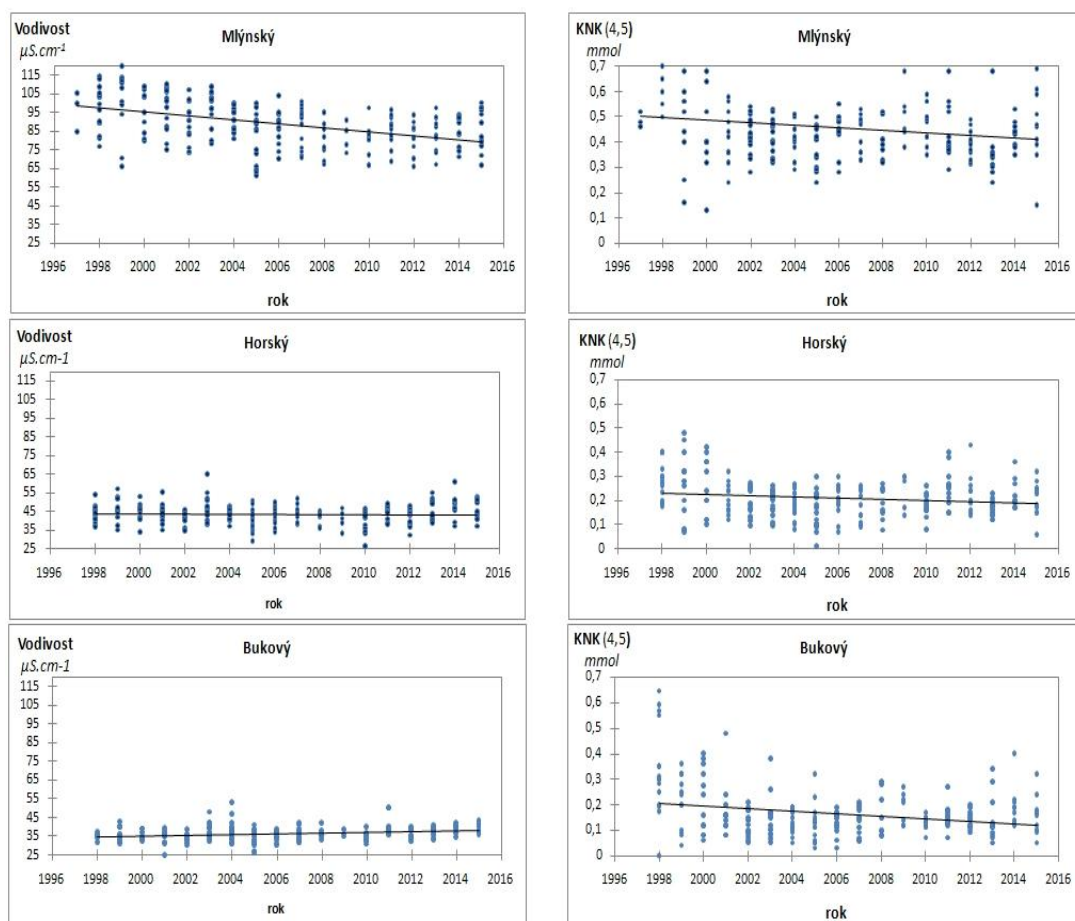
Parametr	Kendalovo τ	p
Vodivost	-0,217	0,000
Na^+	0,067	0,328
K^+	-0,241	0,000
pH	0,109	0,074
$\text{KNK}_{4,5}$	0,139	0,027
Ca^{2+}	0,221	0,001
NO_3^-	-0,071	0,265
PO_4^{3-}	-0,08	0,207
SO_4^{2-}	0,302	<0,0001
Mg^{2+}	0,267	0,328
Cl^-	0,264	<0,0001
NH_4^+	-0,202	0,000

Tabulka 9. Hodnoty Kendallova τ a hodnoty spolehlivosti pro trendy chemismu ve srážkách v letech 2004 - 2015



Obrázek 18. Trendy chemismu srážek za období 2004 – 2015

V případě hodnocení dlouhodobé řady elektrické vodivosti odtékající vody, byl výrazný sestupný trend prokázán u Mlýnského potoka (Obr. 19). Průměrná hodnota vodivosti za období 1997 (1998) – 2015 zde byla $89 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ s maximem 126 (v roce 1998) a minimem $61 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (v roce 2005). Hodnota korelačního koeficientu τ byla $-0,301$, $p = < 0,0001$. Velmi nepatrný a statisticky neprokázaný trend byl hodnocen u vodivosti vody Horského potoka. Za sledované období byla průměrná hodnota vodivosti $44 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ s maximem 65 (v roce 2003) a minimem $26 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (v roce 2010). Hodnota Kendallova τ byla $-0,015$, $p = 0,73$. Mírný statisticky průkazný vzestupný trend byl vyhodnocen na povodí Bukového potoka, kdy korelační koeficient byl $0,215$, $p = < 0,0001$. Průměrná vodivost byla 36, maximální 53 (rok 2004) a minimální $25 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (rok 2001).

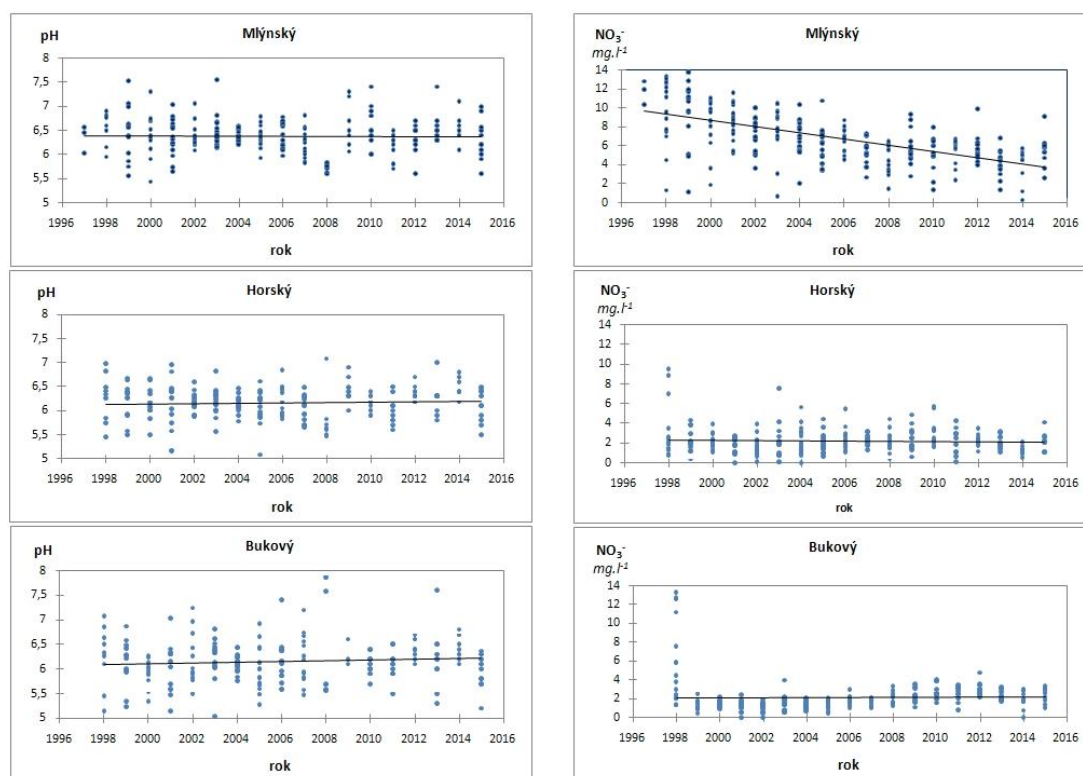


Obrázek 19. Trendy sledovaných parametrů odtékající vody z lokalit Mlýnský, Horský a Bukový potok za období 1997 - 2015 (vodivost a $\text{KNK}_{4,5}$)

Mírně sestupné trendy byly prokázány na všech sledovaných potocích v hodnotách kyselinové neutrální kapacity (KNK 4,5 – alkalita) (Obr. 19). Na Mlýnském potoce byly průměrné hodnoty alkality 0,456, maximální i minimální

hodnota byla naměřena v roce 2000 a činila 0,916 resp. 0,13 mmol (Kendalovo $\tau = -0,114$, $p = 0,011$). Na Horském byly průměrné hodnoty alkality 0,21, max 0,48 (1999), min 0,01 mmol.l^{-1} (2005). Hodnota Kendalova $\tau = -0,09$, $p = 0,046$. Průměrné hodnoty na potoce Bukový byly 0,167, s maximem 0,75 a s minimem 0,00 mmol.l^{-1} v roce 1998. Korelační koeficient $\tau = -0,091$, $p = 0,041$.

V hodnotách pH (grafy na obrázku 20), nebyl prokázán výrazný vzestupný nebo sestupný trend. Mlýnský: průměr 6,4; max. 7,6 v roce 2003; min. 5,4 mg.l^{-1} v roce 2000. Kendalovo $\tau = -0,019$, $p = 0,676$. Horský: průměr 6,2; max. 7,1 v dubnu 2008 a min 5,1 mg.l^{-1} v únoru 2005. $\tau = 0,022$, $p = 0,634$. V porovnání s ostatními potoky byly hodnoty u Bukového potoka na nejnižší úrovni: průměr 6,2, max. 8,1 v prosinci 2003 a min. 4,9 mg.l^{-1} v červenci 2000. $\tau = 0,058$, $p = 0,215$.

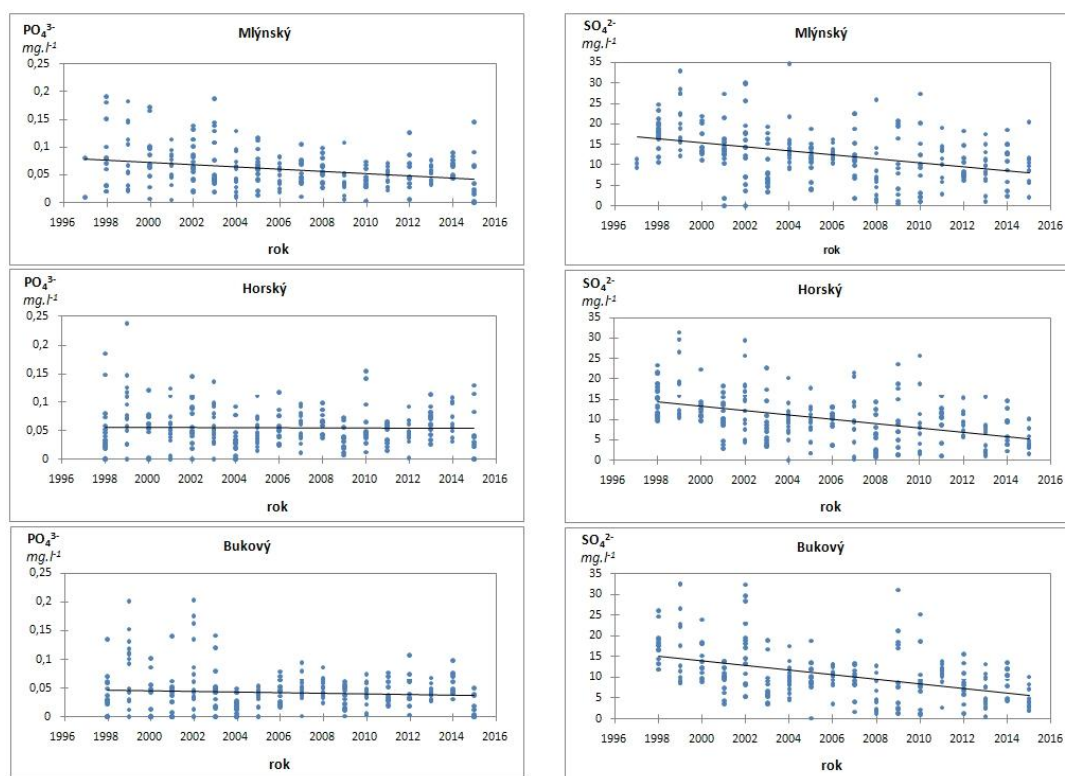


Obrázek 20. Trendy sledovaných parametrů odtékající vody z lokalit Mlýnský, Horský a Bukový potok za období 1997 - 2015 (pH a NO₃⁻)

Statisticky významný ($p = < 0,0001$) sestupný trend se sklonem $\tau = -0,443$ v obsahu NO₃⁻ byl prokázán na Mlýnském potoce. Za sledované období byl na tomto potoce průměr 6,9 mg.l^{-1} s maximem 16,4 v roce 1998 a minimem 0,3 mg.l^{-1} v listopadu v roce 2014. Téměř vyrovnaný stav (trend nebyl prokázán) byl na

Horském potoce: průměr 2,2; max. 9,5 mg.l⁻¹ v roce 1998 a s minimem pod mezí detekce 0,0 v letech 2001 a 2004 ($\tau = 0,017$, $p = 0,0694$). Na Bukovém byl prokázán vzestupný trend na hodnotě $\tau = 0,278$, $p < 0,0001$ s průměrnou koncentrací 2,1; max. 13,3 v roce 1998 a min. 0,00 mg.l⁻¹ (pod mezí detekce) v letech 2001, 2002 a 2014.

Z grafů uvedených na obrázku 21 je patrné, že v hodnotách PO₄³⁻ byl prokázán výraznější sestupný trend pouze v odtékající vodě z povodí Mlýnského potoka, kde byl průměr 0,06 mg.l⁻¹; max. 0,19 mg.l⁻¹ v roce 1998 a min. 0,00 mg.l⁻¹ ($\tau = -0,139$, $p = 0,001$). Na Horském potoce nebyl prokázán výraznější stoupající trend, průměr 0,05; max. 0,02 mg.l⁻¹ v roce 1999, min. 0,00 pod mezí detekce v letech 2001 – 2004 a 2015 ($\tau = 0,036$, $p = 0,397$). Ani ve vodě odtékající z povodí Bukového potoka nebyl prokázán trend vzestupu. Průměr 0,04 mg.l⁻¹; max. 0,20 mg.l⁻¹ (2002) a min. opět pod mezí detekce 0,00 (2000 – 2005, 2009, 2010, 2015). Kendalllovo $\tau = 0,043$, $p = 0,327$.

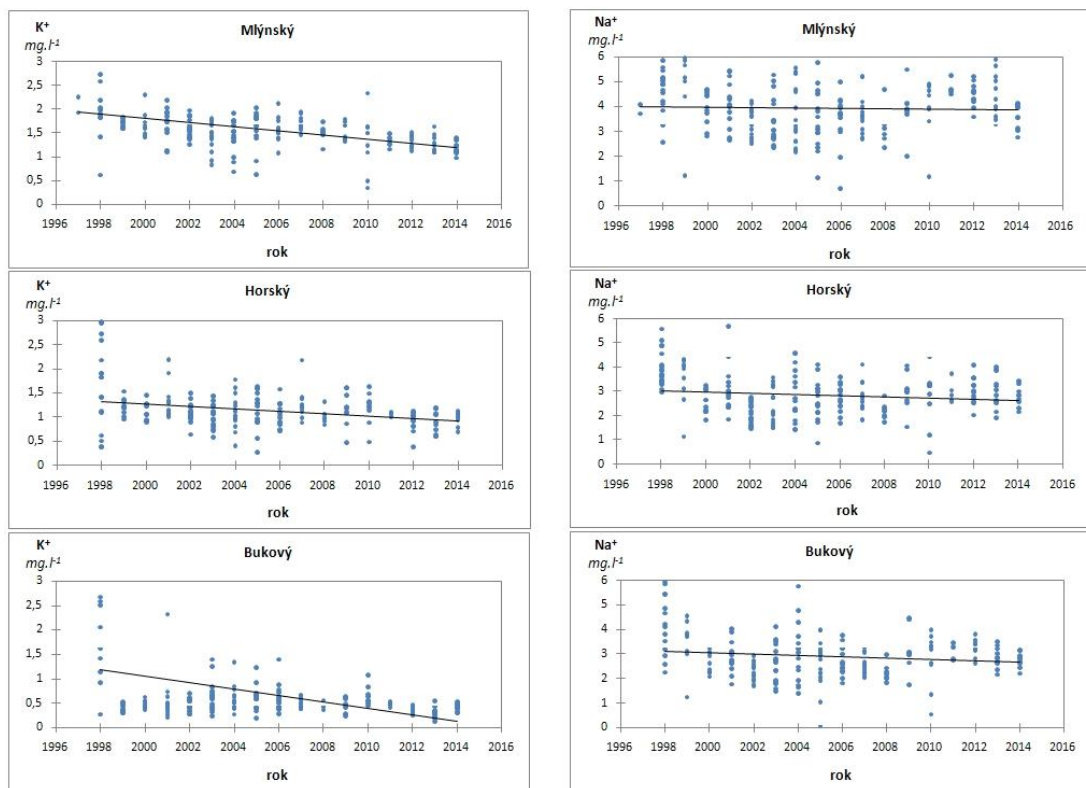


Obrázek 21. Trendy sledovaných parametrů odtékající vody z lokalit Mlýnský, Horský a Bukový potok za období 1997 - 2015 (PO₄³⁻ a SO₄²⁻)

V koncentracích SO₄²⁻ byl za období 1997 (1998) – 2015 prokázán výrazný sestupný trend u všech sledovaných potoků (Obr. 21). Na Mlýnském potoce byl za

toto období průměr $12,4 \text{ mg.l}^{-1}$ s maximem a minimem $34,5$ (2004) resp. $0,00 \text{ mg.l}^{-1}$ (2001, 2002). $\tau = -0,273$, $p = < 0,0001$. Na Horském potoce bylo dosaženo v tomto období průměrných hodnot okolo 10 mg.l^{-1} ; maximální hodnota byla 35 (1999) a minimální $0,00 \text{ mg.l}^{-1}$ pod mezí detekce v roce 2004. Koeficient $\tau = -0,317$, $p = < 0,0001$. Na Bukovém potoce byly tyto hodnoty: maximum, minimum, průměr: $35,2$ (1999), $0,02$ (2005) a $10,6 \text{ mg.l}^{-1} \text{ SO}_4^{2-}$. Koeficient $\tau = -0,287$, $p = < 0,0001$.

Trendy v hodnotách koncentrací K^+ na modelových potocích jsou vyobrazeny na obrázku 22. Je patrný sestupný trend na všech potocích. Průměrná hodnota koncentrací Mlýnského potoka byla $1,6 \text{ mg.l}^{-1}$, maximální $4,3$ (2001) a minimální $0,3 \text{ mg.l}^{-1}$ (2010). Tento trend je prokázán koeficientem Kendallova τ , který měl hodnotu $-0,352$ na hladině významnosti $p = < 0,001$. Mírný sestupný trend byl prokázán na hodnotách odtékající vody Horského potoka, kde byl průměr $1,1 \text{ mg.l}^{-1}$ s dosaženým maximem $3,0 \text{ mg.l}^{-1}$ v roce 1998 a minimem $0,3 \text{ mg.l}^{-1}$ v roce 2005. ($\tau = -0,157$, $p = 0,001$). V obsahu iontu K^+ byl největší sestupný trend prokázán ve vodě Bukového potoka, v jehož vodě bylo průměrně $0,7 \text{ mg.l}^{-1}$, maximálně $6,8$ v roce 1998 a minimálně $0,1 \text{ mg.l}^{-1} \text{ K}^+$ v roce 2013 ($\tau = -0,181$, $p = 0,00$).

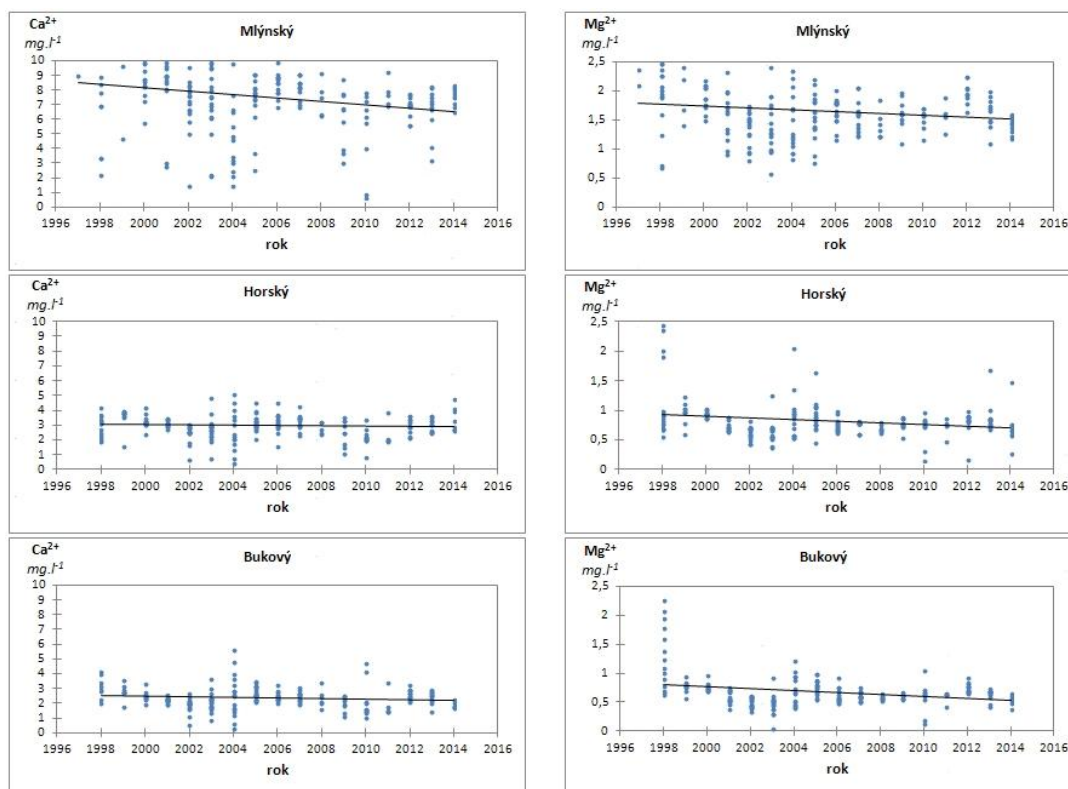


Obrázek 22. Trendy sledovaných parametrů odtékající vody z lokalit Mlýnský, Horský a Bukový potok za období 1997 - 2015 (K^+ a Na^+)

Oproti draselnému iontu, iont Na^+ nevykazuje tak výrazný sestupný trend. Jak dokládají grafy obrázku 22, sestupný trend na Mlýnském potoce je téměř nezatelný. Odtékající voda obsahovala průměrně $3,9 \text{ mg.l}^{-1} \text{ Na}^+$. Maxima bylo dosaženo v roce 2011 a hodnota činila $6,5 \text{ mg.l}^{-1}$. Minimum bylo naměřeno v průběhu roku 2006 a činilo $0,7 \text{ mg.l}^{-1}$. Korelační koeficient za toto období byl $\tau = -0,018$, ovšem trend prokázán nebyl $p = 0,697$. Znatelnější poklesový trend byl zaznamenán ve vodě Horského potoka, která obsahovala průměrně $2,9 \text{ mg.l}^{-1}$ maximálně $5,7$ (2001) a minimálně $0,5 \text{ mg.l}^{-1} \text{ Na}^+$ (2010). Poklesovou tendenci dokládá koeficient τ , který činil $-0,048$ na hodnotě spolehlivosti $p = 0,301$, tedy s neprokázaným trendem. Z modelových povodí byl největší pokles v koncentracích sodného iontu v povodí Bukového potoka, jehož voda obsahovala průměrně $2,9 \text{ mg.l}^{-1}$, maximálně $6,6$ (2001) a minimálně $0,08 \text{ mg.l}^{-1} \text{ Na}^+$ v roce 2005 ($\tau = -0,028$, ovšem ani zde trend nebyl prokázán ($p = 0,547$)).

Poklesové trendy v koncentraci vápenného kationtu Ca^{2+} v odtékajících vodách modelových povodí jsou uvedeny na obrázku 23. Je patrné, že výraznější poklesový trend ($\tau = -0,215$) byl pouze na Mlýnském potoce, kde byl prokázán hodnotou $p = < 0,0001$. Ve zbývajících dvou povodích je tento trend sotva ztelný. Vody Mlýnského potoka obsahovaly průměrně $7,54 \text{ mg.l}^{-1} \text{ Ca}^{2+}$, maximálně $14,4$ (2004) minimálně $0,6 \text{ mg.l}^{-1}$ (2010). Jak bylo uvedeno výše, v odtékajících vodách Horského potoka nebyl prokázán trendový pokles ($\tau = -0,054$, $p = 0,265$). Vody obsahovaly průměrně $3,0$; maximálně $5,2$ (2004) a minimálně $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ (2004) $\text{Ca}^{2+} \text{ mg.l}^{-1}$. Mírně vyšší pokles byl zaznamenán v koncentracích Ca^{2+} ve vodě Bukového potoka. Průměrná hodnota koncentrace kationtu byla $2,4 \text{ mg.l}^{-1}$, max. $5,8$, min. $0,3 \text{ mg.l}^{-1} \text{ Ca}^{2+}$ (obě 2004). Korelační koeficient $\tau = -0,071$ s neprokázaným trendem $p = 0,143$.

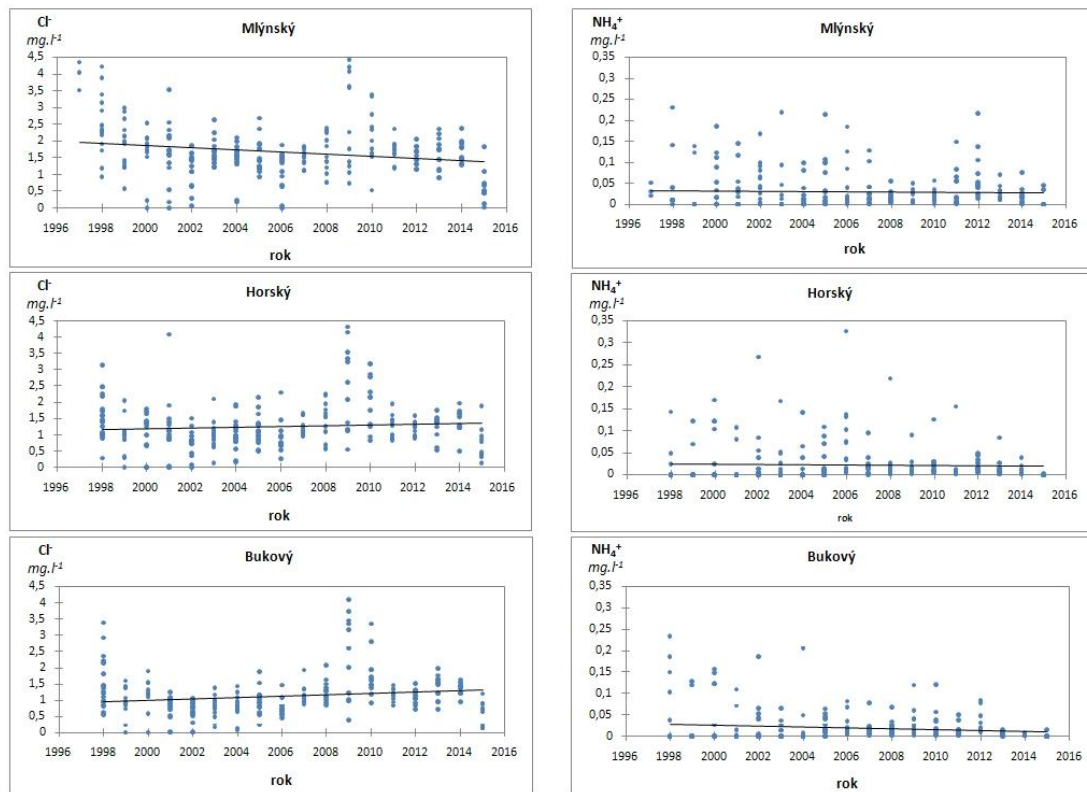
Na všech sledovaných povodích byl trend ve směru snižování obsahu Mg^{2+} (Obr. 23). U všech potoků došlo ke snižování hodnot koncentrací, nicméně trend byl statisticky prokázán jen na Bukovém. Na Mlýnském potoce byla průměrná koncentrace $1,7 \text{ mg.l}^{-1}$, maximální $3,1$ (1998) a minimální $0,6 \text{ mg.l}^{-1} \text{ Mg}^{2+}$ (2003). Korelační koeficient $\tau = -0,108$, $p = 0,22$. Na Horském potoce byla průměrná koncentrace kationtu $0,8$, maximální $2,5$ (1998) a minimální $0,2 \text{ mg.l}^{-1} \text{ Mg}^{2+}$ (2010). Korelační koeficient $\tau = -0,072$, $p = 0,125$. Na Bukovém potoce byla průměrná koncentrace $0,7 \text{ mg.l}^{-1}$, maximální $2,3$ (1998) a minimální $0,03$ (2003) $\text{mg.l}^{-1} \text{ Mg}^{2+}$. Korelační koeficient $\tau = -0,107$, $p = 0,027$.



Obrázek 23. Trendy sledovaných parametrů odtékající vody z lokalit Mlýnský, Horský a Bukový potok za období 1997 - 2015 (Ca^{2+} a Mg^{2+})

Analýzy kationtů Na^+ , K^+ , Mg^{2+} a Ca^{2+} za rok 2015 prozatím nebyly stanoveny, vzorky jsou konzervovány a uchovány pro zpracování v následujícím období. Jejich hodnocení proběhne až v dalších letech.

Trend poklesu hodnot koncentrací chloridů (Cl^-) je zřejmý z grafického vyjádření (Obr. 24) a byl i statisticky průkazný. Potoky Horský a Bukový naopak vykazují vzrůstající trend v obsahu tohoto iontu. Minimální hodnoty značené jako 0,00 jsou pod detekčním limitem zvolené metody. Mlýnský: průměr $1,7 \text{ mg.l}^{-1}$; maximum $4,4 \text{ mg.l}^{-1}$ (2009); minimum 0,00. Strmost poklesu $\tau = -0,132$ s průkazným poklesovým trendem na hladině $p = 0,02$. Horský: průměr $1,3 \text{ mg.l}^{-1}$; maximum 5,0 (2000); minimum 0,00 (2000 – 2002); $\tau = 0,08$, $p = 0,76$ a Bukový: průměr $1,1 \text{ mg.l}^{-1}$; maximum $4,6 \text{ mg.l}^{-1}$ (2009); minimum $0,00 \text{ mg.l}^{-1} \text{ Cl}^-$ (1999, 2000, 2001); $\tau = 0,167$ s průkazným vzrůstajícím trendem $p = < 0,0001$.



Obrázek 24. Trendy sledovaných parametrů odtékající vody z lokalit Mlýnský, Horský a Bukový potok za období 1997 - 2015 (Cl⁻ a NH₄⁺)

Vzestup v koncentracích iontu NH₄⁺ byl prokázán ve vodách všech potoků. Minimální hodnoty značené jako 0 jsou pod detekčním limitem zvolené metody. Situaci v odtékajících vodách modelových povodí dokreslují grafy obrázku 24. Ve sledovaném období byla průměrná hodnota NH₄⁺ ve vodě Mlýnského potoka 0,03 mg.l⁻¹, maximální 0,32 mg.l⁻¹ (1998), minimální 0,00 NH₄⁺ (v průběhu let 1998-2005, 2007, 2010). Byl prokázán ($p = 0,027$) mírný vzrůstající trend $\tau = 0,097$ koncentrace amonného iontu ve vod. Ve vodě Horského potoka byla průměrná hodnota 0,02, maximální 0,33 mg.l⁻¹ NH₄⁺ (2006), hodnoty pod limitem detekovatelnosti byly zjištěny v letech 1998 – 2005 a 2015. Korelační koeficient $\tau = 0,247$, $p = < 0,0001$. Vody Bukového potoka obsahovaly průměrně 0,02, maximálně 0,23 mg.l⁻¹ NH₄⁺, minimální hodnota 0,00 byla detekována v letech 1998 - 2005, 2010, 2011. Korelační koeficient τ pro tento iont za sledované období $\tau = 0,148$, $p = 0,001$.

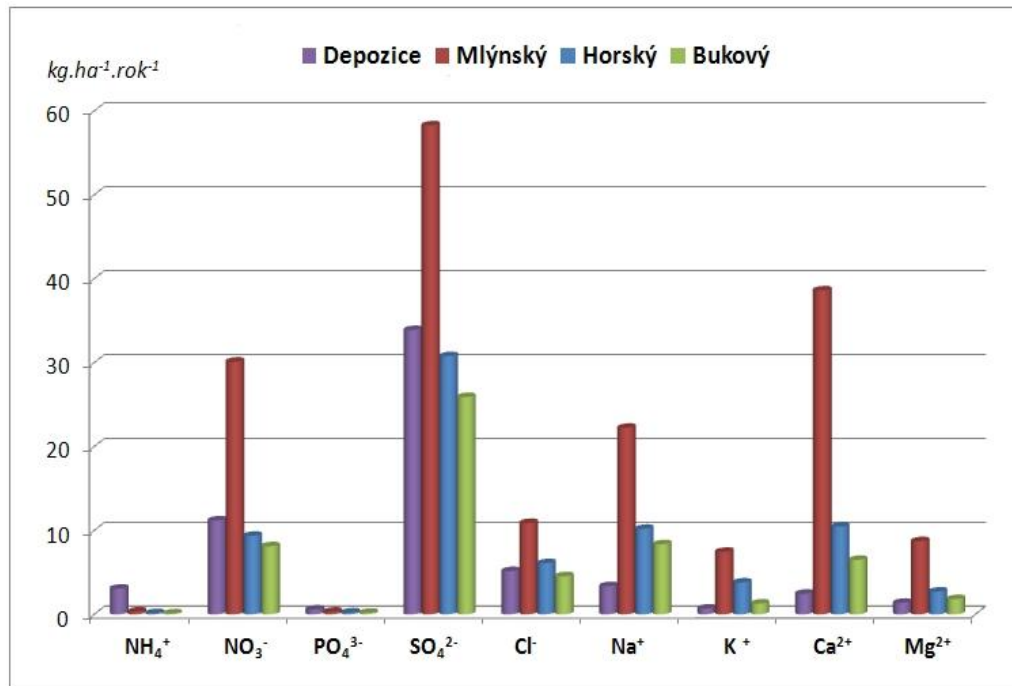
4.3. Látková bilance modelových povodí

Z naměřených údajů o průtocích a z hodnot koncentrací látek byly vypočteny látkové odnosy. Jejich relaci a rozdílnost mezi povodími, zároveň i jejich celkovou depozici, uvádí tabulka 10. Jsou zde uvedené průměrné depozice a odnosy látek za období 2008 – 2015. Největší rozdíl mezi odnosy jednotlivými potoky (Mlýnský vers. Horský resp. Bukový) byl v objemu odneseného Ca^{2+} (39 versus 10 resp. 6 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$), NO_3^- (30 versus 9 resp. 8 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$), SO_4^{2-} (58 versus 31 resp. 26 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$) a Na^+ (22 versus 10 resp. 8 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$). Pouze ve dvou případech převažovala depozice nad ztrátou. Jednalo se o obsah NH_4^+ a PO_4^{3-} , kdy se do povodí dostalo 3 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ NH_4^+ (odnos Mlýnský – Horský – Bukový: 0,34 – 0,13 – 0,1 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$) a 0,6 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ PO_4^{3-} (odnos M - H - B: 0,3 – 0,2 – 0,2) za rok. Z dalších iontů to byly SO_4^{2-} (34), NO_3^- (11), Ca^{2+} (2) a Na^+ , kde tento atmosférický input činil téměř 2,5 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$.

Tabulka 10. Průměrné hodnoty atmosférické depozice a odnosu látek za období 2008 – 2015 ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$)

$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$	NH_4^+	NO_3^-	PO_4^{3-}	SO_4^{2-}	Cl	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}
Depozice	3,06	11,19	0,58	33,88	5,15	3,36	0,68	2,45	1,37
Mlýnský	0,34	30,11	0,32	58,27	10,87	22,23	7,44	38,60	8,72
Horský	0,13	9,35	0,22	30,77	6,09	10,19	3,79	10,46	2,71
Bukový	0,10	8,11	0,18	25,90	4,54	8,35	1,28	6,48	1,81

Vizuální porovnání atmosférické depozice a specifického látkového odnosu z jednotlivých povodí v letech 2008 – 2015 je možné prostřednictvím grafu na obrázku 25. Zde je znázorněno průměrné množství látek dodaných (depozice) a odnesených z jednoho hektaru plochy jednotlivých povodí. Rozdíl v odnosech z Horského a Bukového potoka je malý. Je patrné, že vyplavování látek povodí potoka Mlýnského tyto dva výrazně převyšuje ve všech sledovaných parametrech. Podobně je evidentní, že na povodí Mlýnského potoka většinou převažuje odnos látek nad jejich depozicí.



Obrázek 25. Průměrná roční depozice a specifický látkový odnos z modelových povodí v letech 2008 - 2015 ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$)

5. Diskuse

Roční srážkový úhrn za období 2008 – 2015 byl na stanicích Pasečná a Sv. Tomáš zaznamenán v průměru 1006 mm resp. 1047 mm. Krám (2011) uvádí, že roční průměrný srážkový úhrn za období 1990 – 2010 do experimentálního povodí v rámci sítě GEOMON Lysina je téměř 1000 mm a průměrný odtok přibližně 450 mm, což odpovídá 46 % podílu odtoku na celkových srážkách. Roční srážkové úhrny se pohybovaly od minima (708 mm) v hydrologickém roce 1997 do maxima (1342 mm) v povodňovém roce 2002. Nízké úhrny pod 800 mm byly zaznamenány také v letech 1990 – 1991, a zvýšené úhrny nad 1100 mm pak byly zaznamenány v letech 1992, 1995, 2009 a 2010. Podobné srážkové úhrny byly zaznamenány i v zájmovém území, kdy pro povodí Horského a Bukového potoka činily v roce 2009 1112 mm a v roce 2010 1175 mm. Odtok z těchto dvou povodí byl v průměru 393 resp. 338 mm, což odpovídá 37 resp. 32 % podílu odtoku na celkových srážkách. V případě povodí Mlýnského potoka byla bilance zcela odlišná, při průměrných srážkách 1006 mm byl průměrný odtok 604 mm, což odpovídá 60 % podílu odtoku na celkových srážkách. Z vyhodnocení 20 let (1994 – 2014) hydrologického a biochemického výzkumu malého lesního povodí Červík v Beskydech, které prováděl Oulehle et al.,

(2014) vyplývá, že z celkového průměrného úhrnu srážek (1206 mm) odečte 671 mm (56 %). Švihla (2001) k tomu uvádí, že úhrnný odtok z větších lesních celků je zpravidla nižší než celkový odtok z bezlesí (z polí a luk). Tyto závěry jsou ve shodě s výsledky uvedenými v této práci, kdy odvodněné povodí využívané jako pastvina (Mlýnský potok) zadrží průměrně jen 40 % vody ze srážek, kdežto povodí s krajinnou mozaikou, lesy a mokřady Horského potoka a lesnaté povodí Bukového potoka jsou schopna průměrně zadržet více než 60 % srážkové vody.

Dlouhodobá data o chemismu vody byla podrobena sezónnímu Mann – Kendallovu testu pro zjištění trendu v časových řadách. Z výsledků testu pro koncentrace v odtékající vodě vyplývá dlouhodobý snižující se trend. V hodnotách vodivosti odtékající vody byl statisticky prokázán klesající trend u Mlýnského potoka, téměř vyrovnaný na Horském a vzestupný na Bukovém potoce. Vodivost povrchových vod v antropogenně prakticky neovlivňovaném území bývá přibližně $10\text{--}30 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, což odpovídá kvalitě dešťové vody, jak dokládá ve své práci (Ripl et al, 1996). Naopak Pitter (2009) uvádí, že hodnoty vodivosti obvyklé pro povrchové vody v našich podmínkách od 50 do $500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Průměrná vodivost měřená na závěrných profilech modelových povodí během sledovaného období 1998 – 2015 byla $89,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na Mlýnském potoce, $44,8 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na Horském potoce a $39,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na potoce Bukovém. Pokorný (2014) uvádí, že za vyšší hodnoty vodivosti v odtékající vodě může být zodpovědné odvodnění krajiny. Ve srovnání s jinými zemědělskými kulturami mají trvale travní porosty stále ještě dobrou schopnost zamezit promývání škodlivých látek do podzemních vod (Hejduk a Gaisler, 2006). Výrazně snižují smyv živin do povrchových vodních zdrojů a omezují tak jejich eutrofizaci. Údaje o chemismu odtékající vody na závěrných profilech uvádí tabulka 10 (v přílohách), kde je patrná rozdílnost mezi jednotlivými povodími v letech 2009 – 2015.

Pokud jde o srážky, jejich pH se v zájmovém území za celé období 1998 – 2015 pohybovalo průměrně okolo 5,2. Dle Hrušky a Kopáčka (2005) se pH srážkových vod v oblastech neovlivněných lidskou činností pohybuje v rozmezí 5 – 6.

Oulehle et al. (2014) uvádí klesající množství obsahu síry v atmosférické depozici i odtoku do roku 2014. Dokumentuje, že na modelovém povodí Červík síť GEOMON byla depozice průměrně $8,4 \text{ kg S}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, resp. odtok činil

33 kg S.ha⁻¹.rok⁻¹ V případě modelových povodí Mlýnského, Horského a Bukového potoka docházelo do roku 2012 k mírnému nárůstu koncentrací, aby v následujících letech docházelo k poklesu obsahu síry (v podobě síranového iontu) v atmosférické depozici. Příspěvek depozicí činil průměrně 33,9 kg SO₄²⁻.ha⁻¹.rok⁻¹ a ztráta odtokem 58,3 (Mlýnský), 30,8 (Horský) a 25,9 kg SO₄²⁻.ha⁻¹ (Bukový potok). Ke zvýšeným ztrátám v povodí Mlýnského potoka významně přispívají vyšší hodnoty odtoku vody v porovnání s povodími Horský a Bukový. Vyšší ztráta odtokem může být dále obecně způsobena minerálním podložím, kdy jeho znalost jako důležitou označuje ve své práci Škoda et al. (2011). Považuje jej jako významný faktor ovlivňující chemismus povrchových vod. Rozpuštěním sulfidů nacházejících se ve skalním podloží může docházet k vyplavování síranů do povrchových vod, kde se jejich koncentrace pohybují běžně v rozmezí desítek až stovek mg.l⁻¹. Takto se mohou sírany vyplavovat do povrchových tekoucích vod. Modelová povodí jsou svou nedalekou polohou v tomto směru srovnatelná, jak popisují (Fučík et al., 2012, Holubík a Fučík, 2013). Specifikují, že půdotvorné substráty jsou zde tvořeny převážně žulou, dále pak syenitem a dioritem.

Povrchová voda v povodích Mlýnského, Horského a Bukového potoka vykazovala v průběhu let pozorování podstatné změny koncentrací rozpuštěných látek. Plynulý byl jen pokles obsahu SO₄²⁻ a s ním související pokles koncentrací Mg²⁺. Při posuzování jejich vstupu a ztrát z povodí je stále zjišťována pasivní bilance. Příčinou může být jejich uvolňování z nestálých vazeb s oxidy Al (Matzner a Ulrich, 1990, Alewell a Matzner, 1993, 2001; Herrstadt, 1995; Manderscheid et al., 1995;). Jak uvádí Prechtel et al. (2001), na většině sledovaných evropských experimentálních povodí byl pokles SO₄²⁻ signifikantní, ale nebyly zjištěny pozitivní korelace s poklesem spadu síry.

Atmosférickou depozici N na volné ploše uvádí Oulehle et al., (2014) na hodnotě 8,9 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ a ztrátu odtokem 2,8 kg N.ha⁻¹.rok⁻¹. Na potocích byla depozice NO₃⁻ průměrně 11,2 kg.ha⁻¹.rok⁻¹. Nižší depozice NO₃⁻ v zájmovém území je pravděpodobně způsobena lokalitou, kde nedochází k žádnému, popř. minimálnímu znečištění ovzduší. Ohledně odtoku můžeme srovnávaná povodí vymezit jako lesní ekosystém (Bukový potok), ekosystém s krajinnou mozaikou (Horský potok) a odvodněné pastviny (Mlýnský potok). V lokalitě Bukového potoka docházelo během sledovaného období k nižšímu odtoku NO₃⁻ (8,1 kg NO₃⁻.ha⁻¹.rok⁻¹)

oproti ostatním sledovaným lokalitám. Důvodem může být, že přirůstavé lesní ekosystémy spotřebují ročně asi $10 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ z depozic (Dise a Wright, 1995; Gundersen et al., 1998; Wright et al., 2001). V zájmovém území Bukového potoka byl zjištěn statisticky průkazný vzestupný trend NO_3^- , avšak při koncentracích od 2 do $2,5 \text{ mg} \cdot \text{NO}_3^{-1}$ v jednom litru. Vyšší odnos dusičnanu z území Mlýnského potoka je způsoben využitím území (pastvina), jedná se o hodnotu $30,1 \text{ kg NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. K vyplavování dusičnanů z povodí Kvítek et al. (2009) udává, že nejdůležitějším faktorem ovlivňujícím životní prostředí znečištění dusičnany byl podíl zorané půdy v povodí. Čím větší je podíl zorané půdy v povodí, tím větší je kontaminace povrchových vod dusičnany. V povodí Mlýnského potoka využívaného jako pastvina byla část ploch do roku 1993 zorněná, posléze byla všechna převedena na travní porost. Dusík se z podloží neuvolňuje a jeho odtok je do značné míry řízen procesy probíhajícími v půdě. Koncentrace N v přírodním odtoku z půdy jsou závislé zejména na přísunu atmosférickou depozicí a na schopnostech vegetace a půdních organismů dusík využívat a zabudovávat do biomasy a půdní organické hmoty (Hejzlar et al., 2001). Způsobem jak zvýšit denitrifikaci a tedy zmenšit vyplavování N z půdy je podle Doležala a Kvítka (2004) zpomalení odtoku vody z přechodné a výstupní odtokové zóny. V povodí Mlýnského potoka byla provedena revitalizace vlastního toku, kdy jedním z cílů revitalizace, mělo být právě zpomalení odtoku vody. Tento efekt se zatím přímo prokázat nepodařilo (Procházka et al., 2005)

Depozice PO_4^{3-} v zájmovém území se za celé období 1998 – 2015 pohybovala průměrně okolo $0,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Koncentrace PO_4^{3-} v odtocích z jednotlivých povodí byly bez větších rozdílů a poměrně nízké ($0,06 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) Největší odtok PO_4^{3-} byl zjištěn v odtékající vodě Mlýnského potoka ($0,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$), nejnižší odtok byl zjištěn v odtékající vodě Bukového potoka ($0,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$). Kopáček et al. (1998) uvádí, že na Šumavě z povodí na žulách odtékají vyšší koncentrace P než z povodí na svorech. Závislost na složení horninového podloží na přírodní pozadí koncentrací P v odtoku z povodí uvádějí také Kopáček a Hejzlar (1998). Dodávají, že dále závisí i na procesech v půdě. Antropogenní zdroje mohou zvyšovat přírodní koncentrační pozadí P v tocích i o několik řádů. Nejdůležitějším antropogenním zdrojem P jsou komunální odpadní vody vypouštěné do toků a povrchové splachy, případně i průsaky ze zemědělské půdy. Hejzlar et al. (2001) ve své studii prováděné v okolí Lipenské nádrže říkají, že přítomnost luk a pastvin v subpovodích zvyšovala

statisticky průkazně, i když ve srovnání s komunálními zdroji velmi mírně, koncentrace P. Podobně může mít způsob využití ploch v území Mlýnského potoka prostřednictvím pastvy vliv na poněkud vyšší odnosy fosforečnanu ve srovnání s lesním či mokřadním povodím Bukového resp. Horského potoka, avšak vzhledem k zatížení pastvin $0,7 \text{ VDJ} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Haková et al., 2014) a jen sezónnímu využití jej předpokládáme za zanedbatelný.

V období let 2008 – 2015 se ve vodách sledovaných toků snižovaly koncentrace amonných iontů (NH_4^+), což je v souladu s vyhodnocením výsledků dlouhodobého sledování prováděného Vichou et al. (2013) na tocích v Beskydech. Statisticky průkazný vzestupný trend byl na všech potocích v koncentraci iontu NH_4^+ .

Oulehle et al. (2014) uvádí depozici chloridu ve sledovaném povodí Červík $5,8 \text{ kg Cl}^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ a odtok $7 \text{ kg Cl}^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. V porovnání s naměřenými koncentracemi v zájmovém území Mlýnského, Horského a Bukového potoka byla průměrná depozice v letech 1998 - 2015 $5,2 \text{ kg Cl}^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ a průměrný odtok $7,2 \text{ kg Cl}^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Z lesního povodí Bukového potoka činil odtok Cl^- $4,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. I zde byl zjištěn statisticky průkazný vzestupný trend. Zdrojem Cl^- v atmosférických srážkách může být dálkový přenos z přímořských oblastí. V tekoucích vodách může být zdrojem Cl^- zvětrávání hornin a následné vyluhování. Mezi další zdroje můžeme zařadit antropogenní vliv, vysoké koncentrace lze nalézt v zemědělských odpadech z živočišné výroby (Pitter, 2009).

Se sníženým spadem bazických kationtů K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} se srážkovou vodou koreluje i jejich snižující se trendový odnos. V časové řadě se snižovala alkalita vody všech tří sledovaných toků, tento pokles je způsoben nahrazováním kyseliny uhličitě HCO_3^- zvyšující se koncentrací Cl^- a SO_4^{2-} . Alewell et al. (2001) k tomuto stavu uvádí, že se na sledovaných povodích SRN v 90. letech minulého století snížila depozice bazických kationtů i jejich koncentrace ve vodě toků.

Povodí Mlýnského potoka vykazuje i další předpokládané zhoršení krajinných funkcí, která se projevují nižším podílem vody zadržným v povodí a horší kvalitou odtékající vody. Vodivost a chemismus vod Horského a Bukového potoka jsou srovnatelné s obdobnými úseky povrchových vod centrální Šumavy (Mánek, 1998). Naproti tomu koncentrace většiny iontů ve vodě Mlýnského potoka jsou výrazně vyšší a s tím souvisí i velká množství vodou odnášených rozpuštěných látek.

Výrazně vyšší specifický odnos všech hlavních iontů z povodí Mlýnského potoka je patrně důsledkem odvodnění a způsobu hospodaření. Vyšší teploty na povrchu půdy, periodické vysychání a zaplavování jsou faktory, které urychlují mineralizaci a následné vyplavování iontů. Na Mlýnském povodí se tyto faktory uplatňují více než na srovnávaných víceméně lesních povodích (Procházka et al., 2001)

Extenzivní chov skotu na Mlýnském povodí může do určité míry ovlivnit přímo chemismus povrchových vod a zkreslit tak srovnání s ostatními sledovanými lokalitami. Zvýšené koncentrace chloridů a sodíku tomu mohou do určité míry nasvědčovat. Výsledky, které uvádí Šachová et al. (1999), však připouštějí, že například koncentrace dusičnanů a fosfátů v povrchových vodách Šumavy nemusí být přímo ovlivněny extenzivním chovem skotu.

6. Závěr

Diplomová práce navazuje na práci bakalářskou (Vácha, 2014) a vychází z dlouhodobého monitoringu pracoviště Zemědělské fakulty (LAE ZF JU) na malých povodích v oblasti Šumavy. V práci byly vyhodnoceny rozdíly ve vodní bilanci a odnosu rozpuštěných látek v letech 2008 – 2015, porovnány byly také trendy v chemismu vody. Srovnání průměrného srážko-odtokového poměru na povodích prokázalo malý rozdíl mezi povodími Horského (mokřadni) potoka (odteče 37 %) a Bukového (lesní) potoka (32 %), zatímco z povodí Mlýnského (odvodněná pastvina) potoka odteče 60 % z dopadajících srážek. K tomu významně přispívá způsob využití území v povodích, kdy na Horském jsou zastoupeny větší plochy lesa, mokřadů a přirozené sukcese; povodí Bukového potoka je vyloženě lesního charakteru. Povodí odvodněných pastvin Mlýnský vykazuje zhoršení sledovaných parametrů, které jsou vyjádřeny nižším podílem zadržené vody v povodí a také vyšším podílem rozpuštěných látek v odtékající vodě. Obsahy látek jsou významně vyšší ve vodách odtékajících z odvodněného povodí využívaného jako pastvina než z povodí krajinné mozaiky s lesy, mokřady, lada a loukami, nebo lesního povodí. Tomu odpovídají i celkové odnosy látek z povodí, kdy je z výsledků zřejmé, jak lesní a mokřadni povodí látky zadržují, kdežto odvodněné povodí je dlouhodobě ztrácí. Jen v případě dusičnanů, amoniaku, Ca^{2+} a Mg^{2+} jsou látkové odnosy z lesního a mokřadniho povodí třikrát nižší než z odvodněných pastvin. V případě PO_4^{3-} je to o třetinu a v případě SO_4^{2-} , Cl^- , K^+ a Na^+ je to o polovinu méně.

Výsledky diplomové práce splnily cíle a potvrdily předpoklad, že se způsob využití území významným způsobem podílí na bilanci vody a látek v povodí a má smysl se touto problematikou z hlediska trvalé udržitelnosti krajiny ve větší míře zabývat.

7. Literatura

- Alewell, C., Armbruster, M., Bittersohl, J., Evans, C.D., Meesenburg, H., Moritz, K., Prechtel, A., 2001. Are there signs acidification reversal in fresh waters of the low mountain ranges in Germany? *Hydrology and Earth System Sciences*, 5: 367–378.
- Alewell, C., Matzner, E., 1993. Reversibility of soil solution acidity and sulphate retention in acid forest soils. *Water, Air and Soil Pollution*, 71: 155–165.
- Barták, M., 2002. *Ekologie řízených autotrofních ekosystémů*. ČZU Praha, první vydání, 366 s.
- Benčoková, A., Krám, P., Hruška, J., 2010 The impact of climate change on hydrological patterns in head water catchments of Czech GEOMON network. In: Zuber, A., Kania, J., Kmiecik, E., (Eds.) 38th International Association of Hydrogeologists Congress Proceedings. *Groundwater Quality Sustainability*, University of Silesia, Krakow, s. 947–950.
- Blažek, V., 2006. *Voda v České republice*. (Eds.) Němec, J., Hladný, J. Pro Ministerstvo zemědělství vydal Consult.
- Brutsaert, W., 2005. *Hydrology: An Introduction*. Cambridge U. Press, New York.
- Buchtele, J., Tesař, M., 2008. Proměnlivost vodního režimu v zalesněných experimentálních povodích. In: *Hydrologie malého povodí 2008*. Praha: Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, v.v.i., ISBN 978-80-87117-03-3. s. 39-46.
- Buchtele, J., Tesař, M., 2011. Vliv vývoje vegetační pokrývky v povodí na režim zdrojů povrchové a podzemní vody. *Hydrologie malého povodí*, Praha 8. – 10. 3. 2011, Eds. Šír, M., Tesař, M., ISBN 978-80-02-02290-9, s. 21-28.
- Dise N. B., Wright R.F., 1995. Nitrogen leaching from European forest in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management*, 71: 153-162.
- Doležal, F., Kvítek, T., 2004. The role of recharge zones, discharge zones, springs and tile drainage systems in peneplains of Central European highlands with regard to water quality generation processes. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 29(11), 775-785.
- Drbal, K., Křížek, M., 1999. *Analytická chemie*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, ISBN: 80-7040-352-7.
- Dvořák, P., 2008. *Počasí takřka populárně*. 1. vydání. Cheb: Svět křídel, ISBN 978-80-86808-5 7-4. 224 s.
- Eiseltová, M., Pokorný, J., Ripl, W., Bodlák, L., Pechar, L., Pecharová, E., Kučera, Z., 2007. Restoration of water and matter retention functions of a floodplain:

- ecology and economics. The Stropnice river catchment, Czech Republic. (Restauration des fonctions de rétention de l'eau et de matières d'une plaine d'inondation : aspects écologiques et économiques. Le bassin versant de la rivière Stropnice en République Tchèque). In.: M. Trémoières (ed.). Floodplain protection and restoration. Lavoisier SAS. s. 189-199.
- Fottová, D., 2003. Trends in sulphur and nitrogen deposition fluxes in the GEOMON Network, Czech Republic, between 1994 and 2000, Water Air and Soil Pollution, 150 (1-4) : 73-87.
- Fottová, D., Hruška, J., Krám, P., Skořepa, J., 2009. Čtrnáct let sledování sítě malých povodí GEOMON z hlediska řešení problémů klimatické změny. In: Holoubek, I.: Ovzduší 2009. Masarykova univerzita. Brno. ISBN 978-80-210-4829-4. s. 196-200.
- Fottová, D., Štěpánová, M., Krám, P., 2011. Šestnáct let monitoringu látkových toků v síti malých povodí GEOMON. In: Šír, M., Tesař, M. (Eds.) Sborník konference Hydrologie malého povodí 2011, Ústav pro hydrodynamiku Akademie věd České republiky, Praha, s. 101-108.
- Fu, G., 2004. Hydro-climatic trends of the Yellow River basin for the last 50 years. Climatic Change, 65: 149-178.
- Fučík, P., 2012. Průběžná zpráva za rok 2012 k projektu QI111C034. Vliv pastvy hospodářských zvířat na půdní vlastnosti, množství a jakost vody a druhovou biodiverzitu v krajině. VÚMOP, Praha.
- Gelbrecht, J., Lengsfeld, H., Pöthig, R., Opitz, D., 2005. Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany. Journal of Hydrology, 304: 151-165.
- Gergel, J., Jindra, J., Soukup, M., Stará, J., 1994. Metodika - Hlavní zásady pro odběr a vyhodnocování kvality povrchových vod odtékajících ze zemědělsky využívaných povodí. 2. doplněné vyd., VÚMOP Praha, 26 s.
- Greenwood, N.N., Earnshaw, A., 1993. Chemie prvků. Překlad: Jursík, F., Vyd. 1. Praha : Informatorium, 2 sv., ISBN 80-85427-38-9. 1635 s.
- Grünwald, A., 1993. Hydrochemie. České Vysoké učení technické v Praze, s. 176.
- Gundersen, P., Callesen, I., De Vries, W., 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N ratio. Environmental Pollution, 102: 403-407.
- Haková, P., Novotná, K., Sýkorová, Z. and Frelich, J., 2014. Impact of different cover establishment types and grazing on species richness and composition of pastures on former arable land. Bulgarian Journal of Agricultural Science, 20: 1158-1167

- Havránek, F., 1989. Význam rozptýlené zeleně v zemědělské krajině. – in.: Nesvadba, J. Ochrana a využití zemědělské krajiny. Dům techniky ČSVTS. Ostrava. s. 82-100.
- Heathwaite, A. L., 1991. Solute transfer from drained fen peat. *Water, Air and Soil Pollution* 379-392.
- Hejduk, S., Gaisler, S., 2006. Vodní režim. In: Mládek, J., Pavlů, V., Hejzman, M., Gaisler, J., Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. Praha: VÚRV, ISBN 80-86555-76-3. s.74-76.
- Hejzlar, J., Žaloudík, J., a Rohlík, V., 2001. Koncentrace živin (N, P) v tocích v povodí nádrže Lipno a jejich závislost na struktuře krajinného krytu. Sborník semináře Aktuality šumavského výzkumu, Srní, 2(4), 82-86.
- Hellebrandová, K., 2006, Vztah mezi krajinnou strukturou, způsobem využívání krajiny a pohybem látek v krajině na příkladu modelového území povodí horní Stropnice. Disertační práce. ZF JCU ČB. 123 s.
- Helsel, D. R., Frans, L. M., 2006. Regional Kendall Test for Trend. *Environmental Science and Technology*, 40: 13
- Herrnstadt, Ch., 1995. Wechselwirkungen von Aluminium mit wasserlöslichen Bodeneinhaltsstoffen. Göttingen, Selbstverlag des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 127., 116 s.
- Heteša, J., Kočková, E., 1997. Hydrochemie. Vyd. 1. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, ISBN 80-7157-289-6.
- Hlavínek, P., Říha, J., 2005. Jakost vody v povodí. Vyd. 1. Brno: Akademické nakladatelství CERM, 209 s.
- Holubík, O., Fučík, P., 2013. Vliv pastvy skotu na utváření zásob půdní organické hmoty a stabilitu půdní struktury. *Výzkum v chovu skotu.*, č. 2.
- Horáková, M., 2003. Analytika vody, skriptum VŠCHT, Vydavatelství Vysoká škola chemicko – technologická v Praze. s. 135-160.
- Hrádek, F., Kuřík, P., 2001. Maximální odtok z povodí. Teorie svahového odtoku a hydrologický model DesQ-MAXQ. 1. vyd. Praha: ČZU v Praze. ISBN 80-213-0782-X. 44 s.
- Hruška, J., a Kopáček, J., 2005. Kyselý déšť stále s námi - zdroje, mechanismy, účinky, minulost a budoucnost. Ministerstvo životního prostředí.
- Hruška, J., Kopáček, J., 2009. Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy: I. Emise a depozice okyselujících sloučenin. *Ťiva*. 2, s. 93-96.

- Hubačiková, V., Opletová, V., 2008. Úpravy vodních toků a ochrana vodních zdrojů. 1. vyd. Brno: Mendelova zemědělská univerzita v Brně, ISBN 80-86064-72-7. 130 s.
- Hubinger, L., 2011. Hypodermický a drenážní odtok: Bakalářská práce.
- Janda, J., Pechar, L., 1996. Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. IUCN. Praha. 189 s.
- Jandora, J., Stará, V., Starý, M., 2011. Hydraulika a hydrologie. Akademické nakladatelství CERM.
- Kalač, P., 2010. Chemie životního prostředí. 2. dopl. vyd., České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, ISBN 9788073942328. 171 s.
- Kemel, M., 1996. Klimatologie, meteorologie, hydrologie. Skriptum FS ČVUT Praha.
- Kemel, M., 2000. Klimatologie, meteorologie, hydrologie. Dotisk prvního vydání. Praha: Vydavatelství ČVUT, ISBN 80-01-01456-8. 289 s.
- Kemel, M., Kolář, V., 1980. Hydrologie. 1. vyd. Praha: ČVUT, 202 s.
- Klimeš, F., Kolář, L., Květ, J., Opitz von Boberfeld, W., Laser, H., 2007. Methodological aspects in the study of species richness, diversity and homotony of grass cover. *Plant, Soil and Environment* 53. 33–41.
- Kněžka, M., 1988. Podzemní složka odtoku. Výzkumný ústav vodohospodářský. Praha. Státním zemědělské nakladatelství, s. 64.
- Kopáček J. a Hejzlar J., 1998: Water chemistry of surface tributaries to the acidified mountain lakes in the Bohemian Forest. *Silva Gabreta*, 2: 175–197.
- Kopáček J., Veselý J. a Hejzlar J., 1998: Bedrock and soil compositions: Crucial factors governing phosphorus input and trophic status of forest lakes in Bohemian Forest. *Acta Universitatis Carolinae – Geologica*, 42: 55–59.
- Kopáček, J., Hejzlar, J., Kaňa, J., Porcal, P., Pšenáková, P., Vrba, J., 2001. Element budgets in the three Bohemian Forest lakes and the water sheds in the 2000 hydrological year: II. Černé lake. *Silva Gabreta* 7, s. 53-72.
- Krám, P., 2011. Hydrologická bilance dlouhodobě sledovaného povodí Lysina. In: Šír, M., Tesař, M.: *Hydrologie malého povodí*, svazek 2. Ústav pro hydrodynamiku Akademie věd České republiky. Praha. ISBN 978-80-02-02290-9. s. 259-265.
- Krám, P., Čuřík, J., Veselovský, F., Myška, O., Lamačová, A., Hruška, J., a Štědrá, V., 2014. Hydrologie a hydrochemie dlouhodobě zkoumaného ultrabazického

- povodí Pluhův bor. In: Brych, K a Tesař, M. Hydrologie malého povodí. Praha: Ústav pro hydrodynamiku AV ČR. ISBN 978-80-02-02525-2.
- Krám, P., Fottová, D., 2007. Charakteristiky denních povrchových odtoků ze 14 lesních povodí sítě GEOMON v hydrologických rocích 1994-2005. In: Jakubíková, A., Broža V. , Praha, s. 111-118.
- Kravka, M., 2009. Lesnické a krajinářské hydrologie a hydrauliky. Brno. Mendelova Zemědělská a lesnická univerzita.
- Kvítek, T., 2012. Dynamika koncentrací a interakce odnosu dusičnanů a fosforu na malých zemědělsko-lesních subpovodích v povodí VN Švihov na Želivce. Vodní hospodářství 6: 2012198-202.
- Kvítek, T., Doležal, F. 2003. Vodní a živinný režim povodí Kopaninského toku na Českomoravské vrchovině. Acta Hydrologica Slovaca 4. 255–264.
- Kvítek, T., Zlábek, 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, 34, p. 10. ISSN 1474-7065.
- Langhammer, J., 2006. Kvalita povrchových vod [online]. In: . [cit. 2016-02-02].
- Lellák, J., Kubiček, F., 1991: Hydrobiologie, Univerzita Karlova, Vydavatelství Karolinum, Praha, s. 257.
- Libiseller, C., 2004. MULTMK/PARTMK. A program for computation of multivariate and partial Mann-Kendall test. LIU. Linköping
- Majer, V., Krám, P., Shakley, J. B., 2005. Rapid regional recovery from sulfate and nitrate pollution in streams of the western Czech Republic - comparison to other recovering areas. Environmental pollution. č. 135, s. 17-28.
- Manahan, S. E., 2009. Fundamentals of environmental chemistry. Ed. BocaRaton: CRC Press, xxviii, ISBN 14-200-5267-5. 1233 pp.
- Manderscheid, E., Matzner, E., Meiwes, K. J., Xu, Y., 1995. Long-term development of element budgets in a Norway spruce. [Picea abies (L.) Karst.] forest of the German Solling area. Water, Air and Soil Pollution, 79: 3–18.
- Mánek J., 1998. Vegetace a chemismus tekoucích vod horního Pootaví jako indikátory antropogenního zatížení. Silva Gabreta, 2: 117.140.
- Matzner, E., Ulrich, B., 1990. Acid precipitation and forest decline in Germany. Summary of the present state of knowledge. In: Klimo, E., Materna, J. (eds.): Verification of hypotheses on the mechanisms of damage and possibilities of recovery of forest ecosystems. International workshop. September 4-8, Brno, University of Agriculture. s. 77–90.

- McDowell, R. W., Sharpley, A. N., Condrón, L. M., Haygarth, P. M., Brookes, P. C., 2001. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implication for agricultural management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 59: 269-284.
- Melioris, L., Mucha, I., Pospíšil, P., 1986. *Poznávání odtokových vlastností malých povodí za regionálních dešťů*. Bratislava: ALFA – nakladatelství technické a ekonomické literatury.
- Moravcová, J., Pavlíček, T., Koupilová, M., Ondr, P., Váchalová, R., Váchal, J., 2009. Behavior of selected c-q hysteresis parameters by extrémně rainfall-runoff events in artificially drained localities. *Journal of Landscape studies*, roč. 2, č. 3-4, s. 77-88, ISSN 1802-4416.
- Němec, J., 1964. *Inženýrská hydrologie*, Státní nakladatelství technické literatury
- Novotný, V., 2003. *Water Quality*. New Jersey: John Wiley&Sons. ISBN 0-471-39633-8. 864 s.
- Nypl, V., Kuráž, V., 1992. *Hydrologie, meteorologie, pedologie II*. Vysoká škola chemicko – technologická v Praze. Praha.
- Oulehle, F., Zemek, F., Langmanová, Z., Myška, O., Novotný, J., Vícha, Z a Fottová, D., 2014. Dvacet let hydrologického a biogeochemického výzkumu povodí Červík v Beskydech. In: Brych, K a M Tesař. *Hydrologie malého povodí*. Praha: Ústav pro hydrodynamiku AV ČR. ISBN 978-80-02-02525-2.
- Oulehle, F., McDowell, W. H., Aitkenhead-Peterson, J. A., Krám, P., Hrušja, J., Navrátil, T., Buzek, F., Fottová, D., 2008. Long-Term Trends in Stream Nitrate Concentrations and Losses Across Watersheds Undergoing Recovery from Acidification in the Czech Republic. *Ecosystems*. 11(3), 410-425. DOI: 10.1007/s10021-008-9130-7. ISSN 1432-9840.
- Pačes, T., 1982. *Voda a Země*. Academia. Praha.
- Pierzynski, G. M., 2005. *Phosphorus: Agriculture and Environment*, American Society of Agronomy, Agronomy Monograph. No. 46. Madison, USA.
- Pitter, P., 1999. *Hydrochemie*. Vydavatelství VŠCHT. Praha.
- Pitter, P., 2009. *Hydrochemie*. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. Vydavatelství VŠCHT Praha.
- Pokorný, J., 2014. *Hospodaření s vodou v krajině – funkce ekosystémů*. Univerzita J. E. Purkyně v Ústí n. Labem, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem, ISBN 978-80-7414-886-6.
- Ponce, V.M. a Shetty, A.V., A., 1995. Conceptual model of catchment water balance: 2. Application to runoff and baseflow modeling. *Journal of Hydrology*

[online]., 173(1-4), 41-50 [cit. 2016-02-13]. DOI: 10.1016/0022-1694(95)02745-B. ISSN 00221694. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/002216949502745B>

- Prechtel, A., Alewel, I. C., Armbruster, M., Bittersohl, J., Cullen, J. M., Evans, C. D., Helliwel, R., Kopacek, J., Marchetto, A., Matzner, E., Mesenburg, H., Moldan, F., Moritz, K., Veselý, J., Wright, R. F., 2001. Response of sulphur dynamics in European catchments to decreasing sulphate deposition. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5, s. 311-325.
- Procházka J., Hakrová P., Hartvich P., Pokorný J. Sr., Pechar L., 2005. Mlýnský potok restoration: 5 - years evaluation. In: VYMAZAL, J. (ed.): *Natural and Constructed Wetlands, nutrients, metals and management*. – Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 82-90pp.
- Procházka J., Pokorný J., Hakrová P., Kučera Z., Hezina T. a Pechar L., 2001. Diurnal courses of water losses, conductivity, temperature, and flow rate of water discharged from small catchments of different underground water level and vegetation cover. – In: Vymazal J. (ed.): *Book of abstract from 4th International Workshop on Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands, Třeboň, September 26–29*, 19 p. MSM 122200003/1
- Procházka, J., Brom, J., Vácha, A., Musil, M., 2014. Monitoring látkových toků tří malých povodí na Šumavě. In: Brych, K., Tesař, M.: *Hydrologie malého povodí 2014*. Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, ČHMÚ.
- Procházka, J., Včelák, V. Wotavová, K., Štíhová, J., Pechar, L., 2006. Holistic concept of landscape assessment: case study of three small catchments in the Šumava Mountains. *Ekológia (Bratislava)*, 25 (Supplement 3/2006), 5-17.
- R Core Team., 2013. *A language and environment for statistical computing*. Foundation for Statistic Computing, Vienna, Austria, URL <http://R-project.org/>.
- Ripl, W., Pokorný, J., Eiseltová, M., Ridgill, S., 1996. Holistický přístup ke struktuře a funkci mokřadů a jejich degradaci. In: *Obnova jezerních ekosystémů-holistický přístup*. Wetlands International publ. č. 32. s. 16-35.
- Ripl, W., Wolter, K. D., 2000. Ecosystem function and degradation. *Phytoplankton productivity: carbon assimilation in marine and freshwater ecosystems*, 11, 291-317. Serrano, E. S., 1997. *Hydrology for engineers, Geologists and Environmental Professionals*, HydroScience Inc., Lexington, Kentucky.
- Shanley, J. B., Krám, P., Hruška, J., Bullen, T. D., 2004. A biogeochemical comparison of two wellbuffered catchments with contrasting histories of acid deposition. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 4/2-3, 325 – 342.

- Sharpley, A. N., 1995. Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. *Ecological Engineering* 5: 261-279.
- Shaw, E. M., 1994. *Hydrology in Practice*. London: Spon Press,.
- Sklenička, P., 2003. *Základy krajinného plánování*. Praha: Naděžda Skleničková, ISBN 80-903206-1-9. 321 s.
- Sobíšek, B., 1993. *Meteorologický slovník výkladový a terminologický*. 1. vydání. Praha: Academia, 1993. ISBN 80-85368-45-5. 594 s.
- StatSoft Inc., 2005. *STATISTICA (data analysis software system), version 7.1*. www.statsoft.com.
- Stevenson, F. J., 1986. *Cycles of Soil Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients*. A Wiley-Inter science Publication, 380pp.
- Sukop, I., 2006. *Ekologie vodního prostředí*. - Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 1-199, Brno.
- 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.
- Šachová E., Kroupová V., Trávníček J. a Kursa J., 1999. Stav dusičnanů a fosfátů v tocích na extenzivních obhospodařovaných farmách. *Silva Gabreta*, 3: 207.216.
- Šilar, J., 1996. *Hydrologie v životním prostředí*. VŠB – Technická univerzita Ostrava, Ostrava.
- Škoda, S., Váchal, J., Dumbrovský, M., Tesař, M., a Váchalová, R., 2011. Vztah chemismu povrchových vod a horninového prostředí v lesním povodí LIZ na Šumavě.
- Švihla, V., 2001. Vliv lesa na odtokové poměry na malém povodí. *Lesnická práce*, 2.
- Tlapák, V., 1992. *Voda v zemědělské krajině*. Zemědělské nakladatelství Brázda. 318 s.
- Tourková, J., 2004. *Hydrogeologie*. 2. vydání. Praha: Vydavatelství ČVUT, ISBN 80-01-03101-2. 165 s.
- Udawatta, R. P., Motavalli, P. P., Garrett, H. E., Krstansky, J. J., 2006. Nitrogen losses in runoff from free adjacent agricultural watersheds with clay pan soils. *Ecosystems and Environment* 117, s. 39-48.
- Ulrich, B., Malcolm, E., 1991. *Soil Acidity*. Verlag: Springer, 1991.

Václavík, V., 2010. Výukové texty k soutěži: Voda a životní prostředí Moravskoslezského kraje. VŠB – TU Ostrava. Hornicko-geologická fakulta. Dostupné z:

<http://rcv.vsb.cz/mostech/voda/data/Voda%20a%20zivotni%20prostredi%20Moravskoslezskeho%20kraje%202010.pdf> (cit. 22.2.2016).

Vácha, A., 2014. Porovnání vodních a látkových toků malých povodí na Šumavě v závislosti na způsobu hospodaření. Bakalářská práce. 52 s.

Woods Hole, 2008. Oceanographic Institution. A Better Perspective [online]. Woods Hole Oceanographic Institution, Dostupné z: <https://www.whoi.edu> (cit. 17.2.2016).

Wright, R. F., Alewell, C., Cullen, J. M., Evans, C. D., Marchetto, F., Moldan, F., Prechtel, A., Rogora, M., 2001. Trends in nitrogen deposition and leaching in acid-sensitive streams in Europe. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5: 299–310.

XLStat [online]. Addinsoft, 2016. [cit. 2016-03-10]. Dostupné z:

<https://www.xlstat.com/en/>

Zákon o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon). 2001, 254/2001 Sb.

Normy

ČSN EN ISO 11732 - Jakost vod - Stanovení amoniakálního dusíku - Metoda průtokové analýzy (CFA a FIA) se spektrofotometrickou detekcí

ČSN EN ISO 13395 - Jakost vod - Stanovení dusitanového a dusičnanového dusíku a součtu obou průtokovou analýzou (CFA a FIA) a spektrometrickým stanovením

ČSN EN ISO 15681-1 - Jakost vod - Stanovení orthofosforečnanů a celkového fosforu průtokovou analýzou (FIA a CFA) - Část 1: Metoda průtokové injekční analýzy (FIA)

ČSN EN ISO 15682 - Jakost vod - Stanovení chloridů průtokovou analýzou (FIA a CFA) se spektrofotometrickou nebo potenciometrickou detekcí

ČSN ISO 22743 - Jakost vod - Stanovení síranů - Metoda kontinuální průtokové analýzy (CFA)

8. Přílohy



Obrázek 26. Koryto revitalizovaného Mlýnského potoka (foto: Procházka, 2010)



Obrázek 27. Závěrný profil s ultrazvukovým měřením výšky hladiny a s dataloggerem na Mlýnském potoce (foto: Vácha, 2015)



Obrázek 28. Instrumentace a měrný přeliv závěrného profilu povodí Horského potoka (foto:Procházka, 2012)



Obrázek 29. Meteorologická stanice v nivě Horského potoka (foto: Procházka, 2012)



Obrázek 30. Jiný pohled na meteorologickou stanici v nivě Horského potoka (foto: Vácha, 2015)



Obrázek 31. Závěrný profil povodí Bukového potoka s automatickým měřením výšky hladiny (ultrazvuk), vodivosti a teploty vody (foto: Procházka, 2010)

Tabulka 11. Atmosférická depozice a specifický látkový odnos jednotlivých povodí pro jednotlivé roky v letech 2008 - 2015 ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$).

rok	Lokalita	NH_4^+	NO_3^-	PO_4^{3-}	SO_4^{2-}	Cl^-	Na^+	K^+	Ca^+	Mg^{2+}
2008	Depozice	5,91	17,73	1,59	32,78	6,29	2,05	0,35	1,35	1,02
	Mlýnský	0,10	27,78	0,35	44,11	9,55	18,71	8,80	51,64	8,22
	Horský	0,13	9,98	0,31	27,04	6,63	10,30	4,80	16,07	3,32
	Bukový	0,06	6,67	0,18	16,76	5,78	7,79	1,52	8,12	2,00
2009	Depozice	4,91	14,34	0,49	38,50	9,99	2,38	0,88	3,63	2,19
	Mlýnský	0,24	36,32	0,25	64,64	18,67	25,37	9,60	37,08	10,00
	Horský	0,08	10,27	0,16	40,09	11,27	13,02	5,13	11,05	3,40
	Bukový	0,12	8,91	0,12	41,12	9,27	10,67	1,81	7,61	2,30
2010	Depozice	4,30	15,10	0,35	33,13	5,17	5,72	1,17	4,23	2,07
	Mlýnský	1,36	35,85	0,44	71,05	15,57	25,98	9,51	46,42	8,84
	Horský	0,61	16,42	0,31	42,89	10,06	13,55	5,82	10,81	3,38
	Bukový	0,33	11,79	0,20	33,11	6,52	10,27	2,26	7,82	2,13
2011	Depozice	1,10	7,81	0,19	40,44	2,68	1,56	0,37	1,05	0,72
	Mlýnský	0,22	29,22	0,25	64,13	11,65	27,61	7,16	41,89	8,53
	Horský	0,07	7,99	0,16	36,36	4,59	10,90	3,91	8,85	2,68
	Bukový	0,04	7,53	0,12	31,80	3,26	9,14	1,41	5,60	1,74
2012	Depozice	3,61	8,26	0,56	44,31	5,61	7,35	0,91	3,46	1,18
	Mlýnský	0,49	41,48	0,48	68,12	10,98	31,76	9,46	48,91	15,40
	Horský	0,09	11,62	0,28	39,63	4,97	13,32	3,99	12,06	3,54
	Bukový	0,22	10,95	0,54	29,35	4,01	12,82	1,26	9,37	2,72
2013	Depozice	2,35	12,44	0,61	36,08	5,95	5,64	0,95	4,11	1,20
	Mlýnský	0,16	26,49	0,35	59,19	10,34	33,32	10,20	51,43	12,88
	Horský	0,06	8,23	0,27	21,80	5,18	13,33	4,22	14,36	3,57
	Bukový	0,01	8,46	0,15	21,75	4,73	10,83	1,19	9,25	2,37
2014	Depozice	1,67	5,62	0,61	34,00	3,23	2,17	0,83	1,75	2,56
	Mlýnský	0,07	14,20	0,22	43,96	6,92	15,10	4,82	31,45	5,87
	Horský	0,02	2,85	0,15	20,08	3,58	7,05	2,46	10,47	1,80
	Bukový	0,00	2,83	0,09	18,99	2,61	5,26	0,80	4,06	1,24
2015	Depozice	0,63	8,20	0,22	11,82	2,32	0,00	0,00	0,00	0,00
	Mlýnský	0,03	29,54	0,21	50,97	3,30	0,00	0,00	0,00	0,00
	Horský	0,00	7,45	0,15	18,28	2,46	0,00	0,00	0,00	0,00
	Bukový	0,00	7,77	0,04	14,34	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00