

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie

Katedra: Katedra krajinného managementu

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

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Metody analýzy hydrochemických dat v prostředí statistického softwaru
na příkladu modelového území Novohradská

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

Autor diplomové práce: Bc. Tereza Veselá

České Budějovice, duben 2017

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE
(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Tereza VESELÁ**
Osobní číslo: **Z15311**
Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**
Studijní obor: **Agroekologie - Péče o krajinu**
Název tématu: **Metody analýzy hydrochemických dat v prostředí statistického softwaru na příkladu modelového území Novohradska**
Zadávací katedra: **Katedra krajinného managementu**

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

Diplomová práce se bude zabývat vybranými hydrochemickými a fyzikálními parametry povrchových vod v modelovém území Novohradska. Cílem práce je statisticky zpracovat a podchytit změny a rozdíly jednotlivých hydrochemických parametrů povrchových vod mezi různými rozdílně obhospodařovanými subpovodími i rozdíly v těchto supovodích v průběhu času. Práce bude zaměřena na podrobnější statistické zpracování hydrochemických dat vod, odebraných v povodí řeky Stropnice.

Cíle práce jsou:

- seznámení se s prostředím statistického softwaru
- statistické analýzy
- vyhodnocení rozdílů hydrochemických parametrů rozdílných subpovodí a časové rozdíly v rámci jednotlivých subpovodí

Rozsah grafických prací: 5 - 10 str. grafů a tabulek

Rozsah pracovní zprávy: 40 - 60 stran textu

Forma zpracování diplomové práce: tištěná/elektronická

Seznam odborné literatury:

PITTER, P: Hydrochemie. VŠCHT Praha, 2009 Praha

FARAWAY, Julian James. Linear models with R. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, c2015, xii, 274 s. ISBN 978-1-4398-8733-2.

PEKÁR, Stanislav a Marek BRABEC. Moderní analýza biologických dat. 1. vyd. Praha: Scientia, 2009, 225 s. ISBN 978-80-86960-44-9.

BECKERMAN, Andrew P a Owen L PETCHEY. Getting started with R: an introduction for biologists. 1st ed. Oxford: Oxford University Press, 2012, x, 113 s. ISBN 978-0-19-960162-2.

LEPŠ, Jan a Petr ŠMILAUER. Biostatistika. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Přírodovědecká fakulta, 2014, 256 s.

MILLARD, Steven P. EnvStats: an R package for environmental statistics. New York: Springer, c2013, xvi, 291 s. ISBN 978-1-4614-8455-4.

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

Datum zadání diplomové práce: 26. února 2016

Termín odevzdání diplomové práce: 30. dubna 2017


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

JIHOČESKÁ UNIVERZITA 
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentská 1688, 370 08 České Budějovice
L.S.


doc. Ing. Pavel Ondr, CSc.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 26. února 2016

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.

Dne 21. 4. 2017

Podpis Bc. Tereza Veselá

Poděkování:

Tímto bych chtěla poděkovat vedoucímu diplomové práce Ing. Václavu Nedbalovi, Ph.D. za vedení, odbornou pomoc a velkou ochotu a trpělivost při zpracování práce. Dále bych chtěla poděkovat své rodině za podporu a vytvoření dobrého zázemí pro studium.

Abstrakt

Obsahem diplomové práce bylo statisticky vyhodnotit vliv způsobu hospodaření a krajinného pokryvu na hydrochemické parametry povrchových vod. Pro vyhodnocení bylo zvoleno modelové území, které se nachází v Novohradských horách a je tvořeno dolním a horním subpovodím Váčkového potoka a dolním subpovodím Paseckého potoka. V rámci jednotlivých subpovodí je uplatňován odlišný způsob hospodaření (orná půda, les a louky), z tohoto důvodu je možné porovnat vliv daného hospodaření na hodnoty sledovaných parametrů povrchových vod. Zvolenými parametry byly vodivost, N-NO_3^- , TOC, NL_{105} a průtok.

Na základě výsledků lze tvrdit, že vody pocházející z intenzivně zemědělsky obhospodařovaného subpovodí Váčkového potoka vykazovaly vyšší hodnoty sledovaných parametrů než lesní či luční subpovodí. Byl zjištěn jednoznačný trend mnohonásobného zvýšení průtoku a hodnot N-NO_3^- ve vodách vždy den po silné srážkové epizodě. Celkově lze tvrdit, že orná půda má snížené retenční schopnosti, čemuž nasvědčuje i zjištěný vysoký celkový odtok vody ze zemědělsky obhospodařovaného subpovodí.

Klíčová slova: povrchová voda, retence krajiny, eroze, dusičnany, způsob hospodaření, krajinný pokryv.

Abstract

The aim of the diploma thesis was a statistical evaluation of the impact of farming methods and the land cover on hydrochemical parameters of surface waters. The area for the evaluation is located in Novohradsko and consist of lower and upper parts of the basin of Vackovy potok and a lower part of Pasecky potok. The area was chosen to include different landscape managements (arable soil, forest and meadows). Due to this fact, it is possible to compare the impact of the management on values of the chosen hydrochemical parameters, which were conductivity, N-NO_3^- , TOC, NL_{105} and the outflow.

Based on the results, it is possible to say that the surface waters from the intesively farmed part of the basin of Vackovy potok have the higher values of all chosen parameters compared to the forest basin or the meadow basin. There was a trend of the increase of the outflow and the values N-NO_3^- in the surface waters always one

day after a heavy rainfall. Overall, it is possible to claim that the arable soil has reduced abilities of the retention. This is supported by the large water drainage from the agricultural area.

Key words: surface water, retention of landscape, erosion, nitrates, farming methods, land cover.

Obsah

1. Úvod.....	8
2. Literární přehled.....	9
2.1 Eroze	9
2.2 Eutrofizace	12
2.2.1 Fosfor	13
2.2.2 Dusík	14
2.2.3 Následky eutrofizace.....	15
2.3 Role vegetace v omezení znečišťování povrchových vod	16
2.4 Vybrané parametry.....	17
2.4.1 Dusičnany	17
2.4.2 Vodivost (konduktivita)	19
2.4.3 Nerozpuštěné látky (NL ₁₀₅)	20
2.4.4 Celkový obsah organického uhlíku TOC	21
2.4.5 Průtok.....	22
3. Cíl práce a hypotéza o ověření vlivu krajinného pokryvu a způsobu hospodaření.....	23
4. Metodika	23
4.1 Modelové území.....	23
4.2 Odběry vzorků	28
4.3 Zpracování vzorků	29
4.4 Statistická analýza.....	30
5. Výsledky	30
5.1 Dusičnany	30
5.2 Vodivost.....	36
5.3 NL ₁₀₅	40
5.4 TOC	43
5.5 Průtok.....	46
6. Diskuze	47
6.1 Dusičnany	47
6.2 Vodivost.....	49
6.3 NL ₁₀₅	50
6.4 TOC	51
6.5 Průtok.....	52
7. Závěr	53
8. Literatura.....	56

1. Úvod

Tato práce se zabývá vlivem zemědělské činnosti a různého typu krajinného pokryvu na vybrané hydrologické a hydrochemické charakteristiky povrchových vod, tedy obecně na kvalitu a množství povrchových vod v krajině.

Člověk přetváří krajinu již velmi dlouho, a to už od doby neolitu (5000 let př. n.l.), kdy došlo k přechodu ze společnosti lovecké na pasteveckou a pěstitelskou. Již tehdy proběhly první zásahy do krajiny jako změny odtokových poměrů, odlesňování, intenzivní vypásání travinných ekosystémů či vznik ploch s intenzivně obdělávanou ornou půdou (Adámek a kol., 2008). V dnešní době je však tlak na změny v krajině mnohem silnější.

Jakákoliv lidská činnost má v krajině své následky, které mohou být pozitivní, ale i negativní. Člověk by měl proto promyšleně a udržitelně hospodařit v krajině, aby přenechal kvalitní zdroje i pro budoucí generace. Jedním ze zásadních odvětví, které se krajiny dotýkají, je právě zemědělství. Zemědělství je však většinou společností chápáno jen jako nástroj pro produkci potravin. Zemědělci svým hospodařením mají ale i zásadní vliv na vzhled a ráz krajiny.

Kvůli neustále se zvyšujícím nárokům na množství produkce pro rozrůstající se populaci je zapotřebí zemědělství stále více intenzifikovat. Důraz je kladen na syntetická hnojiva a látky na ochranu vlastní produkce před chorobami či škůdci. Zemědělci jsou často tržní politikou tlačeni k velmi úzkému osevnímu postupu, který je zaměřen na produkční plodiny. Není ojedinělé, že jsou tyto výnosné plodiny (pšenice ozimá, kukuřice setá či řepka ozimá) pěstovány v podmínkách pro ně nevyhovujících nebo nevhodným způsobem, například kukuřice v horských oblastech, či na pozemcích s velkou svažitostí. Nevhodné způsoby hospodaření nesou velká rizika pro životní prostředí, především pro povrchové a podzemní vody.

Voda je základním zdrojem a vlastně podmínkou pro samotný život. Vodní zdroje jsou lidskou činností neustále ohrožovány, například vypouštěním odpadních vod z domácností či průmyslu, ale i zemědělství se řadí mezi možná nebezpečí, například splachy z polí, které sebou odnášejí jak půdní částice, tak i živiny. Vlivem zemědělského hospodaření a různého typu krajinného pokryvu na kvalitu a množství povrchových vod se zabývá tato práce.

2. Literární přehled

2.1 Eroze

Většina území České republiky je ohrožena erozí, jak vodní, která zahrnuje právě splachy, tak erozí větrnou (více než 50 % orné půdy ohroženo vodní erozí a téměř 14 % erozí větrnou dle MZe). Dle Kvítka a Tipla (2003) je více než polovina plochy zemědělské půdy na území České republiky ohrožena vodní erozí. Problém eroze v České republice byl výrazně prohlouben kvůli kolektivizaci a intenzifikaci zemědělského hospodaření v minulém století. V tomto období došlo k zcelování pozemků a nastavení uniformního osevního plánu do podmínek pro plodiny nevhodných, a to zejména morfologicky (Uhlířová a Mazín, 2005).

Půdní eroze obecně je proces oddělování, transportu a ukládání materiálu erozními činiteli, povětšinou abiotickými. Tento jev se vyskytuje jako dlouhodobý činitel, který modeluje povrch planety Země ve všech geologických dobách, což znamená, že eroze je proces přírodě vlastní. Eroze probíhá pozvolna a neustále utváří reliéf (Kvítek, 2006).

Kvítek (2006) člení erozi dle činitele, který vznik eroze způsobuje a dále určuje její průběh. Vždy dochází k erodování hornin a jejich transportu. Uvedené druhy se vyskytují samostatně, ale častěji v kombinaci:

1. vodní eroze, která je způsobena převážně srážkami;
2. větrná eroze, je vyvolána silou větru;
3. ledovcová eroze, je vyvolána pohybem ledovce ze svahu do údolí vlivem gravitace;
4. zemní eroze neboli bahnotok, který je vyvolán pohybem větších zemních hmot vlivem gravitace v kombinaci s vodou;
5. sněhová eroze, vzniká pohybem hmot sněhu např. při lavinách do údolí;
6. abraze, vlivem větru dochází k rozvlnění vodní hladiny a následnému erodování břehu;
7. říční eroze, probíhá v korytech velkých toků, kde vyvolána proudem vody.

V zemědělsky a lesnický intenzivně využívané krajině se může stát velkým problémem. Přírozené erozní pochody jsou v intenzivně obhospodařovaných

lokalitách narušeny, což zapříčiňuje, že je zde eroze mnohonásobně zrychlena (eroze zrychlená či abnormální).

Při erozi zrychlené se splavuje velké množství ornice, což znamená změny ve fyzikálních, chemických i biologických vlastnostech půd. V důsledku těchto změn se výrazně snižuje půdní úrodnost. Dále mimo nenávratných ztrát půdy, dochází k přímým poškozením pěstovaných plodin, a tím dochází k zhoršení půdní úrodnosti a znehodnocení půdy pro zemědělské či lesnické využití (Cablík a Jůva, 1963).

Kvítek (2006) uvádí, že je zjištěno prokazatelné snížení výnosů na již mírně erodovaných půdách o 15 – 20 %. Na silně erodovaných půdách může být snížení výnosu ještě mnohonásobně vyšší, a to průměrně až o 70 %.

Dle Uhlířové a Mazína (2005) je zatím nejpřesnější metodou k zjištění ohroženosti půd vodní erozí univerzální rovnice podle Wishmeiera a Smithe, jejímž výsledkem je průměrná dlouhodobá ztráta půdy z pozemku v t/ha za 1 rok (G). Hodnocenými parametry jsou: erozní účinnost dešťů (R), erodovatelnost půdy (K), délka svahu (L), sklon svahu (S), ochranný vliv vegetačního pokryvu (C) a faktor účinnosti protierozních opatření (P):

$$G = R.K.L.S.C.P.$$

Rovnice dle Wishmeiera a Smithe taktéž ukazuje hlavní faktory, které erozi ovlivňují. Dle Kvítka (2006) jsou nejdůležitějšími faktory sklon a délka svahu, jejich vliv na samotný vznik a další průběh eroze mohou jiné faktory zmenšit, ale ne úplně odstranit. Proto je důležité se u protierozních opatření zaměřit zejména na přerušení svahu. Důležitými faktory jsou také stávající půdní a vegetační charakteristiky. Nejméně erozi odolné jsou nehumózní spraše, které mají malou vsakovací schopnost. Role vegetačního pokryvu je také velice důležitá, což dokládá Hůla (2000), který přikládá velkou roli typu pěstovaných plodin i zvolenému systému hospodaření.

Kvítek (2006) dělí protierozní opatření (P) do 3 skupin: organizační, agrotechnická, technická.

Organizační opatření jsou taková, která rozdělují plochy dle svažitosti pro jejich následné využití. Tato opatření řeší například tvar a velikost pozemků, delimitace kultur, pásové střídání plodin či vrstevnicové obdělávání půdy.

Mezi *agrotechnická opatření* se řadí například vhodný osevní postup, agrotechnika, mulčování, hrázkování, důlkování, zpracování půdy a příprava, setí atd. Protierozní osevní postup má zajistit především dlouhý a zapojený vegetační kryt.

Ochranné zpracování půdy (tzv. Conservation-tillage) je zastřešujícím termínem, který dle Hůly (2000) zahrnuje různé způsoby zpracování půdy bez orby či přímé setí do nezpracované půdy. Jeho hlavním znakem je, že zůstává 30 % povrchu půdy pokryto rostlinnými zbytky. Nepřetržitě pokrytí půdy rostlinami či jejich zbytky může snížit erozi až o 50-90 %. Cablík a Jůva (1963) označují kukuřici společně s okopaninami, jako plodiny, které půdu chrání nejméně. Dále ukazují porovnání odtoku srážek dle pěstované kultury - tráva 12 %, pšenice 23 %, kukuřice 29,4 % srážky odtéká. Mazín (2017) uvádí, že během let 2012-2015 se u 85% veškerých evidovaných případů náhlé eroze jednalo o plošnou erozi převážně na orné půdě oseté kukuřicí.

Technická opatření jsou nejúčinnějšími, ale také ekonomicky i časově nejnáročnějšími opatřeními. Jedná se o opatření jako jsou terasy, příkopy, průlehy, vsakovací pásy, meze, zatravněné pásy, polní cesty či nádrže. Mezi technická opatření u větrné eroze jsou nejčastějšími zástupci větrolamy (ochranné lesní pásy) či přenosné zábrany (Kvítek, 2006; Kvítek a kol., 2005).

Jedním z řešení na snížení eroze je systém tzv. intercroppingu. Tento systém je založen na pěstování stromů v řadách přímo na orné půdě mezi tržní plodinou. Stromy zabraňují rychlému odtoku vody, vrací organickou hmotu a živiny do půdy a snižují nutnost hnojení (Gordon a Newman, 1997).

Produkty erozní činnosti jsou transportované půdní částice, které mohou negativně ovlivňovat místa jejich akumulace – zanášení vodních nádrží, vodních toků, cestovních či železničních komunikací atd. Problémem je i odnos dalších látek jakými jsou průmyslová hnojiva, těžké kovy a rezidua pesticidů. Negativní účinek se zejména projevuje, dostanou-li se tyto produkty do povrchových vod (problémy při úpravě vody či problémy pro rybníční hospodářství). Odnos půdy a živin zde obsažených způsobuje problémy i u samotných vodních živočichů, zejména u těch druhů, které jsou ke změnám podmínek velmi citlivé. Významným problémem, který zapříčiňuje splachy je, že s sebou nesou i živiny, které ve vodním zdroji následně vyvolávají eutrofizaci (García-García a kol., 2012).

2.2 Eutrofizace

Jedním z nejzásadnějších problémů vyvolaných zrychlenou erozí je nadměrné obohacování vody o živiny, tedy eutrofizace povrchových vod (Holoubek a Komárek, 1982). Samotný původ pojmu eutrofizace je z řečtiny, a je složeninou slov eu (hojný) a trophi (potrava či živná látka). Eutrofizace je definována jako proces, při němž dochází k přesycování prostředí minerálními živinami (anorganickými látkami), především se jedná o dusičnany a fosforečnany, což má za následek masivní množení sinic a řas (Šafaříčková, 2006). Tlapák a kol. (1992) uvádí, že příznivé podmínky pro vznik a rozvoj eutrofizačních procesů jsou vytvořeny teplotou vody nad 11°C.

Eutrofizace je problémem u povrchových vod, zejména postihuje řeky, rybníky a vodní nádrže, často je následkem znečištění odpadními vodami a splachy hnojiv (Moldan, 2009).

Obsah živin pro vývoj a růst vodních organismů se nazývá trofie (úživnost). Vody jsou dle stupně trofie a trofického potenciálu členěny (Tab. 1).

Tab.1: Stupeň trofie vod. (převzato z Kalač 2010)

Stupeň trofie vod		Trofický potenciál biomasa (mg l ⁻¹)
Ultraoligotrofní	Velmi slabě úživná až neúživná	<5
Oligotrofní	Slabě úživná	5-50
Mesotrofní	Středně úživná	50-200
Eutrofní	Silně úživná	200-500
Polytrofní	Velmi silně úživná	500-1000
Hypertrofní		>1000

Povrchové vody se dělí do 3 hlavních tříd dle bohatosti na živiny na oligotrofní, mezotrofní a eutrofní. Oligotrofní vody jsou na živiny chudé, což je důvodem malého počtu druhů žijících v těchto vodách. Eutrofní vody jsou na živiny naopak velmi bohaté, což je také vhodné jen pro úzké druhové spektrum. Tyto druhy se rychle a masivně množí (např. sinice či řasy). Mezotrofní vody jsou z pohledu živin

vhodné pro velké množství živočišných i rostlinných druhů. Označujeme je za středně bohaté na živiny (Kočí a kol., 2000).

Adámek a kol. (2008) považují termín eutrofizace za nepřesný, který nevypovídá přímo o stavu vodního ekosystému. Proto používají pojem trofizace (nutrient pollution), který označuje proces znečištění vody živinami. O eutrofizaci můžeme hovořit, pokud byl daný ekosystém oligotrofní. Pokud byl ekosystém již polytrofní, je vhodné mluvit o hypertrofizaci. Pokud bychom stále mluvili o eutrofizaci, v podstatě by došlo ke zlepšení podmínek vody na systém eutrofní.

Pitter (1999) člení proces eutrofizace na eutrofizaci přirozenou a umělou (kulturní, indukovanou). Přirozená eutrofizace je jev, který nelze ovlivnit a projevoval by se i bez antropogenního zásahu. Přirozená eutrofizace je způsobena výskytem sloučenin fosforu a dusíku pocházejících z půdy a dnových sedimentů. Umělá eutrofizace je naopak indukovaná člověkem a je výsledkem civilizačního procesu.

Během umělé eutrofizace je porušována biologická rovnováha ve vodě, což má za následek nárůst biomasy vodních rostlin, řas a sinic (Kalač, 2010). Polášková (2011) považuje za největší hrozby používání klíčových živin v průmyslu, zemědělství a domácnostech. Pro rok 2004 Šafaříčková (2006) uvádí největší zdroje živin v povrchových zdrojích vody. V případě dusíku bylo 23 % vstupů ze zemědělství a 27 % ze sídel. V případě fosforu bylo až 53 % vstupů ze sídel a 32 % ze zemědělství.

K porušení přirozeného koloběhu látek přispívá i odstraňování vegetace v krajině a její odvodňování. V neposlední řadě se na tom podílí dokrmování ryb v rybochovných rybnících (Kalač, 2010).

2.2.1 Fosfor

Fosfor se běžně v prostředí vyskytuje jednak vázán v organických sloučeninách, jednak ve formě fosfátů, tedy fosforečnanů. Fosfor jako takový je velmi důležitým biogenním prvkem, který se ve vodách vyskytuje zcela přirozeně. Koloběh fosforu je velice pomalý, dnes je výrazně zrychlen antropogenní činností, a to především těžbou fosforu, výrobou fosfátových hnojiv a následným intenzivním vyhnojováním pozemků (Heteša a Kočková, 1997). Wittlingerová a Jonáš (1999) uvádějí splachy z domácností (detergenty) a zemědělskou činnost jako hlavní zdroje fosforu v povrchových vodách.

Heteša a Kočková (1997) dále uvádějí, že některé jeho formy jsou nepostradatelné pro život bakterií a vodních rostlin, jako jsou řasy a sinice. Toto tvrzení podporuje i Lellák a Kubíček (1991), kteří uvádějí, že fosfor hraje zásadní roli při produkci biomasy fytoplanktonu. Dle Liebigova zákona minima je fosfor hlavní limitující živinou pro růst sinic (Smith a kol., 1999).

Z hlediska vývoje a růstu fytoplanktonu je důležitým faktorem, v jaké formě se fosfor ve vodách vyskytuje. Pro řasy je významný obsah anorganicky vázaných orthofosforečnanů, které tvoří těmito organismy přijatelnou formu fosforu (Kočí a kol., 2000).

2.2.2 Dusík

Dusík se běžně v prostředí vyskytuje jednak vázán v organických sloučeninách (proteiny, nukleové kyseliny atd.), jednak v amoniakální formě, dále jako dvouatomová molekula dusíku v ovzduší a konečně ve formě oxidů dusíku. Dusík je stejně jako fosfor také biogenním prvkem. Jeho hlavním zdrojem je intenzivní zemědělská výroba, kde významnou roli hrají zejména dusíkatá hnojiva. Dusík se do půdy dostává jak organickými hnojivy při jejich rozkladu (hnůj, kejda, močůvka) či hnojivy anorganickými (ledky, síran amonný atd.). Další cestou je vázání vzdušného dusíku prostřednictvím hlízkových bakterií na kořenech některých druhů plodin (Šafaříčková, 2006).

Do vody se dusík dostává obdobně jako fosfor. Obsah dusíku může být dle Lelláka a Kubíčka (1991) navýšen díky symbiotickým vazačům dusíku. Zástupce můžeme najít především mezi bakteriemi a volně žijícími vazači, jako jsou například některé druhy sinic (*Anabaena* či *Aphanizomenon*).

Dusík se nachází ve vodách v různých formách, nejdůležitějšími formami z pohledu znečištění vod jsou formy amoniakální a dusičnanové. Dusíkatá hnojiva jsou hlavním zdrojem dusičnanů ve vodě. Zejména proto, že tato forma není v půdách dlouhodobě zadržována, a pokud nebyla přijata rostlinami, je rychle vyplavována do vodních toků. Formy amoniakální vznikají rozkladem organických látek, nebo se do toků mohou dostávat ze živočišné výroby či z vody splaškové. Vznikat mohou také sekundárně, a to redukcí dusičnanů a dusitanů. (Wittlingerová a Jonáš, 1999).

2.2.3 Následky eutrofizace

Následky eutrofizace jsou velmi často viditelné velmi brzy po zvýšení obsahu živin ve vodním zdroji. Někdy však mohou mít povahu skrytou a projeví se až po několika letech. Zvýšený obsah živin může mít dalekosáhlé negativní dopady na přírodní ekosystémy.

Vysoký obsah živin má za následek velkou aktivitu řas, sinic a vodních organismů na úkor druhové bohatosti a rovnováhy. Nejlépe fosforu a dusíku umí využít právě řasy a sinice, tzv. fytoplankton, které se množí a rozšiřují svou populaci (Šafaříčková, 2006).

Eutrofizace se projevuje dvěma způsoby. Méně nebezpečným projevem je zelené až zelenomodré vegetační zbarvení horní vrstvy vody do hloubky někdy i 5 m. Druhým případem je vodní květ, kdy se řasy masivně nahromadí u hladiny (Pechar, 2015). Životními pochody intenzivně rozmnoženého fytoplanktonu může dojít k sekundárnímu znečištění vody toxickými organickými látkami (Kalač, 2010).

Během procesu eutrofizace může dojít k narušení celého ekosystému. Rozvojem řas a sinic jsou vyšší rostliny rostoucí u dna zastíněny, postupně vytlačovány a mohou úplně vymizet. V návaznosti na zmizení rostlin se zmenšuje zastoupení bezobratlých živočichů, kteří jsou na jejich přítomnosti přímo závislí. Díky úbytku bezobratlých živočichů se vytrácejí i obratlovci, kteří tím přicházejí o potravu.

Díky odumřelým organismům je do vody uvolněno velké množství živin, které řasy a sinice využívají pro stavbu svých těl. Pokud dojde k masivnímu rozmnožení řas při hladině, dochází k bránění průchodu záření vodním sloupcem. U dna se nacházející zelené organismy nemohou fotosyntetizovat a produkovat tak kyslík, proto dochází až k anoxickým podmínkám, a tím k dalšímu uvolňování fosforu z fosforečnanů uložených u dna, čímž je růst řas opět přiživen. Naopak u hladiny řasy a sinice během dne produkují velké množství kyslíku a spotřebovávají tak veškerý oxid uhličitý. Dle hydrogenuhlíčitanové rovnováhy pak dochází k prudkému zvýšení pH. Díky tomuto zvýšení pH se ve vodě rozpuštěný amoniak mění na amoniak volný, který je pro ryby toxický (Šafaříčková, 2006). Dle Kvítka a Tipla (2003) řasy a sinice navíc dokáží produkovat toxiny. Taková voda je nejen nevhodná pro živočichy závislé na přítomnosti kyslíku, ale i ke koupání a je omezena možnost prakticky jakéhokoliv využití.

2.3 Role vegetace v omezení znečišťování povrchových vod

Moldan (2009) uvádí, že v současnosti znečištění povrchových vod stále stoupá, zejména v rozvojových zemích, v zemích rozvinutých je znečištění spíše konstantní. Přibližně 10 % všech řek na světě je dnes považováno za znečištěné. Pitter (2009) rozděluje zdroje znečištění povrchových vod na 3 typy: bodové, plošné a difúzní.

Základním velkoplošným vlivem je změna povrchových odtokových poměrů v krajině. Pokud intenzita a úhrn dešťových srážek v daném místě převyšuje infiltraci vody do půdy, nastane povrchový odtok přebytečné vody, která se nevsákla pod povrch. Důsledkem je vodní eroze, která zhoršuje jakost vody ve vodních tocích. Zemědělství je řazeno právě mezi plošné původce znečištění. Jak bylo ukázáno již výše, velký vliv na znečišťování vod má způsob hospodaření v povodí vodních toků a charakter vegetačního pokryvu (Adámek a kol., 2008).

Role vegetace je dle Kravčíka a kol. (2008) pro koloběh vody v krajině zcela zásadní. Vegetace je díky procesu evapotranspirace schopná regulovat mikroklima. Na nasátí vody do svých pletiv a následné uvolnění v podobě páry využívá velké množství energie pocházející ze slunečního záření, čímž ochlazuje své prostředí. Toto tvrzení je doloženo porovnáním teplot naměřených v parcích a na střechách budov. Zjištěné hodnoty teplot střech budov jsou 2 x vyšší. Což potvrzuje Pokorný a Hesslerová (2011), kteří uvádějí, že v krajině dobře zásobené vodou a pokrytou vegetací je značná část spotřebována na výpar vody, a to jak přímo z rostlin přes průduchy (transpirace), tak i z půdy (evaporace).

Vegetace zajišťuje tzv. malý vodní oběh, který zapříčiňuje srážky častější, tím je výrazně sníženo riziko přívalových dešťů, které jsou největším rizikem vzniku zrychlené eroze či povodní (Kravčík a kol., 2008).

Zásadní vliv na přímý odtok vody z daného území má množství vegetace trvalé, jako je například lesní či luční porost (Kravčík a kol., 2008).

Pro monitorování a zjištění kvality povrchových vod se sledují hydrochemické parametry. Horáková a kol. (1989) uvádějí, že parametry jsou vybírány dle specifík sledovaného vzorku vody.

Dle ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod, jsou povrchové vody členěny do 5 tříd jakosti: I. třída – neznečištěná voda II. třída – mírně

znečištěná voda III. třída – znečištěná voda IV. třída – silně znečištěná voda V. třída – velmi silně znečištěná voda. Tím jsou stanoveny limity a možnosti využití daných zdrojů vody.

Jednotlivé ukazatele jsou dle normy rozděleny do skupin podle charakteru:

1. obecné, fyzikální a chemické ukazatele (např. konduktivita, rozpuštěný kyslík, BSK₅, CHSK_{Mn}, chloridy, vápník atd.);
2. specifické organické látky (např. chlorbenzen, chloroform, PCB, PAU – suma atd.);
3. kovy a metaloidy (chrom, rtuť, mangan, železo, kadmium atd.);
4. biologické a mikrobiologické ukazatele (saprobní index, enterokoky, chlorofyl atd.);
5. radiologické ukazatele (celková objemová aktivita α , uran, tritium atd.).

Dle Hartmana a kol. (1998) jsou základními parametry sledovanými v povrchových vodách: rozpuštěný kyslík, BSK₅, CHSK, pH, teplota vody, rozpuštěné látky, vodivost, nerozpuštěné látky, amoniakální dusík, dusičnanový dusík, celkový fosfor, saprobní index, koliformní bakterie a fekální koliformní bakterie.

2.4 Vybrané parametry

2.4.1 Dusičnany

Dusík se v povrchových vodách vyskytuje vedle organické formy i v anorganické formě iontů amonných (NH_4^+), dusitanových (NO_2^-) a dusičnanových (NO_3^-). Celkový obsah dusíku během roku značně kolísá (Hartman a kol. 1998). Sloučeniny dusíku jsou celkově málo stabilní, vliv na poměr iontů má především oxidačně-redukční potenciál a hodnota pH. Dusičnany jsou při vysokém oxidačně-redukčním potenciálu značně stabilní, ale v anoxických podmínkách rychle podléhají redukci až na elementární dusík. Při záporných hodnotách oxidačně-redukčního potenciálu dochází k redukci dusičnanů až na amoniakální dusík (Pitter, 1999).

Tyto vztahy mají podstatný vliv na to, jak se hodnoty dusičnanů ve vodách mění. Z biochemických přeměn anorganického dusíku jsou nejvýznamnější děje nitrifikace a denitrifikace.

Nitrifikace je děj, kdy při oxických podmínkách dochází k oxidaci amoniakálního dusíku nejprve na dusitany a poté na dusičnany. Za tento děj jsou zodpovědné nitrifikační bakterie, rozlišují se dva hlavní rody těchto bakterií (*Nitrosomonas* a *Nitrobacter*). První stupeň nitrifikace, tedy oxidace amoniakálního dusíku na dusitany, probíhá činností bakterií rodu *Nitrosomonas*. Druhý stupeň, oxidace dusitanů na dusičnany, probíhá díky rodu *Nitrobacter*. Při této reakci se uvolňují vodíkové ionty a tím se prostředí okyseluje (Kalff, 2002).

Denitrifikace je naopak redukce dusitanů a dusičnanů až na elementární dusík při anoxických podmínkách. Tento děj je také způsoben mikroby (např. rody *Pseudomonas* či *Micrococcus*). Na rozdíl od nitrifikace je pro průběh této reakce nutný organický substrát jako zdroj energie. Při denitrifikaci jsou do prostředí uvolňovány hydroxylové anionty, tzn. že prostředí je alkalizováno a hodnota pH se zvyšuje (Lellák a Kubíček, 1991).

Dusičnany se ve vodách vyskytují zcela přirozeně, patří mezi čtyři hlavní anionty. Největším přírodním zdrojem je jejich vznik při nitrifikaci amoniakálního dusíku (Pitter, 1999). Hlavním antropogenním zdrojem dusičnanů jsou dusíkatá hnojiva. Dusičnanová forma dusíku není dlouhodobě v půdách zadržována. Pokud není přijata rostlinami, je vyplavována do vodních toků (Wittlingerová a Jonáš, 1999). Dalším zdrojem anorganického dusíku je jejich obsah v atmosférických srážkách, z důvodu výskytu dusičnanů v emisích, vznikajících při spalování fosilních paliv (Lellák a Kubíček, 1991). Tyto aktivity mají za následek, že se obsah dusičnanů ve vodách od konce 19. století zvýšil na desetinásobek, u stojatých vod se koncentrace zvýšila pětkrát (Adámek a kol., 2008).

Sorpční schopnost dusičnanů je malá, a proto nejsou sorpčním komplexem vázány, snadno pronikají půdou a mohou tak kontaminovat podzemní vody (Pitter, 1999). Dle Kvitka a kol. (2006) mezi nejvíce propustné půdy patří především písky, písčité hlíny či hlinité písky, což znamená, že mají špatnou schopnost vodu zadržovat a ta rychle odtéká. Pokud je intenzivně hospodařeno na takovýchto půdách, možnost průniku dusičnanů do povrchových a podzemních vod je větší.

Dusičnany nejsou pro organismy přímo toxické a snadno jsou vylučovány močí. Jejich škodlivost spočívá však v tom, že se mohou snadno v trávicím traktu redukovat na dusitany, které jsou mnohem toxičtější. U kojenců je nebezpečí

methemoglobinémie, které může mít za následek až smrt. Dusitany mění hemoglobin na methemoglobin, který se nedokáže účastnit na výměně dýchacích plynů a v těle přestává být přenášen kyslík (Polášková, 2011). Jak bylo výše uvedeno, dusičnany jsou prekurzory dusitanů, v jejichž reakci s aminy vznikají N-nitrosaminy, které jsou považovány za potenciálně rakovinotvorné.

Vyhláškou č. 252/2004 Sb. je stanovena pro pitnou vodu limitní hodnota koncentrace pro dusičnanový dusík $11,3 \text{ mg l}^{-1}$ (odpovídá koncentraci NO_3^- 50 mg l^{-1}), pro vodu kojeneckou jen $3,39 \text{ mg l}^{-1}$ (Pitter, 1999). Limitní hodnotou environmentální kvality povrchových vod pro dusičnanový dusík je dle přílohy č. 3 k nařízení vlády č. 401/20015 Sb. v ročním průměru $5,4 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$. Dle Hartmana a kol. (1998) je běžný obsah dusičnanového dusíku v našich vodách $0,2 - 10 \text{ mg l}^{-1}$, což je v přepočtu na dusičnany $0,9 - 44,3 \text{ mg l}^{-1}$.

2.4.2 Vodivost (konduktivita)

Destilovaná voda je pro elektrický proud prakticky nevodivá. Až vlivem rozpuštěných minerálních látek se voda stává vodivou (Lellák a Kubíček, 1991). Pitter (1999) definuje konduktivitu jako míru koncentrace ionizovaných anorganických a organických součástí vody.

Konduktivita je dle Horákové a kol. (1989) základní aditivní vlastností roztoků elektrolytů. Disociací elektrolytů vznikají ionty, které přenášejí elektrický proud. Stanovená konduktivita vody udává obsah iontů, a tím i koncentraci rozpuštěných disociovaných látek.

Konduktivita roztoků závisí na:

1. koncentraci a disociačním stupni elektrolytů,
2. nábojovém čísle iontů,
3. pohyblivosti iontů,
4. teplotě roztoku.

Vodivost je měřena pomocí konduktometru. Samotné stanovení se uskutečňuje na základě kalibračního grafu, získaného pomocí měření vodivosti roztoku KCl o koncentraci okolo $0,01 \text{ mol dm}^{-3}$ (Kalavská a Holoubek, 1987).

Vzrůst či pokles teploty o 1 °C dle Pittera (1999) způsobuje změnu konduktivity o nejméně 2 %. Konduktivita se proto obvykle měřena při 25°C nebo je na tuto teplotu alespoň přepočítávána.

Konduktivita je převrácenou hodnotou elektrického odporu roztoku, měřeného v Ω , obsaženého mezi dvěma elektrodami o ploše 1 m². Elektrody jsou od sebe vzdálené 1 m. Jednotkou konduktivity je S (Siemens, Ω^{-1}). V hydrochemii se využívá jako jednotky mS m⁻¹ (Horáková a kol., 1989).

Konduktivita běžné destilované vody se pohybuje od 0,05 mS m⁻¹ až do 0,3 mS m⁻¹ a povrchové či prosté podzemní vody obvykle mají hodnotu konduktivity v rozmezí od 5 mS m⁻¹ až do 50 mS m⁻¹ (Pitter, 1999).

Horáková a kol. (1989) tvrdí, že je vhodné konduktivitu vody dlouhodobě sledovat, protože je schopná prokázat změny v koncentraci rozpuštěných látek. Obsah rozpuštěných látek je důležitým chemickým ukazatelem kvality vod pro jejich využití i pro pitné účely.

Konduktivita odpovídá obsahu těchto látek, ovšem bez možnosti určení jejich původu a druhu. Zvýšená hodnota může ukazovat na vodu znečištěnou či závadnou (Lellák a Kubíček, 1991).

2.4.3 Nerozpuštěné látky (NL₁₀₅)

Látky obsažené ve vodě jsou děleny podle různých kritérií. Dle rozdělení z fyzikálního hlediska se nachází látky v pravých roztocích jako rozpuštěné látky či jako látky nerozpuštěné. Nerozpuštěné látky prezentují množství organických i anorganických látek suspendovaných ve vodě (Heteša a Kočková, 1997). Suspendované látky se za normálních podmínek vždy v toku vyskytují. Jedná se o látky, které jsou udržovány turbulencí ve vodním sloupci řek, potoků či nádrží. Jejich koncentrace je však výrazně navyšována nejrůznějšími antropogenními narušeními (Adámek a kol., 2008).

Pitter (1999) jako nerozpuštěné látky označuje různé hlinitokřemičitany, hydratované oxidy kovů (například železa, manganu nebo hliníku), zooplankton, fytoplankton, organický detrit, oleje, tuky aj. Dle Horákové a kol. (1989) jsou nerozpuštěné látky členěny na látky usaditelné, neusaditelné a vzplývavé.

Nerozpuštěné látky se stanovují gravimetricky. Určují se jako sušina, která vzniká po vysušení při 105 °C (odtud i označení NL₁₀₅). Při analýze se rozpuštěné a nerozpuštěné látky oddělují filtrací (Horáková a kol., 1989). Obsah jednotlivých typů látek se vyjadřuje jako hmotnostní koncentrace, a to obvykle v mg l⁻¹ nebo g l⁻¹ (Heteša a Kočková, 1997).

Adámek a kol. (2008) popisují nebezpečí zvýšeného výskytu NL₁₀₅ ve vodách, kdy díky těmto látkám dochází k fyzikálním a chemickým změnám. Suspendované látky v toku způsobují zvýšený zákal, čímž je značně omezena fotosyntéza a změněna teplota vody. Dále dochází k zanášení koryt a nádrží, pokud se zde NL₁₀₅ usazují. Chemické změny způsobené nerozpuštěnými látkami jsou vyvolány především uvolněním kontaminantů (těžké kovy, pesticidy, živiny, aj.). Pokud NL₁₀₅ obsahují velké množství organických látek, může docházet k ovlivnění koncentrace kyslíku.

Obsah nerozpuštěných látek je jedním z nejdůležitějších ukazatelů jakosti vody. U vody pitné nesmí být obsaženy žádné nerozpuštěné látky (Horáková a kol., 1986).

2.4.4 Celkový obsah organického uhlíku TOC

Ukazatel celkový organický uhlík (TOC) udává obsah organického uhlíku v rozpuštěných i nerozpuštěných organických sloučeninách. Měřené hodnoty se pohybují v rozmezí 0,1 mg l⁻¹ u čistých vod do 1000 mg l⁻¹ u odpadních vod (Horáková a kol., 1989). Pitter (1999) uvádí, že přírodní vody obsahují malé množství organických látek, s výjimkou vody vytékajících z rašeliníšť. Dle ČSN 75 7221 je TOC řazen mezi ukazatele kyslíkového režimu. Velmi čistá voda má hodnotu TOC pod 7 mg l⁻¹ (I. třída jakosti), naopak hodnota TOC u vod velmi silně znečištěných se pohybuje nad 20 mg l⁻¹ (V. třída jakosti).

Dle Pittera (1999) patří TOC (společně s BSK a CHSK) mezi parametry, kterými se stanovuje obsah veškerých organických látek ve vodě. Řada organických látek se běžně vyskytuje ve vodách a jsou antropogenního i přírodního původu. Dle Adámka a kol. (2008) lze mezi přírodní organické látky znečišťující vodu řadit výluhy z půdy a sedimentů, například půdní a rašelinový humus, výluhy z listí a tlejícího dřeva. Dále mezi přírodní organické látky patří produkty rostlinných a živočišných organismů a bakterií (humínové látky, sacharidy, peptidy, aminokyseliny aj.). Organické látky antropogenního původu pocházejí ze splaškových a průmyslových odpadních vod

(papírnictví, potravinářství, textilní), z odpadů ze zemědělství, ze skládek, či z úpravy vody chlorací.

Obsah TOC ve vodách je úzce spjat s obsahem organického uhlíku v půdě (SOC) daného povodí. Pokud je půdní horizont při silných srážkách ochuzován splachy o SOC, je obsah TOC ve vodách vysoký. Tato skutečnost je významná zejména u orných půd, protože jsou periodicky a dlouhodobě bez pokryvu vegetace, tudíž je zde vyplavování SOC vyšší (Ripl, 2003, Kulhavý a kol., 2011).

V neznečištěných vodách s dobrými kyslíkovými poměry je poměrně malé množství organické hmoty, a to je rychle rozkládáno. Část je zkonsumována detritovory a uložena do biomasy jejich těl. Zbytek je rozložen houbami a bakteriemi, a tím včleněn do potravního řetězce. Pokud je však organické hmoty příliš, může dojít k narušení celého ekosystému a ovlivnění struktury společenstva. Nejvíce zasaženy jsou organismy závislé na množství kyslíku, které díky nadměrnému zatížení organickými látkami značně poklesne. Může docházet k druhotnému znečištění toku po odumření organismů, vytvoření nežádoucích organoleptických vlastností vody (především chuť a zápach) pokud je zdroj využíván jako zdroj pitné vody, aj. (Adámek a kol., 2008).

2.4.5 Průtok

Pokud se srážková voda po dopadu na povrch nevypaří, nevsákne do půdy či není zachycena vegetací, stéká spádem jako povrchový odtok nebo mělce podpovrchový odtok. Tento odtok spolu s odtokem podzemní vody tvoří zdroj vody pro vodní toky, které odvodňují povodí. Koryto vodního toku má různé příčné i podélné profily (Lellák a Kubíček, 1991). Samotný průtok udává množství vody, které prochází daným profilem za sekundu (Hartman a Přikryl, 1998).

Zásadní vliv na vodnatost toku má právě intenzita srážek, délka jejich trvání, velikost zasažené plochy, krajinný pokryv a míra zachycení vody půdou a vegetací (Lellák a Kubíček, 1991). Průtok se označuje Q a vyjadřuje se v $l\ s^{-1}$ nebo v $m^3\ s^{-1}$. Nejčastěji je průtok měřen pomocí kalibračních nádob (Hartman a Přikryl, 1998) nebo měřením výšky hladiny vody ve vodním toku a výpočtem při znalosti rychlosti proudění vody ve vodním toku.

3. Cíl práce a hypotéza o ověření vlivu krajinného pokryvu a způsobu hospodaření

Cílem práce je statisticky vyhodnotit vliv způsobu hospodaření a krajinného pokryvu na hydrochemické parametry povrchových vod.

Hypotézou je, že půda pokrytá vegetací dokáže snižovat povrchový odtok a současně omezovat splachy půdních částic a živin do vodních toků, a tím vyrovnávat určité negativní vlivy určitého typu krajinného pokryvu a určitého způsobu zemědělského hospodaření. Zároveň je cílem práce zjistit míru, do jaké dokáže zmíněné negativní vlivy vegetace tlumit.

Dílčí cíle:

- seznámení se s prostředím statistického softwaru
- statistické analýzy
- vyhodnocení rozdílů hydrochemických parametrů rozdílných subpovodí a časové rozdíly v rámci jednotlivých subpovodí

Modelové území bylo zvoleno tak, aby obsáhlo povodí, kde se vyskytuje orná půda, les i luční společenstva. Porovnávány jsou vzorky vody z uzávěrových profilů jednotlivých subpovodí, čímž jsou zjištěny informace o dopadu daného způsobu hospodaření na hodnoty sledovaných parametrů a vypovídají o vlivu zemědělství na povrchové zdroje vody v dané lokalitě.

4. Metodika

4.1 Modelové území

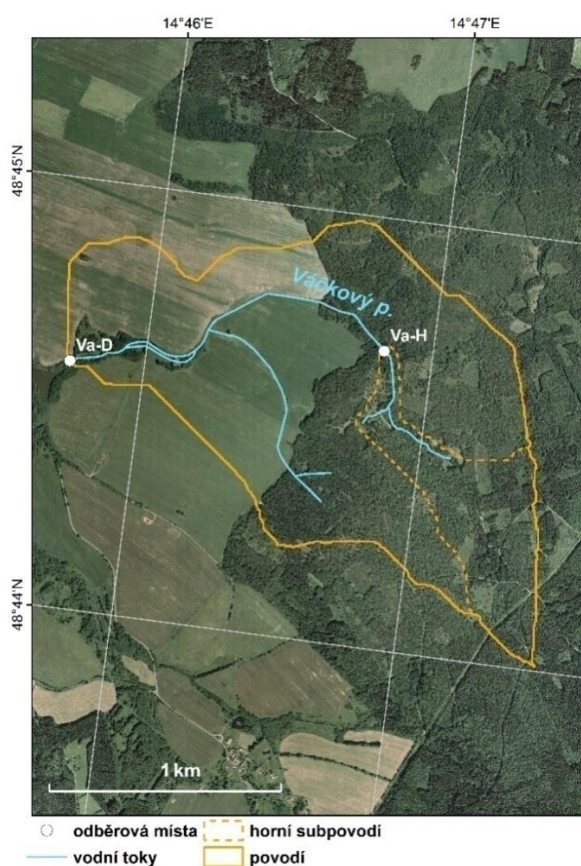
Modelové území se nachází na území Novohradských hor, které jsou pramennou oblastí významných jihočeských řek Malše, Stropnice, Černé a Lužnice (Papáček, 2003). Modelové území spadá převážně do mírně teplé klimatické oblasti (Kubeš, 2004). Průměrná nadmořská výška sledovaného území je 650 m n. m., průměrná roční teplota vzduchu je 6 °C a průměrný roční úhrn srážek se pohybuje okolo 800 mm (Tolasz, 2007). Současná krajinný pokryv je složen hlavně z lesů, podhorských luk, pastvin a v nižších polohách i orných pozemků (Kubeš, 2004).

Cílem této práce je ukázat, jaký vliv mají různé způsoby zemědělského hospodaření a různé typy krajinného pokryvu na obsah látek ve vodě, odtékající z povodí vodními

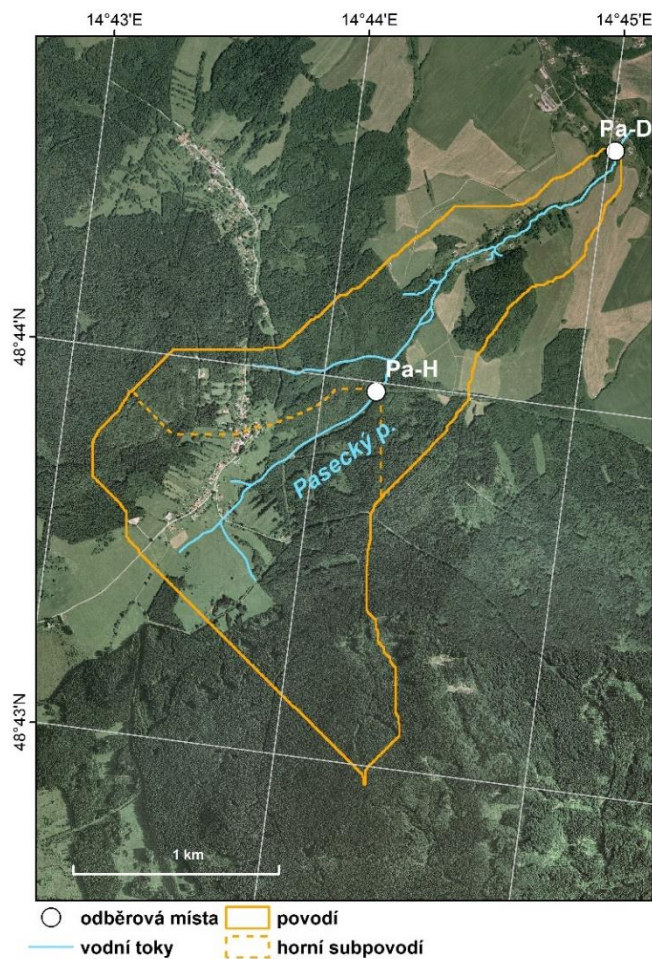
toky. Z tohoto důvodu byla pro diplomovou práci zvolena dvě povodí (Váčkového a Paseckého potoka), které se liší právě krajinným pokryvem a zemědělským hospodařením.

Pro grafické zpracování byly závěrové profily (místa odběru vody) označovány následně; Váčkový potok horní uzávěr Va-H, Váčkový potok dolní uzávěr Va-D a Pasecký potok dolní uzávěr Pa-D.

Váčkový potok je vybrán jako povodí, kde je v jeho dolním subpovodí intenzivně hospodařeno na orné půdě, naopak horní subpovodí je tvořeno výhradně lesem (Obr. 1). Téměř celé území Paseckého potoka lze charakterizovat jako povodí lesně-lučního ekosystému, v dolním subpovodí se vyskytuje kombinace lesního a lučního společenstva, s menším podílem zástavby (Obr. 2).



Obr. 1: Ortofotomapa povodí Váčkového potoka s odběrovými místy - závěrovými profily Va-H a Va-D. (Ortofoto: GEODIS 2008)



Obr. 2: Ortofotomapa povodí Paseckého potoka s odběrovými místy - závěrovými profily Pa-H a Pa-D. (Ortofoto: GEODIS 2008)

Konkrétní rozdílnost v hospodaření je viditelná z Obr. 3 a 4. Tyto mapy znázorňují, jaký druh hospodaření se v povodí a okolí jednotlivých odběrových míst uskutečňuje. Dále vykreslují i na jak velké ploše se daným způsobem hospodaří.

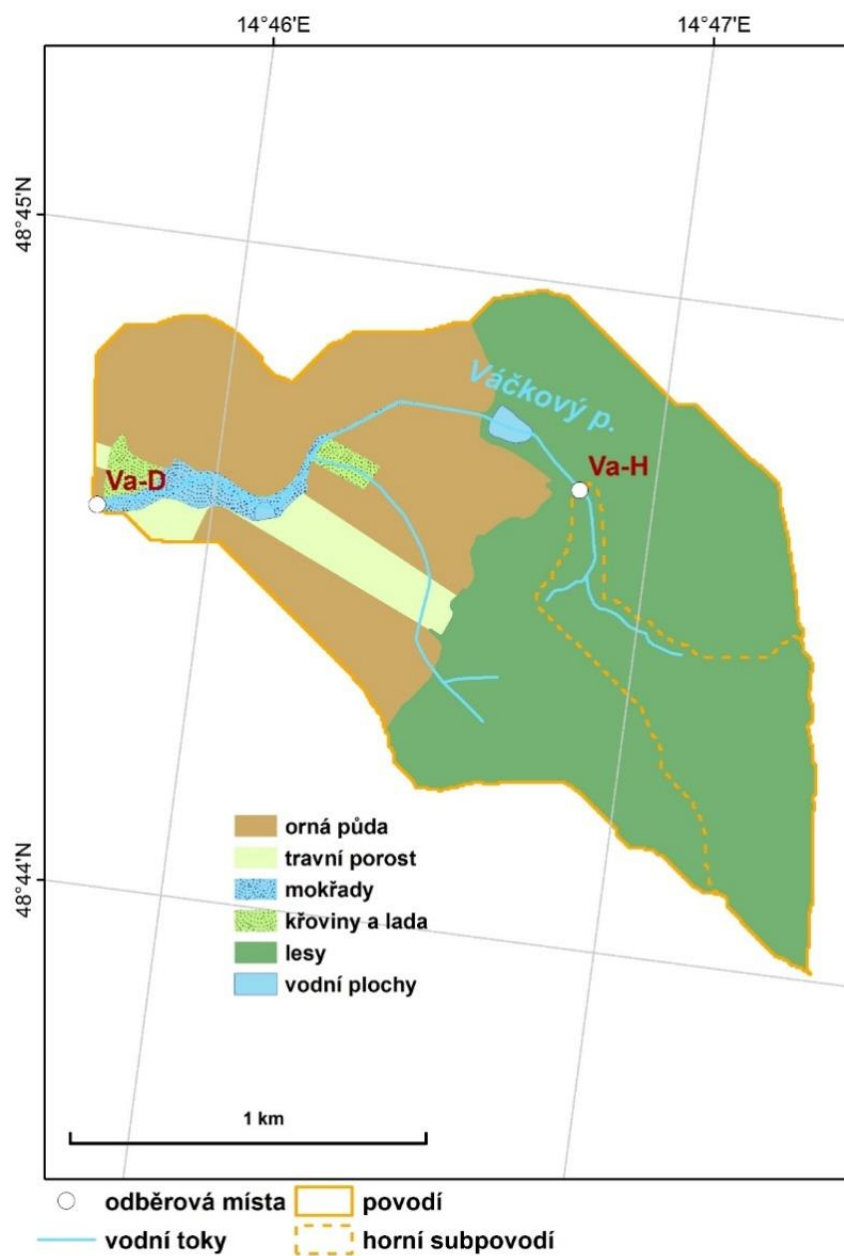
Dle dat lze odvodit využití jednotlivých povodí (Tab. 2). V území horního subpovodí Váčkového potoka se vyskytuje pouze les, a to na ploše 38,3 ha. Území dolního subpovodí Váčkového potoka je tvořeno různými kategoriemi krajinného pokryvu; 51,1 % lesy, 43,6 % orná půda, 3,7 % mokřady, 1,1 % travní porosty a 0,5 % vodní plochy.

Území Paseckého potoka je charakterizováno jako převážně luční a lesní povodí, orná půda se zde nevyskytuje vůbec. Horní subpovodí Paseckého potoka je tvořeno ploškami o následujícím zastoupení; 70,4 % lesy, 24 % travní porosty, 1,5 % křoviny

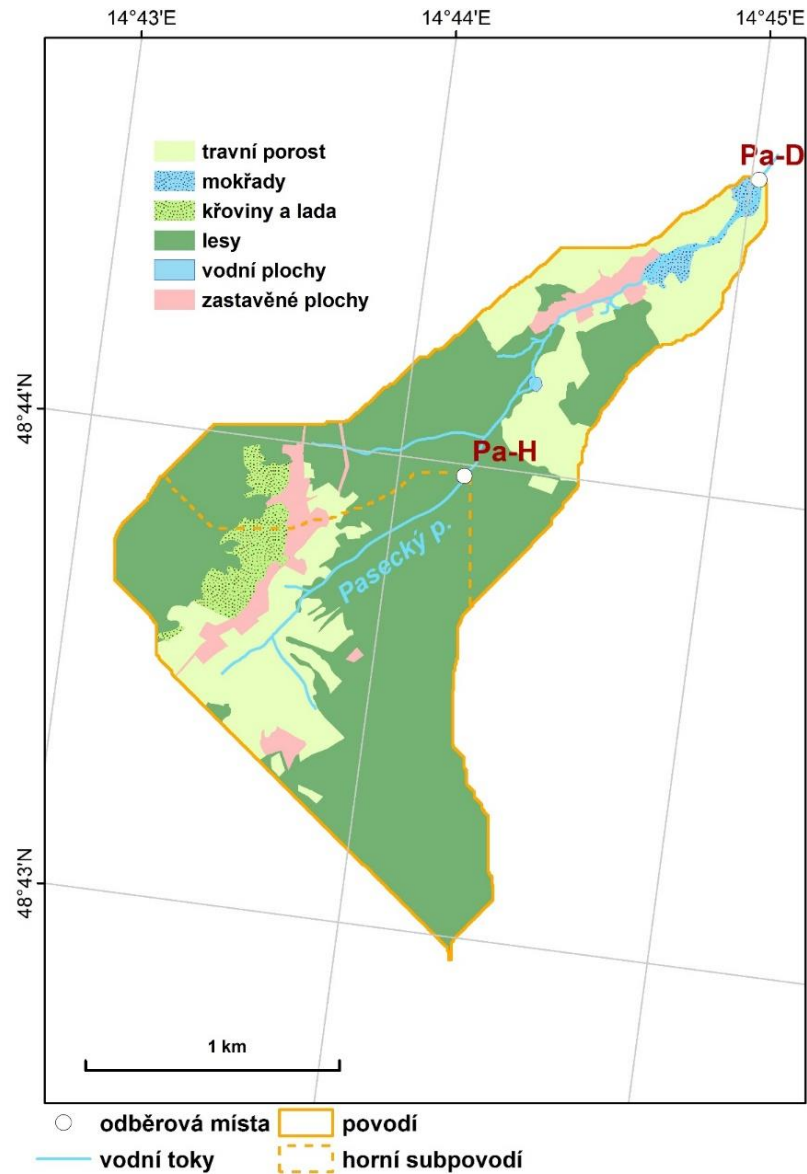
a lada, 4,1 % zastavěná plocha. Dolní subpovodí Paseckého potoka je tvořeno ploškami obdobnými; 57,7 % lesy, 32,8 % travní porosty, 6,4 % zastavěné plochy a 3,1 % křoviny a lada.

Tab. 2: Způsob obhospodařování ploch v povodích Paseckého a Váčkového potoka.

ploška	plochy subpovodí, náležející k závěrovému profilu (ha)			
	Va-H	Va-D	Pa-H	Pa-D
orná půda	0	76,2 (43,6%)	0	0
les	38,3 (100%)	89,4 (51,1%)	105,5 (70,4%)	73,4 (57,7%)
TTP	0	1,9 (1,1%)	37,3 (24%)	41,8 (32,8%)
vodní plochy	0	0,8 (0,5%)	0	0
mokřady	0	6,5 (3,7%)	0	0
křoviny a lada	0	0	2,4 (1,5%)	4 (3,1%)
zástavba	0	0	6,3 (4,1%)	8,1 (6,4%)
celkem	38,3	174,8	151,5	127,3



Obr. 3: Krajinný pokryv v povodí Váčekového potoka v roce 2015.



Obr. 4: Krajinný pokryv v povodí Paseckého potoka v roce 2015.

4.2 Odběry vzorků

Pro povodí Váčkového potoka byly stanoveny 2 uzávěrové profily, které od sebe oddělují dílčí horní a dolní subpovodí, která se od sebe krajinným pokryvem odlišují. V mapě (Obr. 1 a 3) je vyznačena hranice horního a dolního subpovodí (Va-H, Va-D), a to šrafovanou čarou, která je od sebe odděluje. V povodí Paseckého potoka (Obr. 2 a 4), který má v horním i dolním subpovodí krajinný pokryv velmi podobný byly odebírány vzorky jen z dolního uzávěrového profilu (Pa-D).

Vzorky povrchových vod byly odebírány do polyethylenových lahví o objemu 1 l, a to tak, aby nedošlo k jejich znehodnocení zvržením usazeného materiálu v korytech potoka. Každá láhev byla označena dle místa odběru. Po odebrání všech, byly láhve ihned převezeny do laboratoře a uloženy v chladu. Analýza odebraných vod probíhala v Laboratoři aplikované ekologie v Českých Budějovicích, vždy nejpozději 1 den po provedení odběru.

Odběry vzorků byly prováděny v měsíčním intervalu během let 2007-2015, vyjma let 2012 a 2013, kdy odběry neproběhly. V modelovém území bylo také provedeno měření průtoků. Průtok na povodích byl sledován pro rok 2007 v intervalu 20 minut. Sledování průtoků bylo prováděno v uzávěrových profilech, kde byla ultrasonicky sledována výška hladiny vody ve vodním toku.

4.3 Zpracování vzorků

Měřenými parametry ve vzorcích byly dusičnany, vodivost, nerozpuštěné látky (NL₁₀₅) a celkový organický uhlík (TOC).

Pro stanovení vodivosti byla použita potenciometrická titrace, která pro zjištění koncentrace iontů využívá měření napětí. K tomuto stanovení byly využity přístroje WTW (MultiLab P5, P4 a 720).

Dále byly vzorky filtrovány přes WhatmanGF/C filtr se skleněnými vlákny se zachycováním částic 1,2 μm. Díky tomu byl zjištěn obsah nerozpuštěných látek, který se určil jako obsah sušiny materiálu zachyceného při filtrování a následně vysušeného při 105 °C.

Ve vzorcích byly poté určovány hodnoty dusičnanového dusíku (N-NO₃⁻) a celkového organického uhlíku (TOC). Koncentrace N-NO₃⁻ byly zjišťovány ve filtrovaných vzorcích spektrofotometricky pomocí metody průtokové injekční analýzy a využitím automatického analyzátoru FIAstar MT 5000 FIAstar MT 5012 (FOSS Analytical AB Sweden, 2008). Průtoková injekční analýza je založena na vstříkávání vzorků vody do proudu jednotlivých reaktantů. Takto vzniklé roztoky jsou následně vystaveny záření o vlnové délce 540 nm na fotometrickém detektoru (Skalar, 2002).

Pro zjištění hodnot TOC byly analyzovány hodnoty celkového uhlíku (TC) a hodnoty uhlíku anorganického (IC). Celkový uhlík byl stanoven při spalování

1 100 °C za přítomnosti katalyzátoru. Veškerý anorganický i organický vázaný uhlík byl díky proudu čistého kyslíku převeden na plynný oxid uhličitý. Použitím infračerveného záření o vlnové délce 4,2 μm v IR detektoru byla změřena koncentrace CO₂, která byla následně přepočítána na obsah TC. Obsah IC se stanovil v nízkoteplotním rektoru za přidání 20 % kyseliny fosforečné, kde byl anorganický uhlík převeden na plynný CO₂. Koncentrace byla opět stanovena v IR detektoru. Výsledné hodnoty TOC byly vypočítány jako rozdíly TC a IC (Skalar, 2004).

4.4 Statistická analýza

Data obsahu N-NO₃⁻, NL₁₀₅, TOC a hodnot vodivosti ve vodách Váčkového a Paseckého potoka byla statisticky zpracována. Byly vypočteny centrální statistiky (medián, interkvartilové rozpětí) a data byla mezi sebou porovnána jak z hlediska časového vývoje, tak z hlediska odlišných povodí. Vzhledem k tomu, že v žádném roce na žádném ze sledovaných potoků neměla tato data normální rozdělení, byly pro porovnání použity neparametrické testy.

Pro porovnání odlišnosti obsahu zvolených parametrů mezi vodami Paseckého a Váčkového potoka byly použity Wilcoxonovy párové testy s hladinou významnosti $p = 0,05$ (obdoba parametrického párového T-testu pro data s normálním rozdělením).

Pro porovnání odlišnosti hodnot parametrů ve vodách v rámci jednotlivých potoků mezi sledovanými roky byly použity Friedmanovy testy s hladinou významnosti $p = 0,05$ (obdoba parametrického testu ANOVA pro data s normálním rozdělením).

5. Výsledky

V rámci diplomové práce byly hodnoceny 4 parametry povrchových vod vztahujících se k jejich kvalitě – dusičnany, vodivost, nerozpuštěné látky (NL₁₀₅) a celkový organický uhlík (TOC). Dalším sledovaným parametrem byl průtok. Všechny parametry byly hodnoceny z hlediska vztahu k způsobu hospodaření v povodí daného potoka.

5.1 Dusičnany

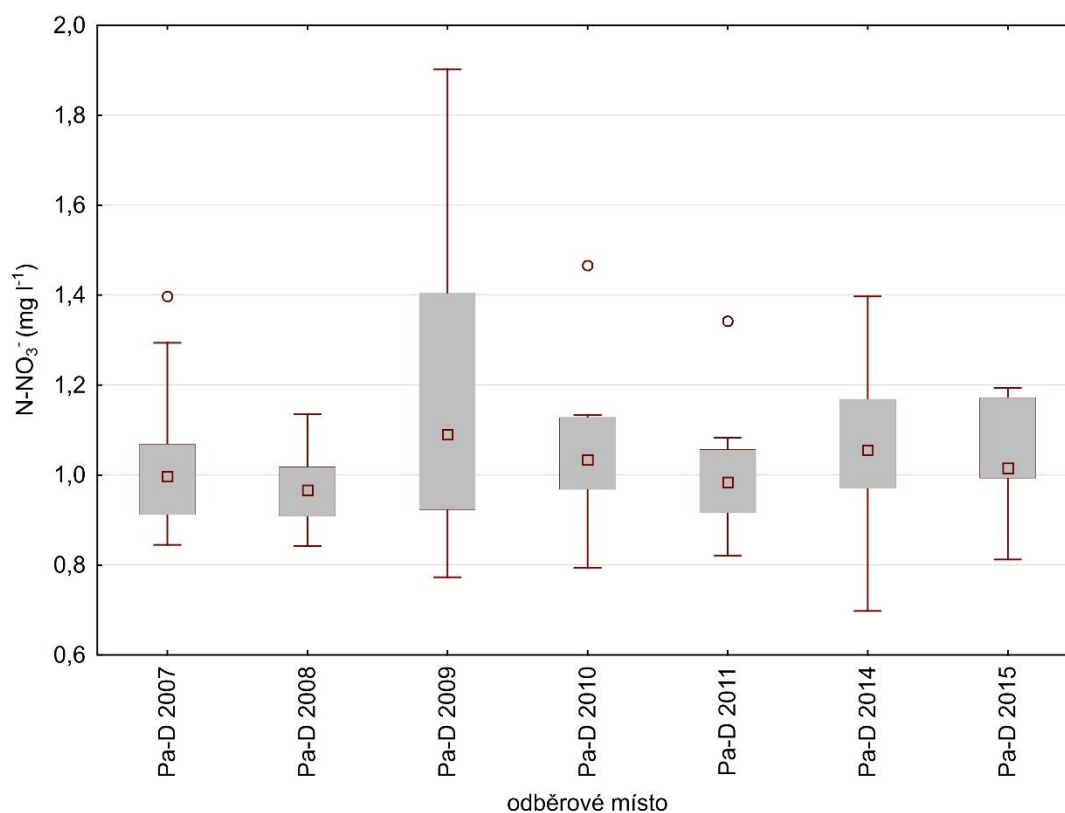
Při statistickém zpracování dat byla zjišťována závislost obsahu dusičnanů na způsobu obhospodařování území, kterým potok protéká. K tomuto účelu byly porovnávány koncentrace dusičnanového dusíku ze vzorků, odebraných na dolním a

horním uzávěrovém profilu Váčekového potoka a na dolním uzávěrovém profilu Paseckého potoka.

Hodnoty koncentrací dusičnanového dusíku pro uzávěrový profil Pa-D a jednotlivé roky sledování jsou viditelné na Obr. 5. Koncentrace dusičnanového dusíku odebraného z povodí Paseckého potoka se pohybují v rozmezí od 0,698 mg l⁻¹ do 1,902 mg l⁻¹. Rozptyl hodnot je tedy evidentně malý. Obsah N-NO₃⁻ se mezi žádnými z roků celého sledovaného období statisticky průkazně neliší (Friedmanův test, p > 0,05).

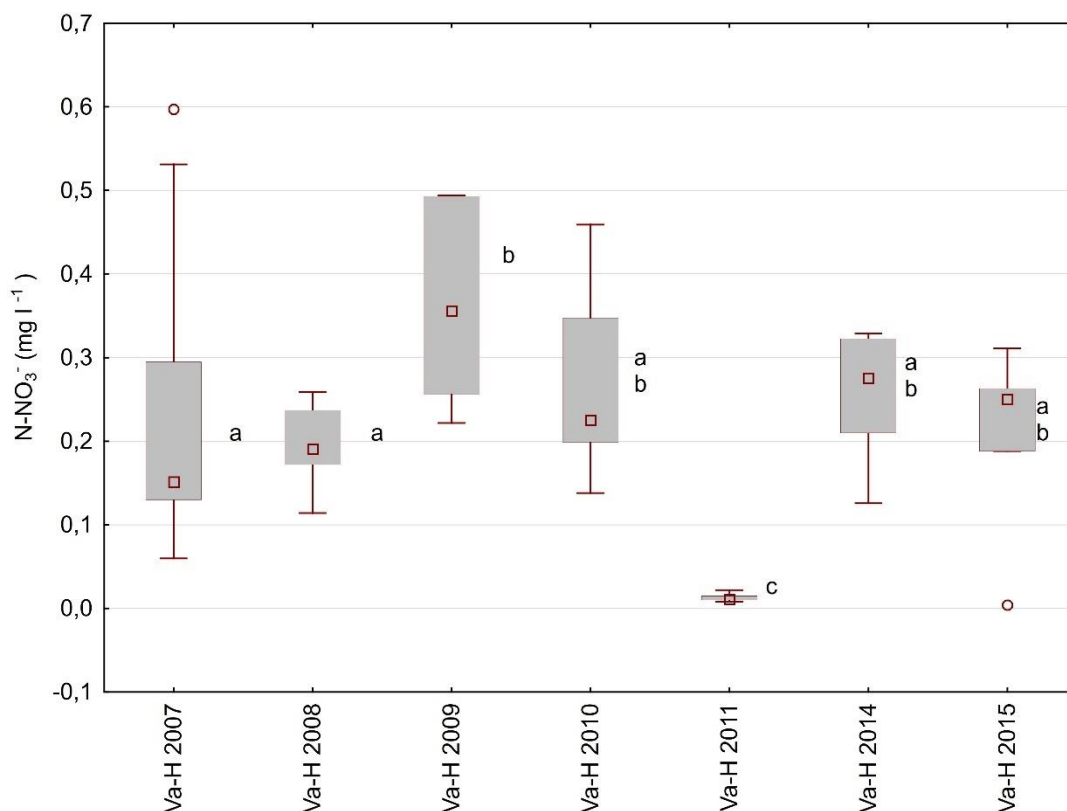
legenda ke grafům (Obr. č. 5 – 7; 11 - 19)

- Medián
- 25%-75%
- ┆ Rozsah neodlehých hodnot
- Odlehle hodnoty



Obr. 5: Obsah N-NO₃⁻ ve vodách Paseckého potoka v profilu Pa-D v letech 2007 až 2015. Pa-D značí Pasecký potok dolní uzávěrový profil s označením roku odběru. Obsah N-NO₃⁻ ve vodách Pa-D se mezi žádnými z roků celého sledovaného období statisticky průkazně neliší (Friedmanův test, p > 0,05).

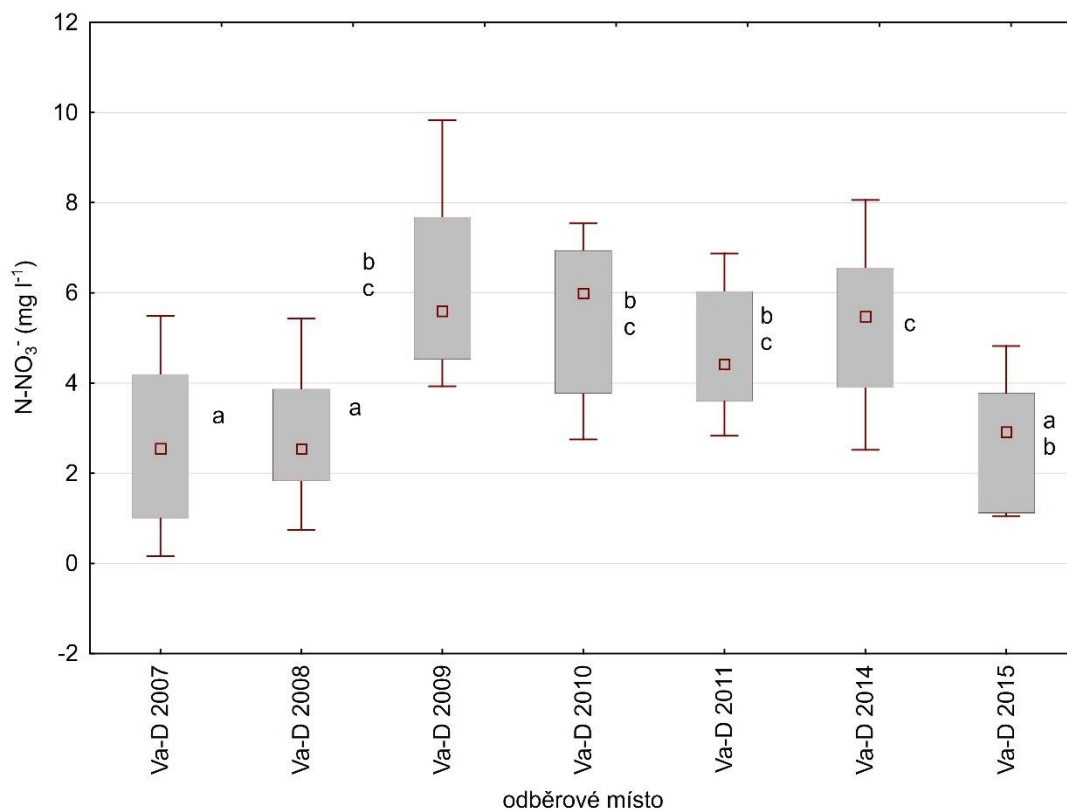
Hodnoty obsahu N-NO_3^- ve vodách odebraných z horního uzávěrového profilu Váčkového potoka (Va-H) jsou ze všech odběrových míst nejnižší (Obr. 6), pohybují se v intervalu od $0,0080 \text{ mg l}^{-1}$ z roku 2011 do $0,597 \text{ mg l}^{-1}$ z roku 2007. Hodnoty se mezi některými sledovanými roky statisticky průkazně liší (Friedmanův test, $p < 0,05$). Hodnoty z roku 2011 jsou velmi nízké, nejvyšší naměřenou hodnotou dusičnanového dusíku během roku 2011 bylo $0,0220 \text{ mg l}^{-1}$, čímž se tento rok statisticky prokazatelně odlišuje od všech zbylých let, ve kterých probíhaly odběry.



Obr. 6: Obsah N-NO_3^- ve vodách Va-H v letech 2007 až 2015. Va-H značí Váčkový potok horní uzávěrový profil s označením roku odběru. Obsah N-NO_3^- ve vodách Va-H se mezi některými sledovanými roky statisticky průkazně liší (Friedmanův test, $p < 0,05$), shodná malá písmena u boxů Váčkového potoka vyznačují ty roky, mezi kterými se obsah N-NO_3^- statisticky průkazně neliší.

Naměřené koncentrace dusičnanového dusíku z dolního subpodví Váčkového potoka v průběhu měřeného období mají výrazný rozptyl hodnot. O tom vypovídá i nejnižší naměřená hodnota $0,16 \text{ mg l}^{-1}$ z roku 2007 a nejvyšší naměřená hodnota $9,83 \text{ mg l}^{-1}$ z roku 2009, tyto hodnoty zároveň určují interval naměřených hodnot.

Obsah N-NO_3^- ve vodách odebraných z dolního uzávěru Váčkového potoka (Va-D) se mezi některými sledovanými roky statisticky průkazně liší (Friedmanův test, $p < 0,05$), viz Obr. 7.



Obr. 7: Obsah N-NO_3^- ve vodách Va-D v letech 2007 až 2015. Va-D značí Váčkový potok dolní uzávěrový profil s označením roku odběru. Obsah N-NO_3^- ve vodách Va-D se mezi některými sledovanými roky statisticky průkazně liší (Friedmanův test, $p < 0,05$), shodná malá písmena u boxů Váčkového potoka vyznačují ty roky, mezi kterými se obsah N-NO_3^- statisticky průkazně neliší.

Dle dalšího statistického zpracování naměřených dat, lze tvrdit, že obsah N-NO_3^- ve vodách dolního subpovodí Paseckého potoka (Pa-D) se od jeho obsahu ve vodách dolního subpovodí Váčkového potoka (Va-D) v každém sledovaném roce statisticky průkazně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

Obsah N-NO_3^- ve vodách dolního subpovodí Paseckého potoka (Pa-D) se od jeho obsahu ve vodách horního subpovodí Váčkového potoka (Va-H) v každém sledovaném roce statisticky průkazně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

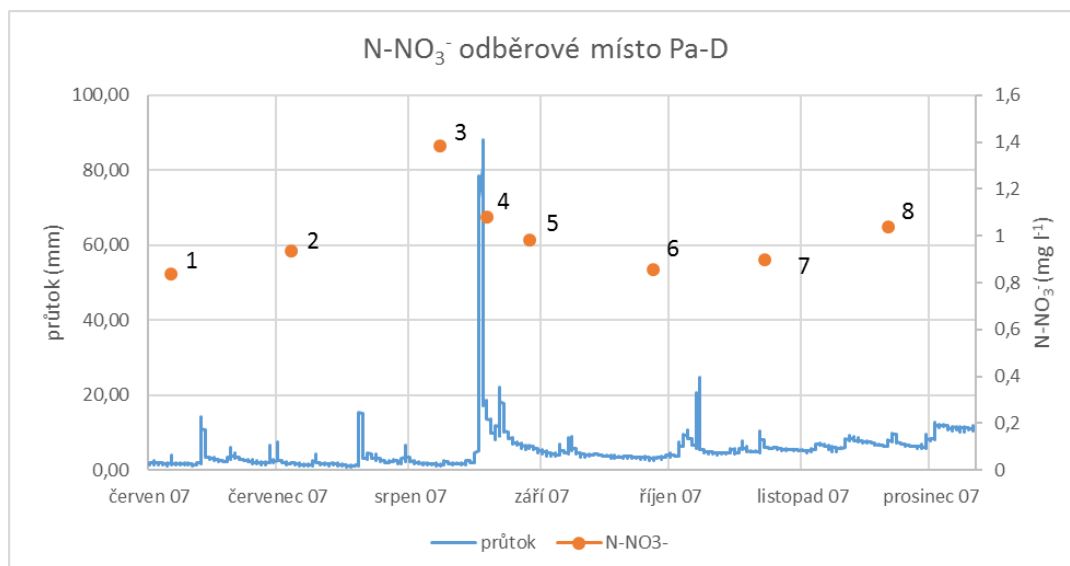
Obsah N-NO_3^- ve vodách Váčkového potoka v rámci horních a dolních subpovodí (Va-H a Va-D) se v každém sledovaném roce statisticky průkazně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

Pro rok 2007 byl sledován průtok vody v závěrových profilech a bylo k němu vztaženo množství dusičnanového dusíku. Naměřené hodnoty dusičnanového dusíku pro odběrová místa Pa-D, Va-H a Va-D během roku 2007 jsou znázorněny v Tab. 3. Čísla odběrů korespondují s číselným označením pořadí měření v grafech závislosti obsahu N-NO_3^- a průtoku vody daného povodí (Obr. 8, 9 a 10).

Tab. 3: Hodnoty N-NO_3^- během roku 2007 u odběrových míst Pa-D, Va-H a Va-D.

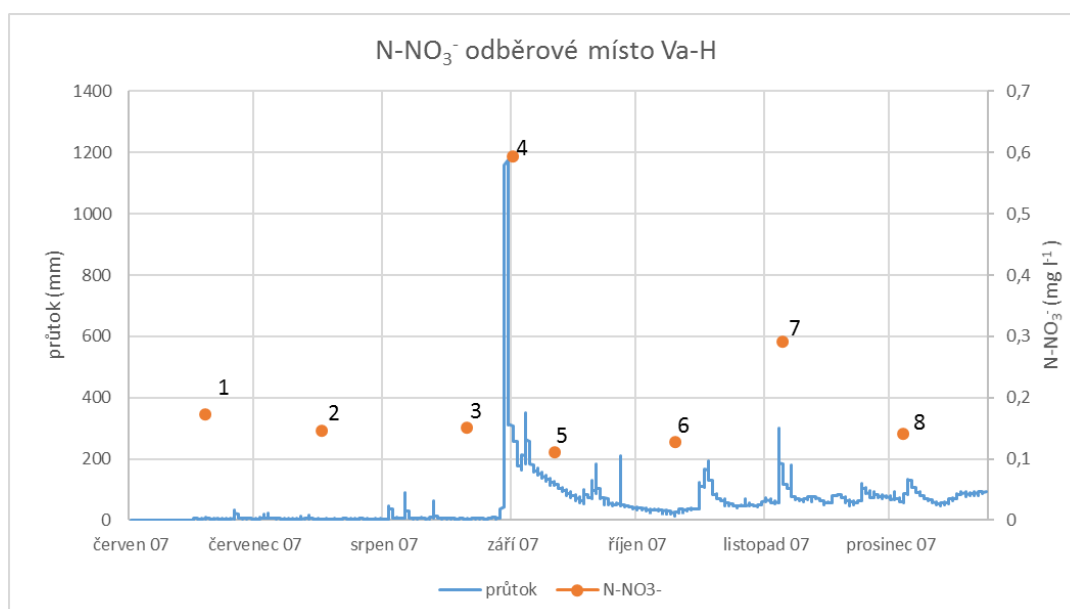
datum odběru	číslo odběru	N-NO ₃ (mg l ⁻¹)		
		Pa-D	Va-H	Va-D
26.06.2007	1	0,852	0,176	0,291
24.07.2007	2	0,949	0,149	0,246
28.08.2007	3	1,397	0,154	0,16
08.09.2007	4	1,093	0,597	6,581
18.09.2007	5	0,997	0,114	4,19
17.10.2007	6	0,87	0,131	3,833
12.11.2007	7	0,912	0,295	4,516
11.12.2007	8	1,053	0,145	5,488

Zjištěné hodnoty dusičnanového dusíku z dolního uzávěru Paseckého potoka (Pa-D, luční ekosystém) v roce 2007 se pohybují v rozmezí od 0,852 mg l⁻¹ (číslo vzorku - 1) do 1,397 mg l⁻¹ (číslo vzorku - 3). Nejvyšší hodnota byla naměřena mimo nejvyšší průtok (srážku) (Obr. 8).



Obr. 8: Obsah dusičnanového dusíku v závislosti na průtocích - odběrové místo Pa-D rok 2007

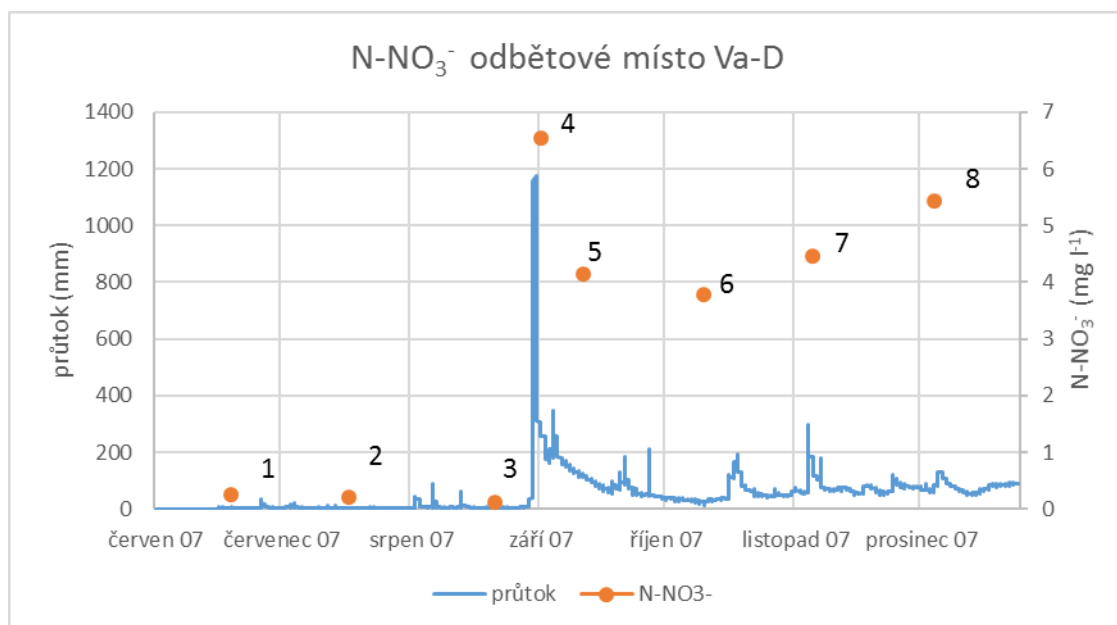
Obsah naměřeného N-NO₃⁻ z vody odebírané z čistě lesního společenstva (odběrové místo Va-H) v reakci na kolísání průtoku (srážkové epizody) je znázorněn na Obr. 9. Zjištěné hodnoty jsou nižší, pohybují se v rozmezí od 0,114 mg l⁻¹ (číslo vzorku - 5) do 0,597 mg l⁻¹ (číslo vzorku - 4).



Obr. 9: Obsah dusičnanového dusíku v závislosti na průtocích - odběrové místo Va-H rok 2007

Obsah dusičnanového dusíku z dolního uzávěrového profilu Váčkového potoka (Va-D, orná půda) se pohybují v rozmezí hodnot od 0,16 mg l⁻¹ (číslo vzorku - 3) do

6,851 mg l⁻¹ (číslo vzorku - 4). Největší hodnota byla naměřena v září den po silné srážce (Obr. 10)

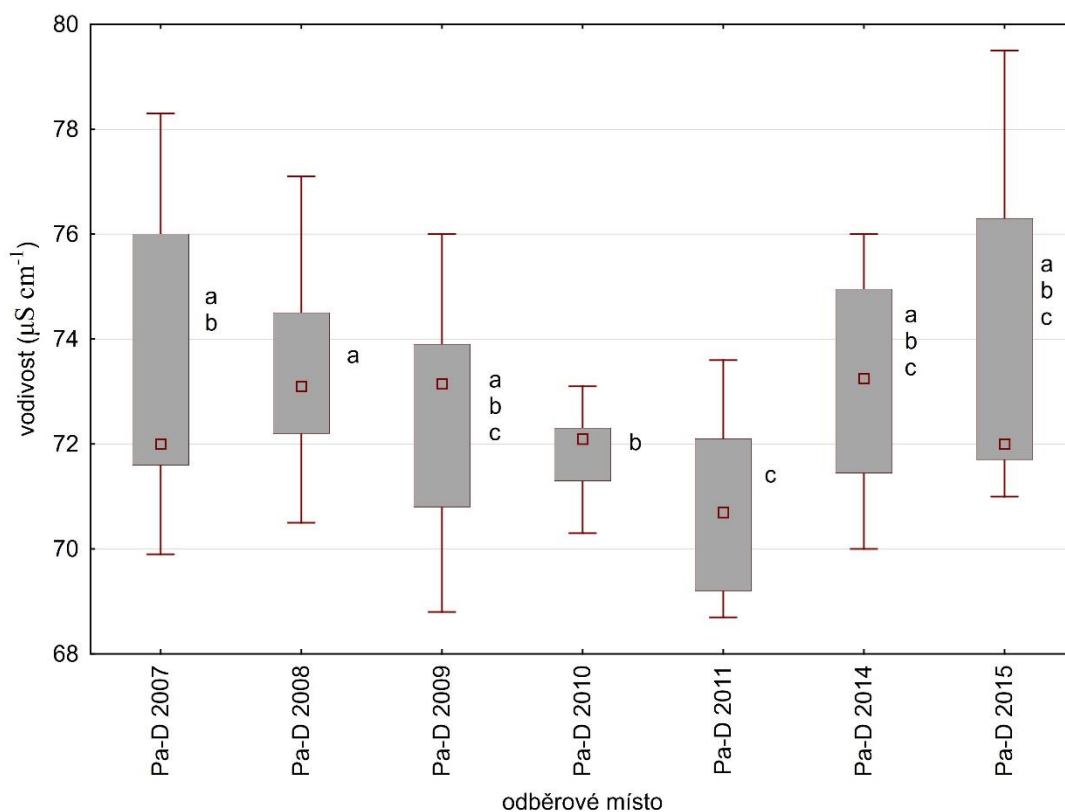


Obr. 10: Obsah dusičnanového dusíku v závislosti na průtocích - odběrové místo Va-D rok 2007

5.2 Vodivost

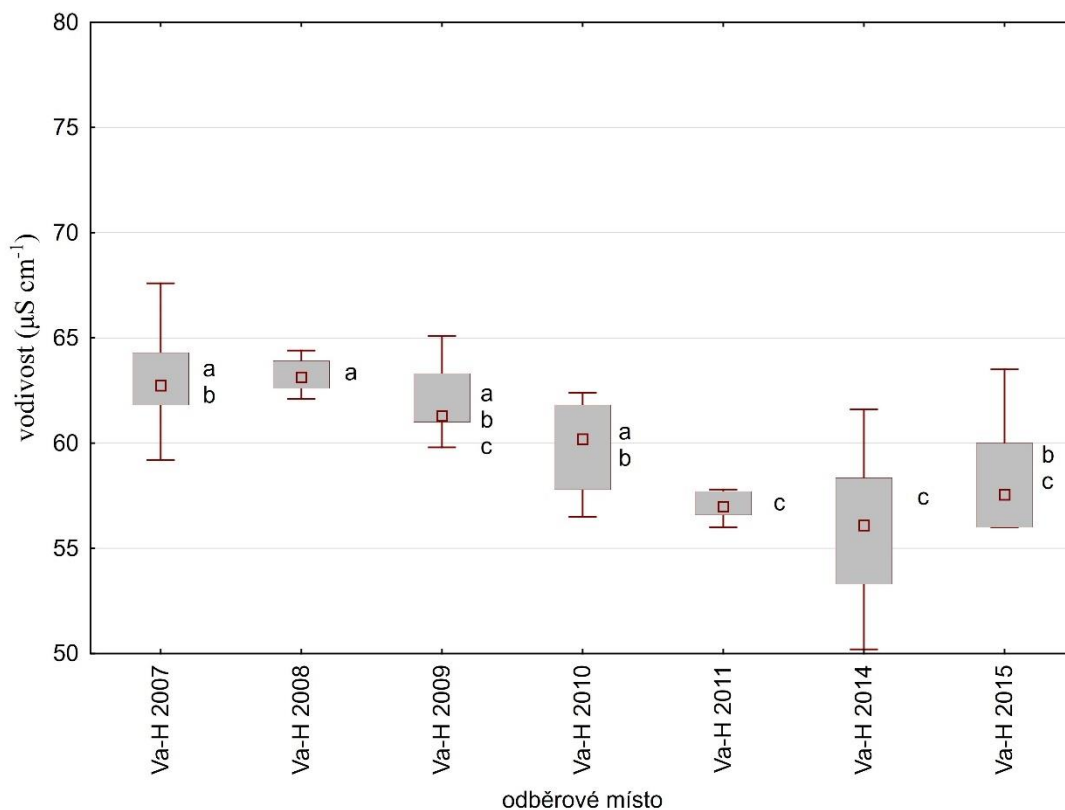
Dalším sledovaným parametrem byla vodivost, která vypovídá o celkovém obsahu elektrolytů ve vzorcích vody odebrané z modelového území.

Hodnoty vodivosti vody odebrané z dolního uzávěrového profilu Paseckého potoka (Pa-D), který odvodňuje území lučního ekosystému, jsou viditelné na Obr. 11. Dle statistického zpracování dat se hodnoty mezi některými z roků celého sledovaného období statisticky průkazně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$). Hodnoty vodivosti se u Pa-D pohybují v intervalu od 68,7 $\mu\text{S cm}^{-1}$ do 79,5 $\mu\text{S cm}^{-1}$. V porovnání s Va-D (orná půda) jsou zjištěné hodnoty vodivosti mnohem nižší.



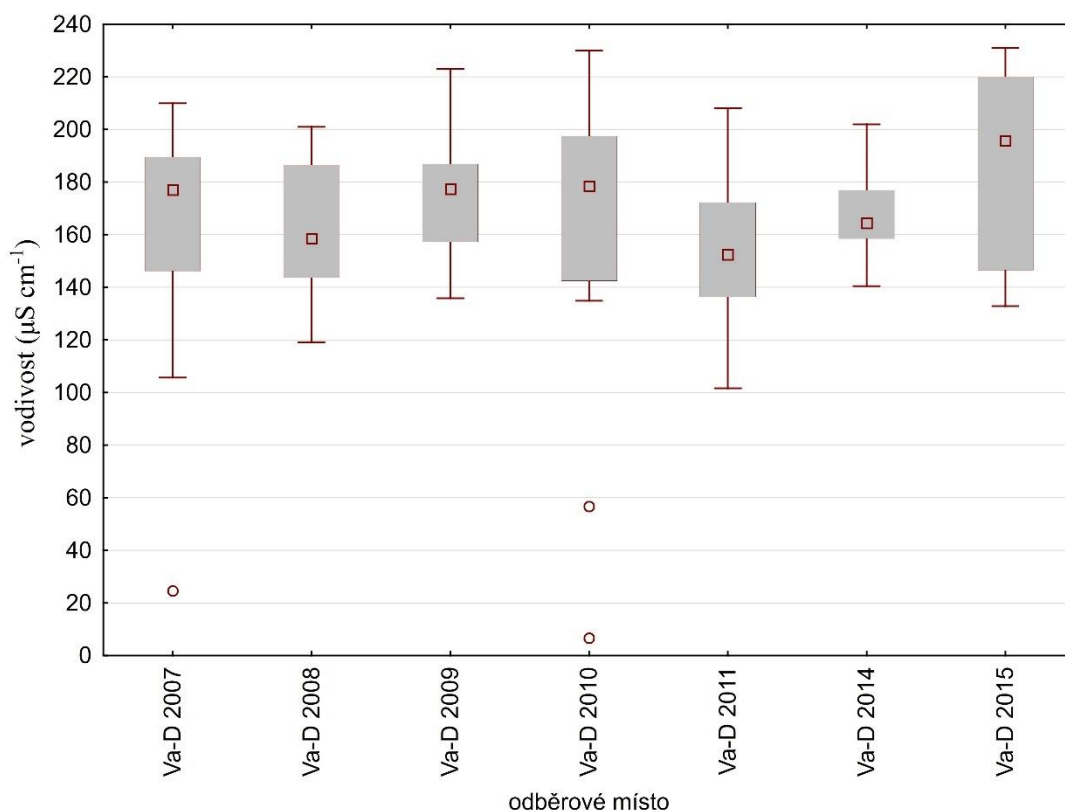
Obr. 11: Hodnoty vodivosti naměřené ve vzorcích vody z odběrového místa Pa-D během let 2007 až 2015. Pa-D značí Pasecký potok dolní uzávěr (luční ekosystém) s označením roku odběru. V letech 2012 a 2013 odběry neprobíhaly. Hodnoty vodivosti ve vodách Pa-D se mezi žádnými z roků celého sledovaného období statisticky průkazně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$), shodná malá písmena u boxů Pa-D vyznačují ty roky, mezi kterými se vodivost statisticky průkazně neliší.

Hodnoty vodivosti zjištěné na horním uzávěrovém profilu Váčekového potoka (lesní ekosystém) jsou patrné z Obr. 12. Hodnoty vodivosti z uzávěrového profilu Va-H se pohybují v intervalu od $50,2 \mu\text{S cm}^{-1}$ do $71,3 \mu\text{S cm}^{-1}$. Dle statistického zpracování dat se hodnoty vodivosti ve vodách Va-H mezi některými z roků celého sledovaného období statisticky prokazatelně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$). Při porovnání jsou naměřené hodnoty u Va-H mnohem nižší než u Va-D (orná půda) i než u Pa-D (luční ekosystém).



Obr. 12: Hodnoty vodivosti naměřené ve vzorcích vody z odběrového místa Va-H během let 2007 až 2015. Va-H značí Váčekový potok horní uzávěr (lesní společenstvo) s označením roku odběru. V letech 2012 a 2013 odběry neprobíhaly. Hodnoty vodivosti ve vodách Va-H mezi některými z roků celého sledovaného období statisticky prokazatelně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$), shodná malá písmena u boxů Va-H vyznačují ty roky, mezi kterými se vodivost statisticky průkazně neliší.

Naměřené hodnoty vodivosti na dolním subpovodí Váčekového potoka (Va-D, orná půda), se dle statistického zpracování mezi žádnými z roků celého sledovaného období statisticky průkazně neliší (Friedmanův test, $p > 0,05$). Zjištěné hodnoty jsou vyrovnané, pohybují se v intervalu od $101,1 \mu\text{S cm}^{-1}$ do $231 \mu\text{S cm}^{-1}$ viz Obr. 13.



Obr. 13: Hodnoty vodivosti naměřené ve vzorcích vody z odběrového místa Va-D během let 2007 až 2015. Va-D značí Váčekový potok dolní uzavěr (orná půda) s označením roku odběru. V letech 2012 a 2013 odběry neprobíhaly. Hodnoty vodivosti ve vodách Va-D se mezi žádnými z roků celého sledovaného období statisticky průkazně neliší (Friedmanův test, $p > 0,05$).

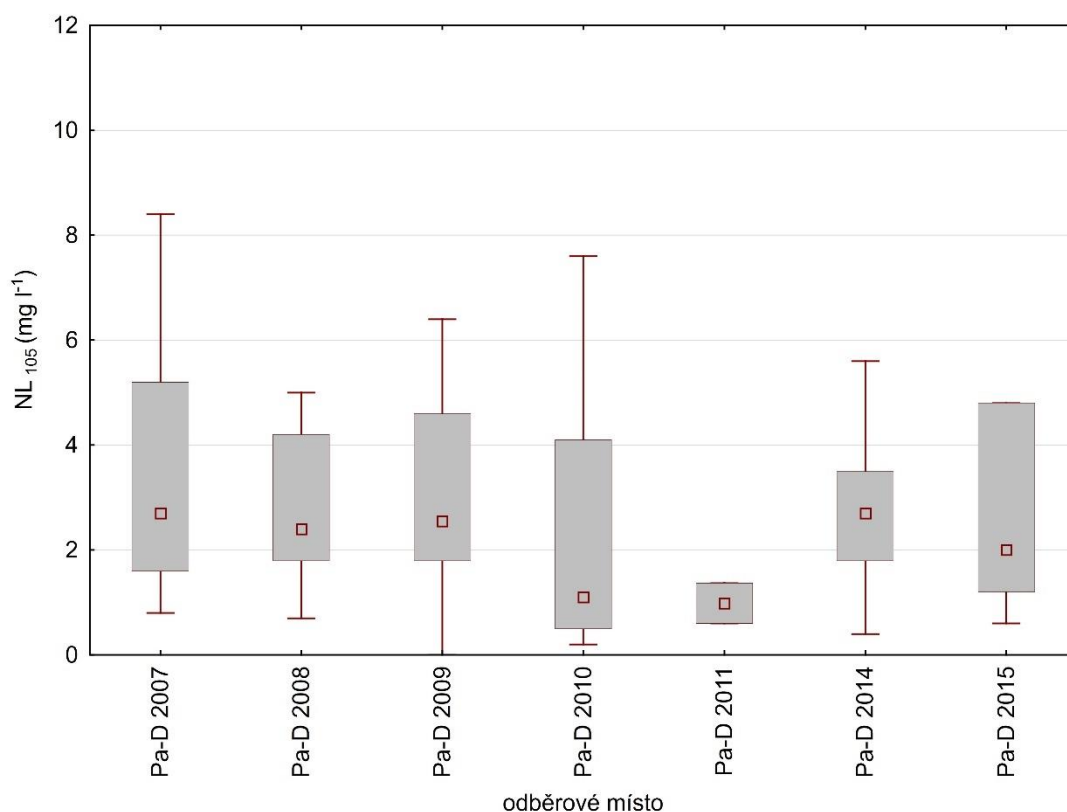
Dle statistického zpracování naměřených dat, lze tvrdit, že hodnoty vodivosti ve vodách dolního subpovodí Paseckého potoka (Pa-D) se od jejích hodnot ve vodách dolního subpovodí Váčekového potoka (Va-D) v každém sledovaném roce statisticky průkazně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

Hodnoty vodivosti ve vodách dolního subpovodí Paseckého potoka (Pa-D) se od jejích hodnot ve vodách horního subpovodí Váčekového potoka (Va-H) v každém sledovaném roce statisticky průkazně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

Hodnoty vodivosti ve vodách Váčekového potoka v rámci horních a dolních subpovodí (Va-H a Va-D) se v každém sledovaném roce statisticky průkazně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

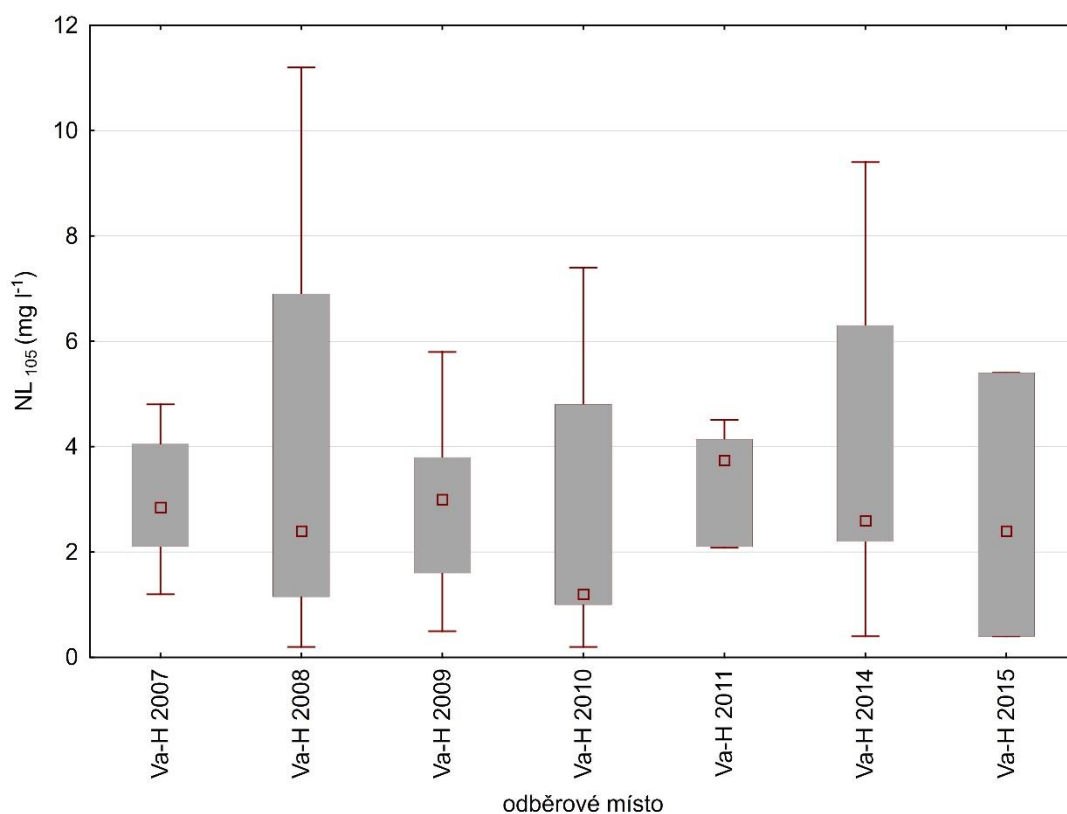
5.3 NL₁₀₅

Dalším sledovaným parametrem byl obsah nerozpuštěných látek. Koncentrace nerozpuštěných látek u lučního ekosystému (Pa-D) během měřených let je znázorněna na Obr. 14. Po statistickém hodnocení lze tvrdit, že obsah NL₁₀₅ ve vodách Pa-D se mezi žádnými z roků celého sledovaného období statisticky průkazně neliší (Friedmanův test, $p > 0,05$). Naměrné hodnoty se pohybují v intervalu od 0,2 mg l⁻¹ z roku 2010 do 47,0 mg l⁻¹, což je extrémní odlehlou hodnotou. Z tohoto důvodu se v Obr.14 tato hodnota nevyskytuje. Nejvyšší neodlehlou hodnou je 13,75 mg l⁻¹ z roku 2007. Hodnoty NL₁₀₅ z odběrového místa Pa-D nejsou během let významně rozptýleny.



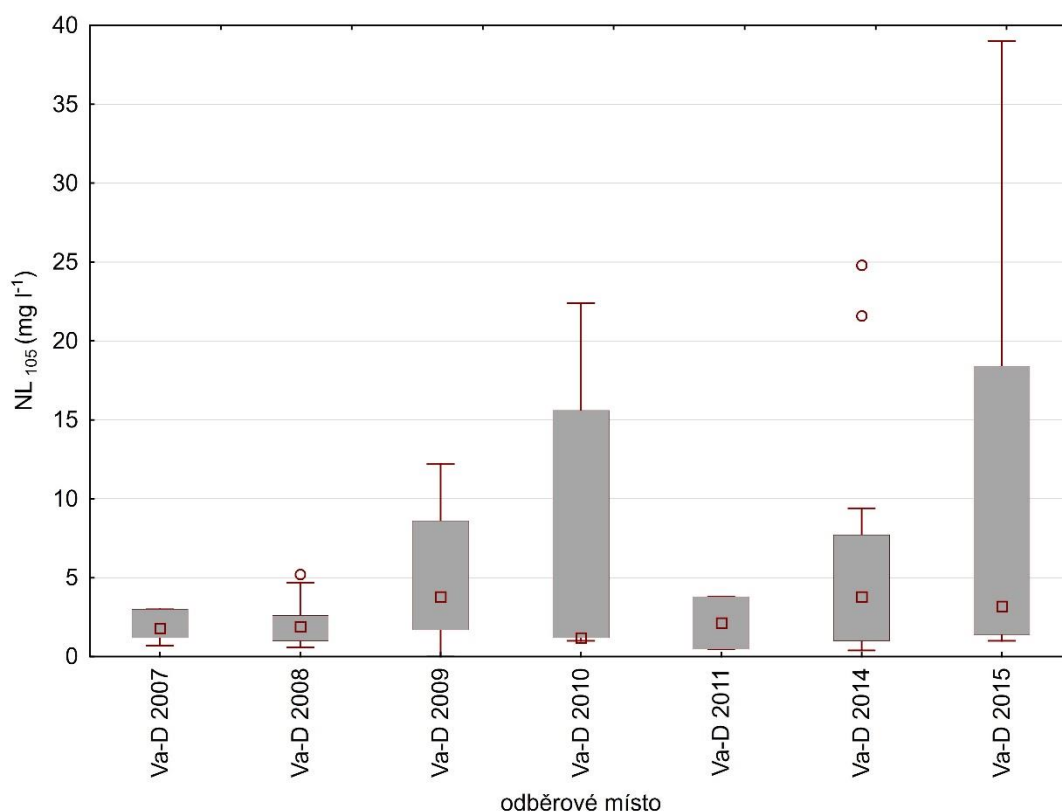
Obr. 14: Obsah NL₁₀₅ ve vzorcích vod z odběrového místa Pa-D v letech 2007 až 2015. Pa-D značí Pasecký potok dolní uzávěr (luční ekosystém) s označením roku odběru. V letech 2012 a 2013 odběry neprobíhaly. Obsah NL₁₀₅ ve vodách Va-D se mezi žádnými z roků celého sledovaného období statisticky průkazně neliší (Friedmanův test, $p > 0,05$).

Obsah nerozpuštěných látek ve vodách odebraných z horního uzávěru Váčkového potoka, který se nachází v čistě lesním společenstvu, je parný z Obr. 15. Hodnoty z odběrového místa Va-H nejsou významně rozptýleny podobně jako u odběrového místa Pa-D. Po statistickém hodnocení lze tvrdit, že obsah NL_{105} ve vodách Va-H se mezi žádnými z roků celého sledovaného období statisticky průkazně neliší (Friedmanův test, $p > 0,05$). Během let 2007 až 2015 se koncentrace NL_{105} pohybuje v intervalu neodlehklých hodnot od $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ do $12,6 \text{ mg l}^{-1}$, obě hodnoty pocházejí z roku 2008. Nejvyšší zjištěná koncentrace NL_{105} je $116,3 \text{ mg l}^{-1}$ z roku 2008. Tato hodnota je extrémní a z tohoto důvodu se v Obr. 15 nevyskytuje.



Obr. 15: Obsah NL_{105} ve vzorcích vod z odběrového místa Va-H v letech 2007 až 2015. Va-H značí Váčkový potok horní uzávěr (lesní společenstvo) s označením roku odběru. V letech 2012 a 2013 odběry neprobíhaly. Obsah NL_{105} ve vodách Va-H se mezi žádnými z roků celého sledovaného období statisticky průkazně neliší (Friedmanův test, $p > 0,05$).

Na Obr. 16 jsou viditelné hodnoty koncentrací nerozpuštěných látek zjištěných ve vodách z dolního uzávěru Váčkového potoka. V území, kterým protéká dané subpovodí je hospodařeno na orné půdě. Po statistickém hodnocení lze tvrdit, že obsah NL_{105} ve vodách Va-D se mezi žádnými z roků celého sledovaného období statisticky průkazně neliší (Friedmanův test, $p > 0,05$). Během let 2007 až 2015 jsou hodnoty však nevyrovnané a mají viditelný rozptyl, o čem vypovídají i nejnižší a nejvyšší naměřené hodnoty, které vyjadřují zároveň interval zjištěných hodnot. Nejnižší koncentrace $0,4 \text{ mg l}^{-1}$ byla naměřena v roce 2014, nejvyšší koncentrace pocházející z roku 2015 měla hodnotu $39,0 \text{ mg l}^{-1}$. Výrazný rozptyl hodnot je patrný i u jednotlivých let, především rok 2010 a 2015.

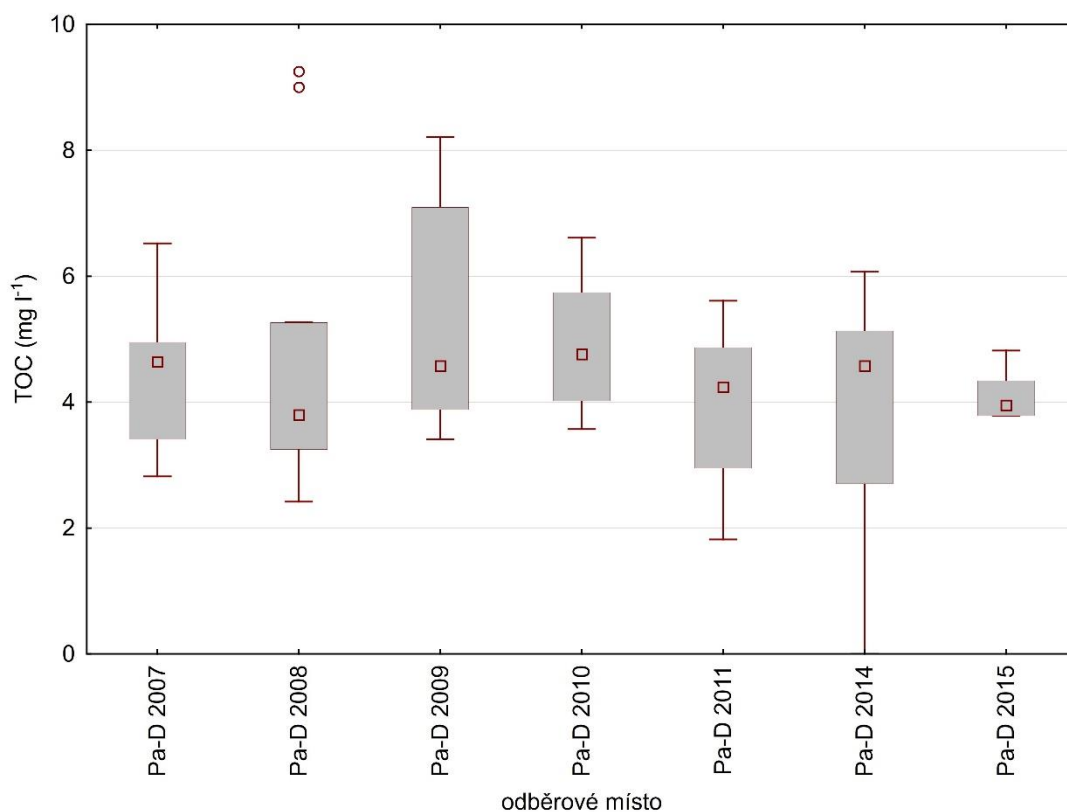


Obr. 16: Obsah NL_{105} ve vzorcích vod z odběrového místa Va-D v letech 2007 až 2015. Pa-D značí Váčkový potok dolní uzávěr (orná půda) s označením roku odběru. V letech 2012 a 2013 odběry neprobíhaly. Obsah NL_{105} ve vodách Pa-D se mezi žádnými z roků celého sledovaného období statisticky průkazně neliší (Friedmanův test, $p > 0,05$).

Během statistického zpracování dat bylo zjištěno, že jednotlivá subpovodí se od sebe statisticky prokazatelně neliší (Friedmanův test, $p > 0,05$).

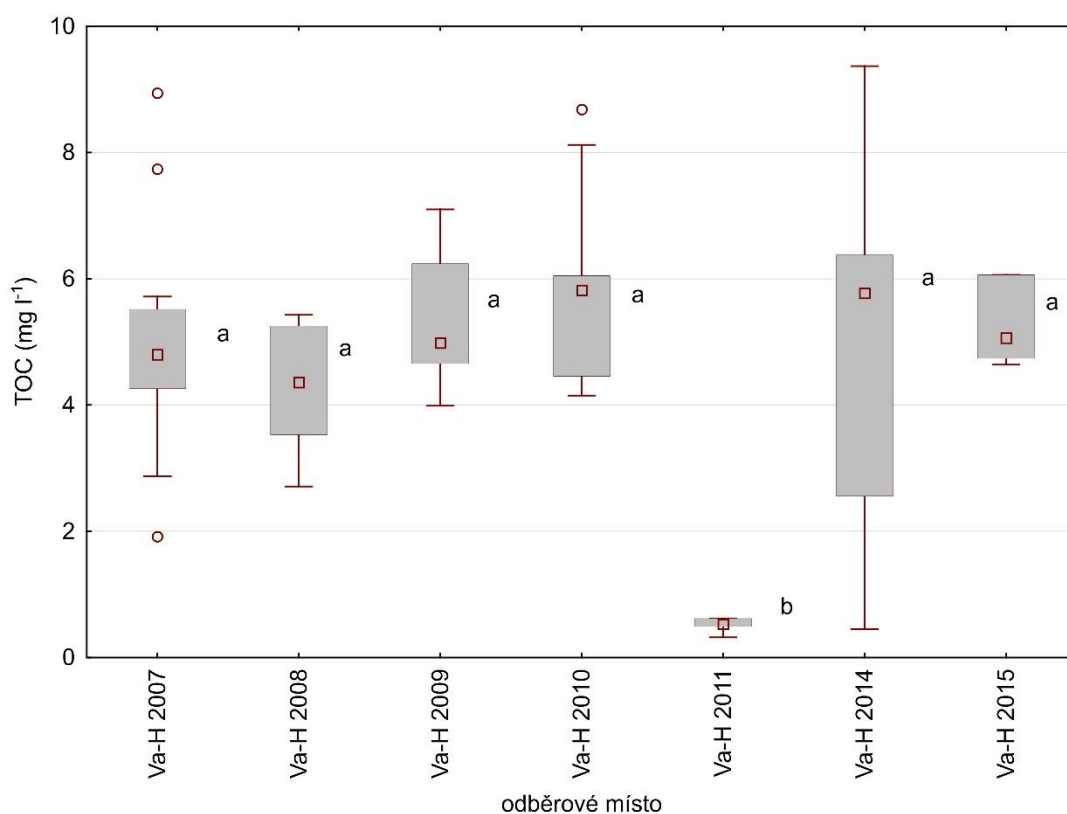
5.4 TOC

Při statistickém zpracování dat byla dále zjišťována závislost obsahu organického uhlíku ve vodě na způsobu obhospodařování území, kterým potok protéká. Podle statistického zpracování dat se obsahy TOC ve vodách Pa-D mezi žádnými z roků celého sledovaného období statisticky prokazatelně neliší (Friedmanův test, $p > 0,05$). Hodnoty mají malý rozptyl a jsou vyrovnané. Nejnižší zjištěná hodnota celkového organického uhlíku je $0,47 \text{ mg l}^{-1}$, nejvyšší naměřená koncentrace TOC pochází z roku 2008 a má hodnotu $9,25 \text{ mg l}^{-1}$. Tyto koncentrace zároveň tvoří interval hodnot pro uzávěrový profil Pa-D viz Obr. 17.



Obr. 17 Hodnoty celkového organického uhlíku naměřeného ve vzorcích vody z odběrového místa Pa-D během let 2007 až 2015. Pa-D značí Pasecký potok dolní uzávěr (luční ekosystém) s označením roku odběru. V letech 2012 a 2013 odběry neprobíhaly. Obsah TOC se ve vodách Pa-D mezi žádnými z roků celého sledovaného období statisticky prokazatelně neliší (Friedmanův test, $p > 0,05$).

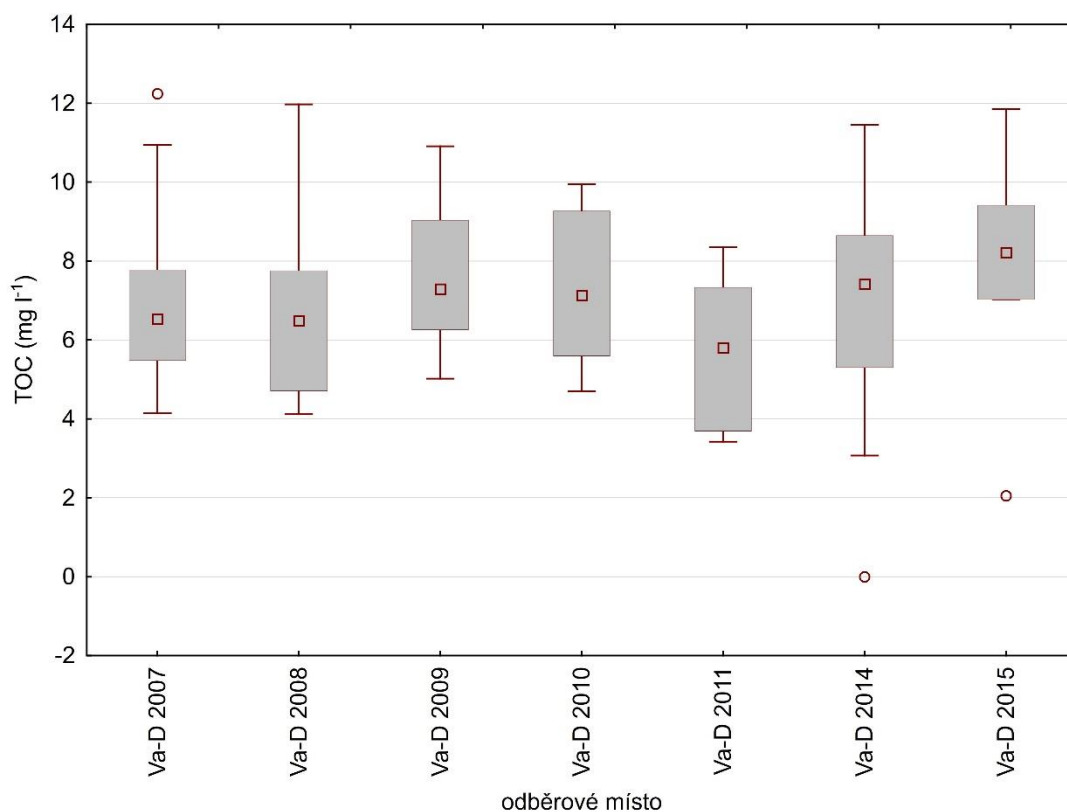
Hodnoty TOC naměřené na subpovodí lesního ekosystému (Va-H) jsou patrné z Obr. 18. Podle statistického zpracování dat lze tvrdit, že se obsah TOC ve vodách Va-H z roku 2011 se prokazatelně statisticky liší od zbylých sledovaných let (Wilcoxonův test, $p < 0,05$). Hodnoty TOC se pohybovaly v intervalu od $0,32 \text{ mg l}^{-1}$ (2011) do $9,37 \text{ mg l}^{-1}$ (2014). Nejvyšší naměřená hodnota je značně extrémní $22,56 \text{ mg l}^{-1}$ (2014).



Obr. 18 Hodnoty celkového organického uhlíku naměřeného ve vzorcích vody z odběrového místa Va-H během let 2007 až 2015. Va-H značí Váčkový potok horní uzavěr (lesní ekosystém) s označením roku odběru. V letech 2012 a 2013 odběry neprobíhaly. Obsah TOC se ve vodách Va-H mezi některými z roků celého sledovaného období statisticky prokazatelně liší (Wilcoxonův test, $p < 0,05$), shodná malá písmena u boxů Va-H vyznačují ty roky, mezi kterými se vodivost statisticky průkazně neliší.

Hodnoty celkového organického uhlíku (TOC) naměřené ve vzorcích vody pocházejících z dolního subpovodí Váčkového potoka jsou patrné z Obr. 19. Dle statistického zpracování dat se obsah TOC ve vodách Va-D mezi žádnými z roků

celého sledovaného období statisticky prokazatelně neliší (Friedmanův test, $p > 0,05$). Hodnoty TOC naměřené na odběrovém místě Va-D jsou vyrovnané, pohybují se v intervalu od $2,05 \text{ mg l}^{-1}$ (2015) do $11,97 \text{ mg l}^{-1}$ (2008).



Obr. 19: Hodnoty celkového organického uhlíku naměřeného ve vzorcích vody z odběrového místa Va-D během let 2007 až 2015. Va-D značí Váčekový potok dolní uzávěr (orná půda) s označením roku odběru. V letech 2012 a 2013 odběry neprobíhaly. Obsah TOC se ve vodách Va-D mezi žádnými z roků celého sledovaného období statisticky prokazatelně neliší (Friedmanův test, $p > 0,05$).

Dle statistického zpracování naměřených dat, lze tvrdit, že hodnoty TOC ve vodách dolního subpovodí Paseckého potoka (Pa-D) se od jejich hodnot ve vodách dolního subpovodí Váčekového potoka (Va-D) v každém sledovaném roce statisticky průkazně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

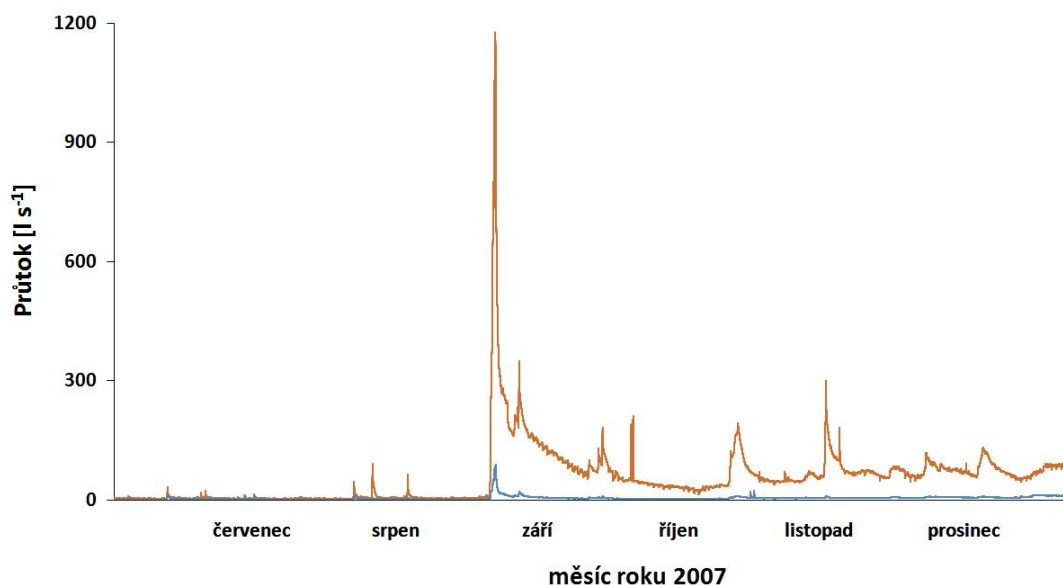
Hodnoty TOC ve vodách dolního subpovodí Paseckého potoka (Pa-D) se od jejich hodnot ve vodách horního subpovodí Váčekového potoka (Va-H) v každém sledovaném roce statisticky průkazně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

Hodnoty TOC ve vodách Váčkového potoka v rámci horních a dolních subpovodí (Va-H a Va-D) se v každém sledovaném roce statisticky průkazně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

5.5 Průtok

Doplňkovým sledovaným parametrem byl průtok vody během roku 2007 na zvolených povodích. Srovnání průtoků na dolních uzávěrových profilech Va-D a Pa-D jednotlivých toků (Váčkový a Pasecký potok) je zobrazen v Obr. 20. Hodnoty průtoků u Paseckého potoka jsou vyrovnanější, než je tomu u hodnot průtoků Váčkového potoka, zde jsou viditelné větší výkyvy. Průtok vody je u obou uzávěrových profilů nejvyšší 7. 9. 2007. Dolní uzávěrový profil Váčkového potoka (Va-D) vykazuje v tomto období hodnoty průtoků o řád vyšší, než je tomu u dolního uzávěrového profilu Paseckého potoka (Pa-D). Hodnoty průtoků vody naměřených na Va-D jsou celkově vyšší.

Dále byly zjištěny průtoky z obou povodí. Z povodí Paseckého potoka odtékalo závěrovým profilem Pa-D během roku 2007 v hodnotách mediánu $4,2 \text{ l s}^{-1}$ vody. Z povodí Váčkového potoka odtékalo závěrovým profilem Va-D během roku 2007 v hodnotách mediánu $32,5 \text{ l s}^{-1}$ vody.



Obr. 20 Srovnání průtoků naměřených v dolních uzávěrových profilech Paseckého a Váčkového potoka během roku 2007. Oranžová linie značí Váčkový potok (orná půda), modrá linie značí Pasecký potok (luční ekosystém).

6. Diskuze

6.1 Dusičnany

V obrázcích č. 5, 6 a 7 je viditelná závislost mezi způsobem hospodaření a koncentrací dusičnanového dusíku. Zjištěné závislosti jsou podpořeny statistickým zpracováním dat. Je patrné, že obsah dusičnanového dusíku ve vodě ze subpovodí Váčkového potoka Va-D v průběhu let 2008 až 2015 je v některých případech až o řád vyšší, většinou se jedná o několikanásobek (Obr. 7). Obr. č. 5 ukazuje, že hodnoty na Paseckém potoce (Pa-D) mají podstatně menší rozptyl a během roku i celého sledovaného období se naměřené hodnoty dusičnanového dusíku mezi sebou statisticky prokazatelně neliší. U Va-D se hodnoty dusičnanového dusíku mezi některými lety naopak statisticky prokazatelně liší. U čistě lesního subpovodí (Va-H) se hodnoty dusičnanového dusíku také během některých sledovaných let prokazatelně liší (Obr. 6), tyto hodnoty jsou však o řád nižší v porovnání s hodnotami zjištěnými na dolním subpovodí Váčkového potoka (Va-D), stejně jako je tomu u hodnot z odběrového místa Pa-D.

Ukazuje to na fakt, že orná půda zde oproti zatravněnému a zalesněnému území vykazuje mnohem vyšší a nevyrovnané hodnoty splachu dusičnanů během všech měřených let. Bylo zjištěno, že u profilu Va-D v letech 2009 a 2010 dokonce překročil roční průměr obsahu dusičnanového dusíku limity nejvyššího přípustného znečištění povrchových vod podle přílohy č. 3 A nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. Holoubek a Komárek (1982) tvrdí, že trávy omezují erozi a tím i vyplavování živin. Akumulují do sebe dusík na stavbu vlastních pletiv. Tato funkce se projevuje po celý rok jak u trav, tak i u lesních společenstev, což je hlavní výhodou oproti monokulturám, kde půda není celý rok pokryta vegetací. Kvítek (2005) uvádí, že pokud by došlo k zatravnění 50-70 % orných půd, které se nacházejí ve zranitelných oblastech by znamenalo také snížení znečištění vodních toků dusičnany zhruba o 50-70 % v tocích.

Zranitelné oblasti jsou definovány zákonem č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), jako území, kde se vyskytují: a) povrchové nebo podzemní vody, zejména využívané nebo určené jako zdroje pitné vody, v nichž koncentrace dusičnanů přesahuje hodnotu 50 mg l^{-1} nebo mohou této hodnoty

dosáhnout, nebo b) povrchové vody, u nichž v důsledku vysoké koncentrace dusičnanů ze zemědělských zdrojů dochází nebo může dojít k nežádoucímu zhoršení jakosti vody.

Na orné půdě byla v dolním subpovodí (odběrové místo Va-D) v roce 2007 pěstována kukuřice a pšenice. Tato skutečnost potvrzuje větší ohrožení erozí, protože Cablík a Jůva (1963) označují kukuřici společně s okopaninami, jako plodiny, které půdu chrání nejméně. Dále ukazují porovnání odtoku srážek dle pěstované kultury - tráva 12 %, pšenice 23 %, kukuřice 29,4 % srážky odtéká.

Obsah dusičnanového dusíku z Váčkového potoka (orná půda) s významnou srážkou roste, neboť sorpci je v půdě jen slabě vázán (Wittlingerová a Jonáš, 1999) (Obr. 10), na druhé straně obsah dusičnanového dusíku z Paseckého potoka (luční společenstva) na náhlou velkou srážkovou epizodu tak prudce nereaguje (Obr. 8).

Největší srážková epizoda se projevila 7.9.2007. Z Obr. 10 je viditelné, že 8.9.2007 se obsah dusičnanového dusíku na Va-D (orná půda) zvýšil a nabývá nejvyšší naměřené hodnoty 6,581 mg l⁻¹. Naopak v Obr. 8 je patrné, že obsah dusičnanového dusíku z vod odebíraných z lučního ekosystému (Pa-D) poklesl oproti předchozímu odběru a není zde viditelná žádná závislost. Naměřené hodnoty jsou o řád nižší, pohybují se v rozmezí od 0,852 mg l⁻¹ do 1,397 mg l⁻¹. Z Obr. 9 je patrná závislost mezi srážkovou epizodou a obsahem dusičnanového dusíku zjištěného ve vodě odebírané z čistě lesního společenstva (Va-H) podobně jako u Va-D. Obsah dusičnanového dusíku je evidentně srážkami ovlivněn, hodnoty jsou však oproti Va-D nižší.

Zjištěná závislost mezi obsahem dusičnanového dusíku a srážkovou periodou (Obr. 8 a 10) je dalším výsledkem, který podporuje tvrzení, že obsah dusičnanů v povrchových vodách ovlivňuje vegetační kryt. Závislost mezi koncentrací dusičnanového dusíku a srážkovou epizodou lze tedy vysvětlit odlišností hospodaření. Pokud byl odběr proveden delší dobu po spadu srážek, a tedy následném zvýšení průtoku, tato závislost se nemusí projevit. Petrovič a kol. (2006) uvádějí, že déšť patří mezi jeden z nejdůležitějších faktorů, které ovlivňují vodní erozi. Dále zde uvádějí, že voda, která nebyla nasáta rostlinami nebo vsáknuta do půdy, povrchově odtéká a unáší půdní částice. K tomuto jevu dopomáhá i velká mobilita dusičnanů v půdě (Pitter, 1999).

Zvýšení obsahu dusičnanového dusíku nemůže mít původ ze srážek samotných. Srážky jsou v této lokalitě také odebírány a naměřené hodnoty dusičnanového dusíku ze srážkové vody s hodnotami naměřenými v povrchových vodách nekorelují, což je viditelné v tabulce č. 4.

Tab. 4: Porovnání obsahu $N-NO_3^-$ ze srážek a odběrových míst Pa-D a Va-D

lokalita	rok	měsíc	$N-NO_3^-$ srážka ($mg\ l^{-1}$)	$N-NO_3^-$ Pa-D ($mg\ l^{-1}$)	$N-NO_3^-$ Va-D ($mg\ l^{-1}$)
Paseky	2007	červen	0,682	0,852	0,291
Paseky	2007	červenec	0,414	0,949	0,246
Paseky	2007	srpen	0,690	1,397	0,16
Paseky	2007	září	0,452	1,093	6,581
Paseky	2007	říjen	0,533	0,87	3,833
Paseky	2007	listopad	0,643	0,912	4,516
Paseky	2007	prosinec	0,348	1,053	5,488

Z Obr. 10 je patrné, že koncentrace dusičnanů ve vodách profilu Va-D (orná půda) po sklizni, a zvláště s pokračujícím podzimem rostou. Je to další ukázka toho, že na orné půdě chybějící vegetační porost, nebo ne tak dobře zapojený porost nemůže účinně bránit splachu dusičnanů z orné půdy. Jejich koncentrace tak s pokračujícím podzimem roste, zatímco např. u čistě lesního povodí (Va-H, Obr. 9) tomu tak není.

Holoubek a Komárek (1982) popisují několik metod ochranných opatření proti znečišťování povrchových i podzemních vod z půd využívaných zemědělsky. Mezi nejúčinnější metody řadí zvýšení procenta zalesněné půdy či zatravnění území.

6.2 Vodivost

Dle ČSN 75 7221 Klasifikace jakosti povrchových vod patří konduktivita mezi základní chemické ukazatele. Pitter (1999) uvádí, že povrchové či prosté podzemní vody obvykle mají hodnotu konduktivity v rozmezí od $50\ \mu S\ cm^{-1}$ až do $500\ \mu S\ cm^{-1}$. Na obrázcích č. 11, 12 a 13 lze pozorovat závislost mezi managementem hospodaření v krajině a zjištěnými hodnotami vodivosti u jednotlivých subpovodí během let 2007-2015. Při porovnání všech odběrových míst byl mezi nimi zjištěn statisticky průkazný rozdíl.

U dolního uzávěrového profilu Váckového potoka (orná půda) nebyla zjištěna statisticky významná meziroční závislost (Obr. č. 13). Zjištěné hodnoty však mají

během sledovaného období velký rozptyl. Hodnoty vodivosti se pohybovaly v intervalu od 101,1 $\mu\text{S cm}^{-1}$ do 231 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Horáková a kol. (1989) uvádí, že konduktivita vody udává obsah iontů, a tím i koncentraci rozpuštěných disociovaných látek. Lze tedy tvrdit, že o řád vyšší vodivost dokazuje vyšší obsah disociovaných iontů, tedy vysoké anorganické znečištění. Kalff (2002) uvádí, že mezi hlavní a dominantní kationty ve vodách se obecně řadí Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ a K^+ . Mezi hlavní anionty patří HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} a Cl^- . Dusičnany (NO_3^-) v zemědělských oblastech hrají v tomto směru také významnou roli.

U odběrových míst z lesního (Obr. 12) a lučního (Obr. 11) společenstva byl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi některými sledovanými lety, zjištěné hodnoty u obou zbylých odběrových míst jsou však o řád nižší oproti povodí s ornou půdou. Schopnost poutat vodu je u lučních a lesních stanovišť značně vyšší, než je tomu u orné půdy (Kvítek a Tippl, 2003), což vede k tomu, že množství vyplavených látek do vodních zdrojů je mnohem menší a tím je tedy ovlivněna i hodnota vodivosti. Nejnižší hodnoty byly zjištěny u Va-H (lesní společenstvo).

6.3 NL₁₀₅

NL 105 vyjadřují množství organických i anorganických látek suspendovaných ve vodě, vyskytují se zde zcela přirozeně, ale i díky činnosti člověka (Heteša a Kočková, 1997). Nejvyšší naměřené hodnoty byly zjištěny u vzorků vody z dolního subpovodí Váčkového potoka (Obr. 16). Subpovodí je zde napájeno vodou z intenzivně obhospodařovaného území. Lze tvrdit, že obsah suspendovaných látek je výrazně navyšován antropogenní činností (Pitter, 1999), jakou je i činnost zemědělská. Nejvyšší naměřený obsah NL₁₀₅ je z roku 2015 a má hodnotu 39,0 mg l^{-1} . Adámek a kol. (2008) uvádí, že hodnoty NL₁₀₅ nad 25 mg l^{-1} již mohou snižovat produkci ryb. Během sledovaných let nebylo zjištěno, že by se hodnoty statisticky průkazně lišily. Avšak je zjištěn značný rozptyl hodnot, především u let 2010, 2014 a 2015, kdy se obsah NL₁₀₅ pohybuje nad 25 mg l^{-1} .

Intervaly hodnot nerozpuštěných látek byly u vod vytékající lučního ekosystému (Pa-D) a vod z čistě lesního ekosystému (Va-H) značně vyrovnanější. U Pa-D byly zjištěny hodnoty NL₁₀₅ od 0,2 mg l^{-1} do 13,75 mg l^{-1} (Obr. 14). Pro Va-H byl zjištěn interval od 0,2 mg l^{-1} do 12,6 mg l^{-1} (Obr. 15). Pro obě sledovaná subpovodí byly zjištěny extrémní odlehlé hodnoty, které byly s největší pravděpodobností způsobeny

jednorázovým bodovým znečištěním, jako jsou například stavení práce či úpravy v toku, provedení holoseče či těžba dřeva (Adámek a kol., 2008).

6.4 TOC

Horáková a kol. (1989) udává celkový obsah organického uhlíku ve vodě (TOC) jako obsah organického uhlíku, který je obsažený v rozpuštěných i nerozpuštěných organických sloučeninách. TOC je řazen mezi parametry určující obsah veškerých organických látek ve vodě (Pitter, 1999). Závislost obsahu TOC na způsobu hospodaření v povodí je znázorněna na Obr. 17, 18 a 19. Při porovnání všech odběrových míst mezi sebou bylo zjištěno, že se naměřené hodnoty TOC během let 2007-2015 statisticky průkazně liší.

Nejvyšší průměrné hodnoty TOC byly zjištěny u vody pocházející dle Obr. 17 z dolního uzávěru Váčkového potoka (Va-D), kde nejvyšší neodlehklá hodnota byla 11,97 mg l⁻¹. Pitter (1999) řadí mezi organické látky ve vodách mimo jiné i výluhy z půdy a sedimentů, jako je například humus. Je prokázáno, že obsah TOC ve vodách je úzce spjat právě s obsahem organického uhlíku v půdě (SOC) daného povodí. Pokud je půdní horizont při silných srážkách ochuzován splachy o SOC, je obsah TOC ve vodách vysoký. Tato skutečnost je významná zejména u orných půd, protože jsou periodicky a dlouhodobě bez pokryvu vegetace, tudíž je zde vyplavování SOC vyšší (Ripl, 2003, Kulhavý a kol., 2011). Pro snížení odtoku organických látek do vodních zdrojů je považován jako vhodné opatření vnos organické hmoty do půdy, tím dochází ke stabilizaci agregátů, které jsou odolnější vůči rozplavení (Cannel a Hawes, 1994). Zvyšování organické hmoty je zaručeno aplikací organických hnojiv, jako je například hnůj, kejda, močůvka či zeleným hnojením, namísto aplikace hnojiv průmyslových (Šarapatka a kol., 2006).

Dle Obr. 17 dolní subpovodí Paseckého potoka (Pa-D) vykazovalo hodnoty TOC v intervalu od 0,47 mg l⁻¹ do 9,25 mg l⁻¹. Hodnoty však byly poměrně vyrovnané, nejvyšší četnost hodnot byla zaznamenána od 2 mg l⁻¹ do 8 mg l⁻¹. U lučních porostů je v půdě stále ponechávána organická hmota, produkce je zde pouze kosena, naopak dochází k jejímu navyšování, pokud na pozemku je prováděna pastva. Půda proto není ochuzována o SOC tak jako u půdy orné (Ripl, 2003, Kulhavý a kol., 2011).

U lesního subpovodí Váčkového potoka (Va-H) byly zjištěny nejvíce vyrovnané hodnoty v intervalu od 0,32 mg l⁻¹ do 9,37 mg l⁻¹ (Obr. 18). V roce 2014 byla zjištěna

extrémní a zcela odlehlá hodnota TOC $22,56 \text{ mg l}^{-1}$, která mohla vzniknout náhodnými či ojedinělými činiteli. Takto vysoká hodnota dle ČSN 75 7221 odpovídá silně znečištěným vodám. Dle Křístka a kol. (1992) je les velmi stabilní ekosystém, ke změnám v lesním ekosystému dochází především antropogenními činiteli. Jedním z opatření ke snížení odtoku a odnosu půdy a organických částic je úprava systému těžby dřeva v lesích (Kvítek a Tipl, 2003). Většina zbylých hodnot však dle ČSN 75 7221 spadá do vod velmi čistých či čistých.

6.5 Průtok

Posledním sledovaným parametrem byl průtok na povodích (Obr. 20), který vypovídá o schopnosti stanoviště zadržovat vodu v půdě. Na průtok má zásadní vliv intenzita srážek, délka jejich trvání, velikost zasažené plochy a faktory povrchového odtoku. Mezi faktory povrchového odtoku jsou řazeny srážky a způsob zadržení vody půdou a vegetací (Lellák a Kubíček, 1991). Subpovodí, s lučním společenstvem (Pa-D), vykazuje vyrovnanější průtoky bez větších výkyvů. Na subpovodí, s intenzivně obhospodařovaným územím s ornou půdou (Va-D), byly zjištěny průtoky o řád vyšší se značnými výkyvy. Největší výkyv byl zjištěn 7.9. 2007, kdy byl naměřen nejvyšší úhrn srážek během roku. Z povodí Paseckého potoka odtékalo uzávěrovým profilem Pa-D od června do prosince 2007 v hodnotách mediánu $4,2 \text{ l s}^{-1}$ vody, z povodí Váčkového potoka odtékalo uzávěrovým profilem během stejného období v hodnotách mediánu $32,5 \text{ l s}^{-1}$ vody. Při průměrné roční srážce 800 mm odteče z povodí Paseckého potoka $15,1 \text{ ml s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ vody, zatímco $238,9 \text{ ml s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ vody se v povodí buď infiltruje do podzemních vod nebo se vypaří. Z povodí Váčkového potoka při průměrné roční srážce 800 mm odteče $152,6 \text{ ml s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$, zatímco $101,4 \text{ ml s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ vody se zde vypaří či je v povodí infiltrováno do podzemních vod. Tento zjištěný fakt lze považovat za důkaz významnosti vegetačního pokryvu. U orné půdy je půda v měsíci září holá či s minimálním porostem. Kvítek a Tipl (2003) uvádějí, že nejvíce podléhá povrchovému odtoku a erozi půda bez vegetace.

Kravčík a kol. (2008) považují vegetační kryt za klíčový pro koloběh vody, zejména díky procesu evapotranspirace viz. výše. Zásadní vliv má vegetace trvalá jako jsou právě luční či lesní porosty. Kvítek a Tipl (2003) uvádějí, že porost víceletých

travních porostů snižují odtok vody až na dvousetinu. Půda s vegetací či alespoň s ponechanými posklizňovými zbytky snižuje povrchový odtok, zachycuje kinetickou energii kapek deště a dochází k zvýšení vsaku vody do půdy (Koitera a kol., 2017).

Obecně se uznává tvrzení, že především lesy snižují vodní odtok. Transpirace hustě zapojeného travního porostu je však s porostem lesa srovnatelná (až 8 mm/den). Výdej vody lesním porostem je až 60 % srážkového úhrnu, u lučního porostu výpar činní zhruba 50 % srážkového úhrnu. Výdej vody je však ovlivňován nejen typem vegetace, ale i jejími vlastnostmi, jako jsou například druhové složení, věk či stav kořenového systému (Vlček a kol., 2016).

Snížení objemu povrchového odtoku vody na orné půdě lze docílit 2 způsoby, a to zvýšením retenční a infiltrační schopnosti půdy či omezením povrchového odtoku a vodní eroze (Kvítek a Tipl, 2013). Ke zvýšení retenční schopnosti půdy a omezení povrchového odtoku je vhodné provést změnu ve využití pozemku z orné půdy na louky a pastviny, či z luk na lesy (Bystřický a kol., 2017). Dochází zde totiž ke změně struktury povrchových horizontů půdy a objemu pórů schopných poutat vodu (Kvítek a Tipl, 2003). Úplné zatravnění či zalesnění u produkčních oblastí však není možné. Vhodné je pouze pro nejvíce rizikové oblasti, jednou z možností je například zatravnění drah soustředěného odtoku. Mezi další opatření zvyšující retenční schopnost půdy a omezující erozi patří zatravněné zasakovací pásy ve směru vrstevnic (nejlépe s doprovodnou výsadbou dřevin), meze s průlehem s doprovodnými dřevinami aj. Lze využít i cesty napříč svahem, kde je možné vybudovat svodný příkop s doprovodnou vegetací (Uhlířová a Mazín, 2005). Pro zabránění přímé kontaminace vod lze využít travnatých pásů či stromových a keřových lemů podél břehů (Csaki a Lerman, 1997).

7. Závěr

Hlavním cílem diplomové práce bylo podchytit rozdíly a změny ve vybraných hydrochemických datech jak mezi zvolenými odběrovými místy, tak i v průběhu času a následně je statisticky zpracovat. Odběrová místa byla zvolena tak, aby zde byl uplatňován odlišný způsob hospodaření. Byl srovnán stav povrchových vod vytékajících z lesních, lučních a zemědělsky obhospodařovaných území. Vybrané parametry korespondují s předpokladem práce, že způsob hospodaření v území a

krajinný pokryv jsou důležitými faktory, které ovlivňují povrchový odtok. Zvolené parametry se do povrchových vod dostávají mimo jiné právě splachem.

U všech parametrů lze tvrdit, že nejvyšší hodnoty byly naměřeny u vod pocházejících z intenzivně obhospodařovaného subpovodí (Va-D). Nejvíce vykreslen je tento fakt u hodnot vodivosti, kde jsou naměřené hodnoty o jeden řád vyšší. Zde byl prokázán statisticky průkazný rozdíl oproti odběrovým místům Va-H (les) a Pa-D (louka). Nejméně ovlivněna povrchovým odtokem byla voda vytékající z lesního ekosystému (Va-H). Všechny měřené hydrochemické parametry u vod z Va-H vykazovaly nejnižší a nejvyrovnanější hodnoty během všech sledovaných let, viz. obsah dusičnanového dusíku, který se pohyboval v intervalu o 0,0080 mg l⁻¹ do 0,597 mg l⁻¹.

U dusičnanového dusíku byl při statistickém zpracování dat zjištěn jednoznačný trend náhlého zvýšení jeho obsahu den po silných srážkových epizodách. Tento jev se projevil u povodí Va-D (orná půda) a Va-H (les), ovšem hodnota N-NO₃⁻ byla u lesního povodí o řád (desetkrát) nižší. Zjištěné hodnoty NL₁₀₅ a TOC také jasně vykazují během let zvýšenou tendenci ke splachu těchto látek u zemědělsky obhospodařovaného subpovodí Va-D.

Lesní i luční společenstva fungují jako přírodní filtry a nedochází u nich k tak intenzivnímu vymývání živin, zpomalují povrchový odtok a zvyšují retenční schopnost krajiny. Zemědělská povodí (hlavně orná půda) jsou náchylná ke splavům a odnosu živin, zvláště jsou-li intenzivně dohnojována průmyslovými hnojivy. Lze tvrdit, že zásadními faktory vyšších hodnot sledovaných parametrů jsou mimo jiné způsob hospodaření a stav krajinného pokryvu. Tato skutečnost byla prokázána sledovaným průtokem během roku 2007, který ukazuje sníženou schopnost retence u orných půd.

Řešením problému snížené retence srážkové vody na orných půdách je vytvoření systémů hospodaření šetrnějších k životnímu prostředí, tzn. omezení užívání průmyslových hnojiv a jejich precizní dávkování na základě půdních podmínek stanoviště, uplatňování protierozních osevních postupů či vhodných agrotechnických zásahů. Důležitá jsou opatření pro snížení povrchového odtoku. K tomuto účelu jsou vhodná opatření pro zkrácení délky svahu, jako jsou meze, příkopy či průlehy. Důležitou roli hrají zatravnovací pásy kolem polí s ornou půdou (zejména po

vrstevnicích), zatravnění drah soustředěného odtoku a vybudování stromových či keřových linií v dostatečné šířce okolo břehů potoků a řek.

8. Literatura

ADÁMEK, Z., HELEŠIC, J., MARŠÁLEK, B., RULÍK, M. (2008): Aplikovaná hydrobiologie. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, 2008. ISBN 978-80-85887-79-2.

BYSTRICKÝ, V., MORAVCOVÁ, J., POLENSKÝ, J., PEČENKA, J. (2017): Land use changes in the last half century and their impact on water retention in the Šumava mountains and foothills (Czech Republic). *European Countryside*, 9(1), 116-131.

CABLÍK, J., JŮVA, K. (1963): Protierozní ochrana půdy. Druhé přepracované a rozšířené vydání. Praha, Státní zemědělské nakladatelství, Rostlinná výroba.

CANNEL, R. Q., HAWES, J. D. (2002): Trends in tillage practices in relation to sustainable crop production with special reference to temperate climates. *Soil and Tillage Research*, 60: 129-141.

CSAKI, C., LERMAN, Z. (1997): Land in East Central Europe and CIS in the 1990s: Expectations and achievements after the first five years. *European Review of Agricultural Economics* 24(3-4), 428-452. DOI: 10.1093/erae/24.3-4.428.

ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod

GARCÍA-GARCÍA P. L., F. MARTÍNEZ-JERÓNIMO, G. VÁZQUEZ, M. E. FAVILA and R. NOVELO-GUTIÉRREZ (2012): Effects of land use on water quality and *Ceriodaphnia dubia* reproduction. *Hidrobiológica* 22(3): 229-243.

GORDON, A. M., NEWMAN S.M. (1997): Temperate agroforestry systems. CAB International, Wallingford, U.K.

HARTMAN, P., PŘIKRYL, I., ŠTĚDRONSKÝ, E. (1998): Hydrobiologie. Druhé přepracované vydání. Praha, Informatorium.

HETEŠA, J., KOČKOVÁ, E. (1998): Hydrochemie. První vydání. Praha, MZLU, 95 s. ISBN 80-7157-289-6.

HOLOUBEK I., KOMÁREK J. (1982): Chemie životního prostředí. První vydání. Brno, Univerzita J. E. - Purkyně v Brně, Fakulta přírodovědecká, 152s.

HORÁKOVÁ M., LISCHÉ P., GRŮNWALD A. (1989): Chemické a fyzikální metody analýzy vod. Druhé vydání. Praha, SNTL – Nakladatelství technické literatury n. p., 392 s.

JÚVA K., HRABAL A. a TLAPÁK V. (1984): Malé vodní toky. První vydání. Praha, Státní zemědělské nakladatelství, 253 s.

KALAČ, P., TRÍŠKA, J., KOLÁŘ, L., JÍROVCOVÁ, E. (2010): Chemie životního prostředí. Druhé vydání. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích Zemědělská fakulta, 171 s. ISBN 978-80-7394-232-8.

KALAVSKÁ, D., HOLOUBEK I. (1989): Analýza vôd. Bratislava, Alfa. Edícia chemickej literatúry. ISBN 80-05-00065-0.

KALFF, J. (2002): Limnology: inland water ecosystems. UpperSaddle River: Prentice-Hall. ISBN 0-13-033775-7.

KOITERA, A. J., OWENSB, P. N., PETTICREWC, E. L., LOBB D. A. (2017): The role of soil surface properties on the particle size and carbon selectivity of interrill erosion in agricultural landscapes. Catena, vol. 153, June 2017, Pages 194–206.

KRAVČÍK, M., a kol. (2008): Waterforclimaterecovery - a new waterparadigm. Košice, Typopress.

KUBEŠ, J. (ed) (2004): Krajina Novohradských hor: Fyzicko-geografické složky krajiny. České Budějovice, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 160s. ISBN 80-7040-757-3.

KULHAVÝ, Z., FUČÍK, P., TLAPÁKOVÁ, L. (2011): Pracovní postupy eliminace negativních funkcí odvodňovacích zařízení v krajině pro podporu žadatelů o PBO v prioritních osách 1 a 6. Metodologická příručka pro žadatele OPŽP. Praha, MŽP, VÚMOP, v.v.i., Hydroprojekt CZ, a.s.

KVÍTEK, T., GERGEL J., ONDR, P., ZÁMIŠOVÁ. K. (2006): Zemědělské meliorace. 1. vydání. České Budějovice, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta. ISBN 80-7040-858-8.

KVÍTEK, T. (2005): Uplatnění systému alternativního managementu ochrany půdy a vody v krajině: metodika uplatnění výsledků výzkumu. Praha, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy.

LELLÁK, J., KUBÍČEK, P. (1991): Hydrobiologie. Praha, Karolinum. ISBN 80-7066-530-0.

MAŽÍN, V. A. (2017): Klimatické změny a my: šumavské ozvěny na pozadí novelizace zákona o ochraně přírody a krajiny 2016. Praha, Fortuna. ISBN 978-80-7373-134-2.

MOLDAN, B. (2009): Podmaněná planeta. První vydání. Praha, Karolinum, 419 s., ISBN 978-80-246-1580-6.

Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

PECHAR, L. (2015): Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami a nárůstu rybích obsádek. Vodní Hospodářství, 2015, 65.7: 1-6.

PETROVIČ, F., STRÁNOVSKÝ, P., MUCHOVÁ, Z., FALŤAN, V., SKOKANOVÁ, H., HAVLÍČEK, M., GÁBOR, M., ŠPULEROVÁ, J. (2017): Landscape-ecological optimization of hydric potential in foothills region with dispersed settlements—a case study of Nová Bošáca, Slovakia. Applied ecology and environmental research, 15(1), 379-400.

PITTER, P. (1999): Hydrochemie. Třetí vydání. Praha, Vydavatelství VŠCHT, 568 s., ISBN 80-7080-340-1.

POKORNÝ, J., HESSLEROVÁ, P. (2011): Úloha vegetace a vody na utváření klimatu I. Geografické rozhledy, vol. 21, no. 1, s. 28-29. ISSN 1210-3004.

POLÁŠKOVÁ, A. (2011): Úvod do ekologie a ochrany životního prostředí. První vydání. Praha, Karolinum, 283 s., [16] s. obr. příl. ISBN 978-802-4619-279.

RIPL, W. (2003): Water: the bloodstream of the biosphere. Phil. Trans. R. Soc. B., 358: 1921 - 1934.

SMITH, V. H., TILMAN, G.D., NEKOLA, J.C. (1999): Eutrophication: impactsofexcess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrialecosystems. environmentalpollution 100, 179-196. In: KOČÍ, V., BURKHARD, J., MARŠÁLEK, B. (2000): Eutrofizace na přelomu tisíciletí. Eutrofizace 2000. Praha, str. 3-13.

ŠAFAŘÍČKOVÁ, S., PEŠATA M. (2006): Živiny v krajině: dusík, fosfor, eutrofizace půdy a vody, indikace dusíku. První vydání. Č. Budějovice, DAPHNE ČR - Institut aplikované ekologie, 16 s.

ŠARAPATKA B., URBAN J. (2006): Ekologické zemědělství v praxi. Šumperk, PRO-BIO, 502 s. ISBN 80-870-8000-9.

TOLASZ, R. (2007): Atlas podnebí Česka: Climate atlas of Czechia. Praha, Český hydrometeorologický ústav. ISBN 978-80-86690-26-1.

UHLÍŘOVÁ, J., MAZÍN, V. (2005): Metodika studie širších územních vazeb ochrany půdy a vody v komplexních pozemkových úpravách. Praha, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy. ISBN 80-239-4845-8.

VLČEK, V., KRÁLOVEC Z., KLIMENT, L. (2016): Hodnocení retence vody v půdě v lesním a nelesním prostředí. Zprávy lesnického výzkumu, 61.3: 181-189.

WITTLINGEROVÁ, Z., JONÁŠ, F. (1999): Ochrana životního prostředí. Praha, ČZU (Praha) - PEF. ISBN 80-213-0515-0.

internetové zdroje:

Ministerstvo zemědělství. Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon). Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematickyprehled/Legislativa-MZe_uplna-zneni_zakon-2001-254-viceoblasti.html (staženo dne: 19.12.2016).