

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH**

Katedra: Krajinného managementu, sekce pozemkových úprav

Studijní obor: Obecná produkce rostlinná



Disertační práce

**Modely výpočtu eroze v GIS a jejich porovnání s konkrétní
odtokovou událostí na vybraném povodí**

Jméno a příjmení:

Ing. Tomáš Pavlíček

Školitel:

prof. Ing. Tomáš Kvítek, CSc.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd, v.v.i., Praha

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracoval samostatně na základě vlastních výsledků s využitím řádně uvedené literatury.

V Českých Budějovicích 2011

.....

Poděkování

V první řadě bych rád poděkoval svým blízkým, především rodičům, za podporu a vytvoření vhodných podmínek k práci.

Velice rád bych poděkoval prof. Ing. Tomáši Kvítkovi, CSc. za podporu při tvorbě disertační práce jak z pozice mého školitele, tak z pozice vedoucího katedry Krajinného managementu. Děkuji za odborné vedení, cenné rady a připomínky udávající směr vývoje této disertační práce. Rovněž bych rád poděkoval kolektivu katedry Krajinného managementu, především Ing. Janě Moravcové za všestrannou pomoc při řešení společných úkolů, Ing. Pavlu Ondrovi, CSc. za jeho lidský přístup, paní Květoslavě Ondokové, Ing. Monice Koupilové DiS, Ing. Václavu Bystřickému a Ing. Petru Lechnerovi za pomoc při řešení organizačních záležitostí.

Děkuji rovněž Ing. Petru Fučíkovi z VÚMOP Praha za poskytnutí datových souborů z povodí Kopaninského toku.

Dále bych velice rád poděkoval Ing. Mileně Randýskové a Markétě Primusové, referentkám pro studenty DSP, za vstřícné a milé jednání.

Obsah

1. ÚVOD	5
2. CÍL PRÁCE	5
3. LITERÁRNÍ REŠERŠE	6
3.1. VODNÍ EROZE	6
3.2. NEROZPUŠTĚNÉ LÁTKY	8
3.3. MODELOVÁNÍ NEROZPUŠTĚNÝCH LÁTEK	13
3.3.1. OBECNÉ ČLENĚNÍ MODELŮ EROZNÍCH MODELŮ	14
3.3.2. MODEL Y VÝPOČTU EROZE V GIS	19
3.3.3. SWAT	31
4. MATERIÁL A METODY	36
4.1.1. MATERIÁL	36
4.1.2. METODY	40
5. VÝSLEDKY A DISKUZE	58
5.1. VYHODNOCENÍ SRÁŽKO-ODTOKOVÝCH UDÁLOSTÍ	58
5.1.1. STATISTICKÉ VYHODNOCENÍ SRÁŽKO-ODTOKOVÝCH UDÁLOSTÍ	63
5.2. VÝPOČET ODNOSU NEROZPUŠTĚNÝCH LÁTEK	66
5.2.1. VÝPOČET KONTINUÁLNÍM MODEL M SWAT	67
5.2.2. POROVNÁNÍ MODELOVANÝCH SRÁŽKO-ODTOKOVÝCH UDÁLOSTÍ S REÁLNĚ MĚŘENÝMI	73
5.2.3. POROVNÁNÍ VLIVU MODELOVANÝCH SCÉNÁŘŮ ZMĚNY LAND USE NA ODNOS NEROZPUŠTĚNÝCH LÁTEK	79
5.3. SOUHRN PŮVODNÍCH VÝSLEDKŮ	83
6. ZÁVĚR	85
7. LITERATURA	86
8. ABSTRAKT	103
9. SOUHRN PUBLIKACÍ	106

1. Úvod

Erozi se v České Republice i ve světě věnuje mnoho autorů s různými názory i pohledy. V České Republice je to zejména problematika velké ztráty půdy z polí do toků. Vodní eroze je přírodní, obtížně měřitelný jev, působí všude tam, kde je voda v kontaktu se zemským povrchem. Procesy eroze jsou komplexní, zahrnují srážky, půdní vlastnosti a způsob hospodaření. Jedná se o soubor dějů, které vedou k uvolňování, rozpouštění, obrušování a přemísťování půd a hornin na zemském povrchu. Zvýšená eroze vede k porušování životního prostředí, k ztrátě látek a k snížení produkčních vlastností půd. Je velmi obtížné měřit odnos zeminy z půdních bloků. Výzkum se hlavně soustřeďuje na výpočet potenciálního odnosu nerozpuštěných látek, z povodí a jeho modelování, které může přispět k pochopení vzniku a velikosti odnosu sedimentu z polí.

2. Cíl práce

Cílem této disertační práce bylo zhodnotit možnosti výpočtu odnosu nerozpuštěných

látek pomocí erozních matematických modelů v prostředí GIS ve vybraném povodí a na změřených datech o průtocích a koncentracích nerozpuštěných látek při konkrétních zaznamenaných srážko-odtokových událostí provést výpočet odnosu nerozpuštěných látek kontinuálním modelem.

3. Literární rešerše

3.1. Vodní eroze

Eroze je komplexní proces, zahrnující rozrušování půdního povrchu, transport a sedimentaci uvolněných půdních částic působením různých činitelů (Janeček, 2002). Základní dělení eroze je na vodní a větrnou, které způsobují transport uvolněného materiálu na největší vzdálenosti.

Principem vodní eroze je rozrušení půdního povrchu kinetickou energií dešťových kapek a povrchovým odtokem (Holý, 1994). Vztah mezi produkcí erozních smyvu a průměrnými ročními dešťovými srážkami byl zkoumán ve světovém měřítku (Fournier, 1969).

Určující vliv na erozi mají srážky přívalové, kdy se voda nestačí vsáknout do půdy a tvoří se silný povrchový odtok (Tlapák a kol., 1992).

V důsledku velké kinetické energie dopadajících dešťových kapek je půda rozrušována a odnášena společně s vodou v povrchovém odtoku (Buzek, 1983). Významná je také antropogenní (strojová) eroze, ke které se řadí přemístování půdy zemědělskou technikou při orbě (Takken a kol., 2001). Orba způsobuje postupné vyrovnávání profilu svahu a v místech změny sklonu svahu, zejména v horní části obdělávaného pole, vede k obnažování hlubších půdních horizontů. (Takken a kol., 2001).

Pojem vodní eroze zahrnuje mechanické rozrušování půdy pohybující se vodou s následným odnosem a dopravou uvolněných částic půdy a jejich usazování na jiném místě. Je to proces, kterého se jako základní činitel zúčastňuje voda v podobě dešťových kapek, povrchového odtoku deště nebo tání sněhu, ledových krup, ledu, v přímé návaznosti na klimatické, půdní, morfologické, biologické a antropogenní podmínky (Alena, 1991).

Na začátku deště dochází k jeho intercepci. Srážková voda, která už není zachytitelná vegetací, dopadá na půdní povrch (tzv. netto srážka) a zaplňuje nejprve jeho retenční prostor (Bača, 2002). Voda zadržaná v retenčním prostoru infiltruje do půdy v závislosti na její

infiltrační schopnosti. V okamžiku, kdy výška vody na půdním povrchu přesáhne jeho retenční kapacitu (infiltrace < intenzita srážky), nastává povrchový odtok. Po skončení srážky probíhá povrchový odtok do úrovně retenční kapacity půdy, ostatní voda se vsakuje do půdy. Znalosti erozních procesu jsou nejspolehlivější, uvažujeme-li pro jejich průběh krátký čas (Holý, 1994).

Lenzi a Marchi (2000) i další autoři jako Cáblik a Jůva (1954) rozlišují vodní erozi podle formy na povrchovou erozi a na podpovrchovou erozi. Podle Holého je možno členit povrchovou vodní erozi na plošnou, výmolovou a proudovou.

Počáteční fázi vodní eroze chápeme jako kapkovou erozi, která je charakterizována drobnými jamkami v půdě, následuje plošná selektivní eroze, která vyplavuje pouze nejmenší půdní částice, přičemž se na povrchu půdy vytváří hrubozrnná vrstva skeletu (Janeček, 2002). Dalším stupněm může být v některých případech plošná eroze vrstevná, vznikající vlivem větší kinetické energie povrchové stékající vody. Obvykle při ní dochází ke ztrátě celé orniční vrstvy. Soustředěním plošného odtoku vzniká eroze rýžková, která je definována hloubkou a šířkou rýžek v řádu několika centimetrů. Brázdová eroze je typická mělkými širšími zářezy o menší hustotě výskytu než v případě rýžkové (Chikita a kol., 2002).

Plošná eroze je charakterizovaná rozrušováním půdní vrstvy na celé ploše území. Jejím prvním stupněm je eroze selektivní, při které povrchový odtok odnáší jemné půdní částice a na ně navázané chemické látky, tímto procesem dochází ke změně půdní struktury a obsahu živin v půdě. Selektivní eroze probíhá pozvolna a často nepozorovaně (Nachtergaele, Poesen, 1999). Při větší kinetické energii stékající vody nepříznivém půdním profilu (střídání málo odolných a odolných vrstev) dochází k vymývání půdních elementů ve vrstvách, tato forma vodní eroze se označuje jako vrstevní a projevuje se na celé ploše svahu, popřípadě probíhá v širokých pásech v závislosti na reliéfu a obvykle má za následek ztrátu celé orniční vrstvy. Výmolová eroze vzniká postupným soustředěním stékající vody, která vyrývá v půdním povrchu mělké zářezy, které se postupně prohlubují (Cerda, Imeson, 2007). Prvním stádiem výmolové vodní eroze je eroze rýhová a brázdová a obvykle postihují celý povrch, jedná se o drobné úzké zářezy, které vytváří na půdním povrchu síť. Prohlubováním rýžek a brázd vznikají hluboké výmoly a strže tento stav se nazývá výmolová a srážková eroze. Proudová (říční) vodní eroze probíhá ve vodních tocích působením vodního proudu, tuto erozi lze dělit na dnovou a břehovou.

Při podpovrchové vodní erozi dochází k vymílání půdy vodami, které se hromadí v nepropustných vrstvách. Vznikají tak tunely a tuto formu eroze označujeme za tunelovou. Často dochází k proboření stropu takového tunelu, čímž vznikají hluboké výmoly, proto někteří autoři označují tuto erozi také za výmolovou (Fancette a kol., 2007).

Podle intenzity (množství odneseného materiálu na jednotku plochy za jednotku času) se rozlišuje normální a zrychlená eroze. (Vašků, 2002).

3.2. Nerozpuštěné látky

Při erozi se projevuje určitá selekce velikosti částic, ale obecně je složení smytého materiálu opouštějícího pole úzce závislé na složení půdy, z níž pochází. Také při transportu a usazování dochází k podstatné velikostní selekci, ale složení sedimentu především určuje podíl jemného materiálu, jenž je k dispozici pro transport ve formě suspenze (Janeček, 1978).

Nerozpuštěné látky jsou nedílnou dynamickou částí vodního systému a hrají nezastupitelnou roli v hydrologických, geomorfologických a ekologických funkcích povodí. V přírodních podmínkách pochází většina nerozpuštěných látek ze zvětrávání hornin, eroze půdy, vymílání břehů a sesuvů svahů (Owens, Peticrew, 2006).

Pojem nerozpuštěné látky (NL) označuje množství [mg] nebo koncentraci [mg/l] anorganického nebo organického materiálu, který je udržován ve vodním sloupci, potoků, řek, jezer a dalších vodních nádrží pomocí proudění kapaliny (Droppo a kol., 1997). Nejčastěji jsou nerozpuštěné látky složené z jemnozrnného materiálu s průměrem zrn menším než 62 μm (Waters, 1995), ale jak vypočítali Droppo (2001) a Phillips a Walling (1995) většina nerozpuštěných látek je transportována ve formě spojených agregátů.

V přírodních podmínkách neexistuje žádná vodoteč, ve které by byla nulová koncentrace nerozpuštěných látek (Ryan, 1991). Přírodním zdrojem nerozpuštěných látek je rozklad hornin půd a odumřelých částí rostlin, a jejich následný transport do vodních toků a nádrží. Dokonce i srážková voda a sníh obsahují tento druh látek, které jsou vymývány z atmosféry (Bogen, 1980). Snyder a kol. (1975) zaznamenal na severu USA průměrnou koncentraci nerozpuštěných látek ve srážkách 21,8 mg/l.

Nerozpuštěné látky jsou také nejvýznamnějším polutantem vodní komponenty (Lowe, Bolger, 2000). Při zvýšení koncentrace nerozpuštěných látek (např. antropogenní činností)

dochází podle Williams a kol. (2007) ke zhoršení fyzikálních, chemických a biologických vlastností vody. Zhoršení fyzikálních vlastností vody se podle Verstraeten a Poesen (2000) projevuje zhoršením prostupnosti světla, změnou teplotního režimu a především zanášením vodních nádrží. Tyto změny jsou provázeny podle Ryan (1991) také zhoršením estetických vlastností vody.

Nerozpuštěné látky jsou uvolňovány buď přímo z koryta vodních toků, nebo ze zdrojů pocházejících mimo koryto vodoteče. Vnitřní zdroje pochází zejména z mechanismů spojených s břehovou erozí a se zvýšenou mobilizací nerozpuštěných látek ze dna při vysokých průtocích.

Externí zdroje nerozpuštěných látek jsou odvozeny od vlastností povodí a zahrnují především vodní erozi, pohyby svahů a také atmosférické depozice (Vache a kol. 2002). V horských oblastech mají na transportu nerozpuštěných látek největší podíl především externí zdroje (Bovis a kol., 1998), naopak břehová eroze a mobilizace zdrojů přímo uvnitř koryta jsou výsadou především toků v níže položených povodích (Grissinger a kol. 1991). Všechny zmíněné procesy bývají velmi často ovlivněny lidskou činností, a to přímo odstraněním vegetace a destabilizací svahů a břehů, nebo nepřímým ovlivněním odtokových podmínek v území (Novotny, 2003).

Z pohledu srážko-odtokových událostí dochází k nejvyššímu vyplavování nerozpuštěných látek z jednotlivých zdrojů v průběhu první (tedy počáteční) fázi srážko-odtokové události. Nejprve dochází k vyplavování nerozpuštěných látek z externích zdrojů mimo koryto vodoteče (Harmel, King, 2005). Nerozpuštěné látky jsou v těchto zdrojích snadno uvolnitelné a rychle transportovatelné. Za těchto podmínek i malý nárůst průtoku vede k náhlému a prudkému zvýšení koncentrací nerozpuštěných látek. Jakmile jsou tyto popsané externí zdroje vyčerpány, dojde k prudkému poklesu koncentrace nerozpuštěných látek, a to často před poklesem průtoků v průběhu srážko-odtokové epizody (Bronsdon, Naden, 2000).

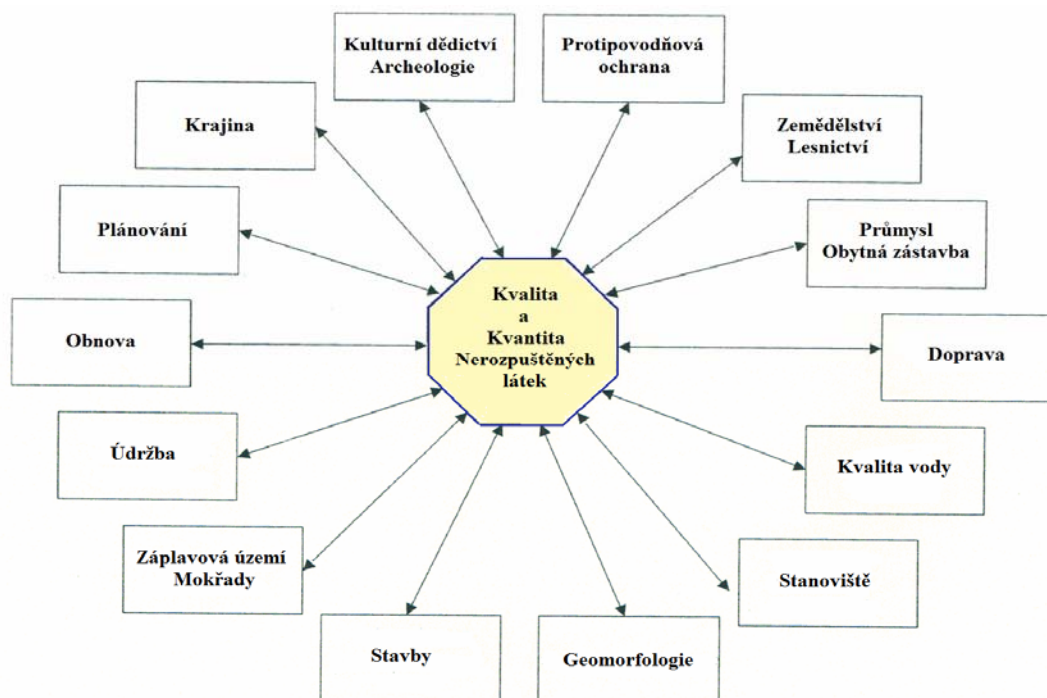
Koncentrace nerozpuštěných látek v průběhu srážko-odtokových událostí závisí v první řadě na jejich zdroji. Zdroje nerozpuštěných látek je nejvíce ovlivněn faktory, jako je klima, topografie, velikost vodoteče a land use. Svrchní část půdy, která je hlavním zdrojem nerozpuštěných látek transportovaných do sítě vodních toků, se stává nejnáchylnější k odnosu zejména v období mezi dvěma srážko-odtokovými událostmi (Imeson, 1977).

Největší význam pro management povodí má vliv zvyšujících se koncentrací

nerozpuštěných látek na ekologii prostředí (Nerbonne a Vondracek, 2001). Významným zdrojem nerozpuštěných látek je zemědělská a lesnická produkce. Hodnoty koncentrací nerozpuštěných látek ale výrazně kolísají v závislosti na množství a intenzitě srážek, typu pěstované plodiny, charakteristikách půdního prostředí a způsobu obdělávání a ochrany půdního fondu (Grissinger a kol., 1991). V zemědělských oblastech jsou zvýšeným vyplavováním nerozpuštěných látek a s nimi spojených živin (Ghidey, Alberts, 1998) postiženy zejména toky, které odvodňují zorněné oblasti.

Míra odnosu nerozpuštěných látek a jejich struktura je dána třemi na sebe navázanými skupinami faktorů. První skupinu tvoří faktory, které popisují náchylnost krajiny k erozi a transportu nerozpuštěných látek (Walling, Webb, 1981). Tyto faktory zahrnují podle Westrich a Förstner (2007) odolnost geologických struktur vůči zvětrávání, půdní typ, topografii terénu (především sklon) a utváření hydrografické sítě. Druhou skupinu tvoří faktory ovlivňující transport nerozpuštěných látek z místa vzniku do recipientu. Tyto faktory zahrnují především intenzitu a úhrn srážek a charakteristiky tání sněhu. Třetí skupina je tvořena faktory, které popisují ovlivnění náchylnosti krajiny k erozi lidskou činností. Takto jsou ovlivněny dva procesy, a to samotná erozní činnost (zejména vlivem využití území, zemědělství, pastevního využití, odvodnění atd.) a transport nerozpuštěných látek (vlivem využití hydrografické sítě).

Vzhledem k značnému rozsahu faktorů ovlivňujících jak vznik, tak transport nerozpuštěných látek je mezi odnosem nerozpuštěných látek v povodí velká prostorová variabilita. Rovněž i mezi jednotlivými povodími dochází díky popsáním důvodům k velké plošné variabilitě (Obr. 1). Vzhledem k nerovnoměrnému časovému rozložení řídicích činitelů (např. srážkové události) je transport nerozpuštěných látek také velmi časově variabilní (Van Rompaey a kol., 2000).



Obr. 1. Schématické znázornění hlavních vlivů na množství a kvalitu nerozpuštěných látek v povodí (Owens a kol., 2004)

Většina prací popisuje závislost mezi koncentrací nerozpuštěných látek a průtoků pomocí hysterezních smyček (Klein, 1984).

Tento vývoj závislosti průtoků a koncentrací nerozpuštěných látek v průběhu srážko-odtokových událostí vede ke vzniku hysterezních smyček se směrem rotace ve smyslu hodinových ručiček tak, jak popisuje Williams (1989) a Walling a Webb (1981), s vyšší dosaženou koncentrací nerozpuštěných látek na vzestupné větvi hydrografu než na klesající větvi (Bhutiyani 2000). Tento trend je popsán obvykle u vodotečí s kamenitým dnem.

Naopak pokud jsou srážko-odtokovou událostí mobilizovány další nové zdroje nerozpuštěných látek, vyústí tento jev podle Wilcock a Crowe (2003) ve vznik hysterezních smyček orientovaných proti směru hodinových ručiček. Opačná orientace hysterezních smyček je pozorována méně často (Bača, 2002) a Russell a kol. (2001) uvádí jako možnou příčinu těchto událostí odnos nerozpuštěných látek ze břehů vodoteče.

Odnos nerozpuštěných látek není zaznamenán ale pouze v průběhu srážko-odtokových událostí, ale také v průběhu celého roku. Na vzestupných větvích jednotlivých menších událostí byly podle Asselmann (1999) zaznamenány vyšší koncentrace nerozpuštěných látek než na

vzestupných větvích předcházejících výrazně vyšších povodňových vln. Lenzi a Marchi (2000) z tohoto faktu následně odvozují, že nerozpuštěné látky pochází buď z různých zdrojových oblastí, nebo se mezi jednotlivými událostmi uvolňují nové zdroje nerozpuštěných látek.

Vzhledem k tomu, že největší podíl nerozpuštěných látek je mobilizován právě v obdobích s vyšším průtokem, zabývá se také většina studií změnou koncentrací v závislosti na průtocích právě v těchto obdobích (Bogen, 1980). Obdobím s nízkými průtoky, která předchází a následují srážko-odtokové události, byla vždy věnována jen nízká pozornost. Důvodem je podle Wu a Chou (2003) fakt, že v těchto obdobích již nejsou dostupné zdroje nerozpuštěných látek z okolí vodotečí a jediným zdrojem zvyšování koncentrací nerozpuštěných látek v potoce je mobilizace usazenin přímo v korytě. Lze tedy předpokládat, že při nízkých průtocích bude vyplavování nerozpuštěných látek velmi nízké, právě díky nedostatečné zásobě sedimentů v korytě vodoteče. Přesto Walling a Amos (1999) prokázali, že i tento zdroj nerozpuštěných látek může být velmi významný, a to především v obdobích, kdy období s nízkým průtokem trvá dlouhou dobu.

Sledování obsahu nerozpuštěných látek je podle Alexandrov a kol. (2007) jedním z klíčových v hydrologii, monitoring plavenin je důležitý pro zjištění kvality povrchových vod, je nezbytný pro sledování zanášení vodních toků a nádrží a pro ochranu půd. Sledování nerozpuštěných látek ve vztahu k erozi má ovšem řadu problémů. V říčních odnosech nerozpuštěných látek se soustřeďují všechny druhy erozních procesů a stanovení intenzity eroze v povodí je tedy dosti problematické. Převážná část erodované půdy se usazuje při poklesu kinetické energie a transportní schopnosti odtokových vod již na svahu a hlavně na úpatí, jen malá část erodovaného materiálu se dostává do vodního toku (Świechowicz, 2001).

Podle Vanoniho (1975) a Trimbla (1981) se do nejnižší položené části povodí transportuje 25 % látek (údaje jsou platné pro povodí s rozlohou nad 1 km²), resp. 6 % (pro povodí s rozlohou 360 km²) z celkového množství erodovaného materiálu. Halley a Shown (1976) uvádějí, že na studovaném území bylo transportováno k vodnímu toku jen 30% erodované půdy a jen 30% bylo transportováno až k ústí toku, který odvodňoval dané území o rozloze 125 km². Částice půdy smyté vodní erozí jsou největším znečišťujícím faktorem vzhledem k množství a objemu. Unášené splaveniny jsou tvořeny převážně částicemi menšími než 0,05 mm (40 – 90 % směsi), zbytek je v mezích 0,05 – 0,5 mm, výjimečně do 1 mm

(Westrich, Förstner, 2007; Dub, 1957).

I přes určité problémy je monitoring pohybu nerozpuštěných látek důležitou pomůckou při sledování erozně – sedimentačních procesů (Collins a Walling, 2004). Koncentrace nerozpuštěných látek korespondují s erozními poměry v prostředí, o čemž svědčí například nárůst koncentrace v době srážko-odtokových událostí (Kronvang, 1990; Zavoianu, 1996).

Z analytického pohledu jsou nerozpuštěné látky zbytkem zachyceným na filtru po přefiltrování dobře promíchaného vzorku vody. Zachycené částice na filtru jsou vysušeny standardně při 103-105°C a převedeny na jednotky koncentrace (Chapman, 2007).

Nerozpuštěné látky poskytují také vazebné možnosti dalším látkám a v interakci s cykly prvků hrají podstatnou roli ve vodních ekosystémech. Zhoršení chemických vlastností vod se poté projevuje zejména zvýšením koncentrací znečišťujících látek, jako jsou těžké kovy (Kronvang a kol., 2003) nebo pesticidy (Dawson, Macklin, 1998), a živin, především fosforu (Haygarth a kol., 2006), a to právě v důsledku adsorpce těchto látek na částicích nerozpuštěných látek. Navíc v případě, že jsou na nerozpuštěné látky navázány organické součásti, může podle Ryan (1991) dojít ke zhoršení ukazatelů kyslíkového režimu při jejich rozkladu, a tím i ke snížení dostupnosti kyslíku pro vodní organizmy.

3.3. Modelování nerozpuštěných látek

Erozní proces je vytvářený a ovlivňovaný složitým systémem hydrologických, klimatických, půdních, morfologických a jiných činitelů. Modelování eroze je náročným problémem, řešení vyžaduje znalosti uvedených činitelů a procesů. Cílem je komplexnější řešení transportu látek z povodí, nebo ze zájmového území. V současnosti existuje množství vztahů, které jsou zaměřené na zjišťování nebo prognózu ztráty půdy, kde intenzita eroze je vyjádřena jako empirická funkce jednotlivých činitelů. Nevýhodou těchto empirických modelů je složitost vzájemných vazeb velkého množství vzájemně působících činitelů, což může mít při velkém zjednodušení značný vliv na nepřesnost výsledků.

Účelem modelů je nejen vymezení erozně ohrožených oblastí, ale i hodnocení dopadu různých způsobů zemědělského hospodaření, osevních postupů, pozemkových úprav nebo předpovídaných klimatických změn na erozní a transportní procesy v povodí (Nearing a kol,

2005).

Problematickou je místní platnost modelů, omezená na oblasti, v kterých byli vztahy odvozené, případně na lokality s podobnými podmínkami. Aby byly simulační modely použitelné v praxi jako nástroj pro podporu rozhodování, je nutné provést testování v různých geografických podmínkách (Borah a Bera, 2003).

Ideální prognostická technika modelování by měla uspokojit často konfliktní požadavky reality, obecné použitelnosti, lehce získatelných dat a možnosti uvážení změny poměru po realizaci protierozních opatření (Holý, 1994).

Základy pro matematické vyjádření erozního procesu položil Cook (1936), který definoval hlavní faktory podílející se na vzniku a průběhu erozního procesu, těmito faktory jsou náchylnost půdy k erozi resp. erodovatelnost, potenciální erozní účinnost deště a povrchového odtoku, vliv sklonu a délky svahu a vliv ochranného účinku vegetačního krytu. První empirický model pro odhad průměrné roční ztráty půdy vodní erozí sestavil Zing (1940) a dále jej modifikovali Smith (1941), Browning et al. (1947) a jiní. Alternativně je možno vyvinout prognostické empirické modely při použití dat shromážděných na roční nebo průměrné roční bázi (Morgan, 1986).

3.3.1. Obecné členění modelů erozních modelů

Gregory a Walling (1973) rozdělují jednotlivé použitelné typy modelů na fyzikální, analogové a digitální. Při použití různých modelů musí být jasné, jestli zkoumáme vysvětlení erozních procesů, jejich kvantifikaci nebo prognózu.

Obecně se podle Becker a Serban (1990) modely člení na:

- A. Stochastické modely
 - 1. Pravděpodobnostní
 - 2. Generování časových řad
- B. Deterministické modely
 - 1. Založené na fyzikálních zákonech
 - 2. Koncepční modely
 - 3. Black-Box modely

Erozní modely lze obecně dělit na empirické, koncepční a fyzikálně podložené modely erozního procesu, existuje ale i členění podle celé řady dalších hledisek. Dostál (1998) dělí

modely podle časové základny řešení na epizodní (popis jedné srážko-odtokové události) a kontinuální, které simulují erozní proces během dlouhého časového období. Podle členění v prostoru rozlišujeme modely celistvé (území je uvažováno jako homogenní) a geometricky dělené (distribuované), které umožňují vyjádřit lokální nehomogenity rozdělením území například pomocí pravidelné čtvercové sítě. Důležitým praktickým hlediskem je dělení podle velikosti řešeného území (svah, malé nebo velké povodí), dostupnosti vyžadovaných datových podkladů i samotného modelu (Pfennig, 2003).

- **Členění modelů podle způsobu modelování erozních procesů**

- Kybernetické modely (black-box)

Přístup kybernetického modelování ignoruje změny stavových veličin a zkoumá průběh procesu výhradně z hlediska transformační funkce systému. Tyto modely využívají metody systémové analýzy z oboru kybernetiky ke zkoumání chování systému, přičemž nejde o jeho strukturu. Z tohoto důvodu se uplatňují se u systémů s jednoduchým chováním a strukturou. Jsou uplatnitelné tam, kde jsou mimo vstupních údajů alespoň částečně známy odpovídající výstupní údaje. Základní charakteristikou tohoto přístupu je strohá linie VSTUP-FUNKCE SYSTÉMU-VÝSTUP.

Příkladem kybernetických modelů jsou Model maticové inverze (MATRIX), model aproximace měřených časových řad srážek a odtoků řadami Fourierovými (FOURIER) nebo Laguerrovými polynomy (LAGUERRE) a modely identifikující transformační funkci povodí s použitím fiktivního systému nádrží (NASH, SATO-MIKKAWA, TANK MODEL) (Kulhavý, Kovář, 2000).

- Empirické a fyzikálně založené modely

Statistické vyhodnocení souborů naměřených dat na výzkumných plochách umožňuje hledat a číselně vyjádřit závislost mezi sledovanými veličinami. Prokáže-li se stanovený matematický vztah jako statisticky významný, je možné jej použít pro předpověď výstupních hodnot (např. objem odtoku, odnos splavenin) i pro jiné území s podobnými podmínkami, kde jejich měření neprobíhá (Michael, 2001). Takto získaný vztah se označuje jako empirický model. Známým a rozšířeným empirickým modelem je tzv. Univerzální rovnice ztráty půdy,

podle anglického názvu označovaná zkratkou „USLE“ (Wischmeier, Smith, 1965; Renard a kol., 1991), která byla odvozena měřeními na více než 10 000 výzkumných ploch s přesně definovanými parametry (25 yardů), sklon 9 %, trvalý úhor obdělávaný ve směru sklonu) v oblasti podhůří Skalických hor v USA.

Empirické modely vycházejí z analýzy a statistického vyhodnocení dlouhodobého experimentálního sledování měření v terénu, vlivu jednotlivých erozních faktorů na erozi.

Výhodou empirických modelů je jednoduchost výpočtu a snadné určení vstupních parametrů nevýhodou je neschopnost dostatečně popsat časové a prostorové nehomogenity srážky a půdních, vegetačních a morfologických podmínek (Kirkby a kol., 2002).

Výhodou empirických modelů je jednoduchost použitých vzorců, relativně malý počet vstupních dat i rozsáhlá validace v různých podmínkách. Nevýhodou je značná generalizace popisovaných procesů i skutečnost, že se zpravidla jedná o dlouhodobé odhady a při použití pro jednotlivé srážky jsou výsledky slabší (Dostál, 1998).

Prohlubování znalostí o fyzikálních zákonitostech erozních jevů spolu s rozvojem výpočetní techniky vedl k vytvoření fyzikálně podložených modelů, které jsou založeny na matematickém vyjádření procesu odtoku vody (Holý, 1994).

Modelový přístup, založený na fyzikálním základě, se snaží respektovat principy zachování hmoty, hybnosti a energie (Kulhavý, Kovář, 2000). Základem fyzikálně podloženého modelu je soustava diferenciálních rovnic, popisující přírodní zákony resp. zákonitosti povrchového odtoku na idealizované elementární odtokové ploše (geometrickém systému), vyjádřené např. ve tvaru nakloněné roviny. Popis erozního a odtokového procesu je rozdělen na 4 základní fáze: uvolnění půdních částic deštěm, přemístění půdních částic deštěm, uvolnění půdních částic povrchovým odtokem a transport půdních částic povrchovým odtokem (Holý, 1994).

Kulhavý, Kovář (2000) rozdělují obecný odtokový model do tří dominantních sub-modelů, proces produkce efektivního deště z příčinného deště a to včetně ztrát způsobených intercepční, evapotranspirací, bezodtokovými mikro a makrodepresemi a infiltrací. Proces transformace efektivního deště se zpětnou vazbou s příčinným deštěm pro upřesnění vstupů do systému a proces translace charakteristik odtoku v časoprostorové oblasti řešení. Tyto modely vycházejí z fyzikálního popisu erozního procesu a matematickým způsobem řeší jeho

prostorový a časový průběh (odstraňují tak nevýhody empirických modelů) (Brezonik, Stadelmann, 2002).

Výhodou fyzikálně založených modelů je teoreticky přesnější popis erozních procesů, přímé zahrnutí eroze, způsobené soustředěným odtokem, přímé zahrnutí sedimentace i možnost předpovídat transport rozpuštěných i nerozpuštěných znečišťujících látek (Janeček a kol., 2002). Nevýhodou je zpravidla větší počet obtížněji měřitelných vstupních dat i zvýšené nároky na použitou výpočetní techniku. Příkladem fyzikálně podložených modelů je SHE, SMOERP, EUROSEM nebo EROSION 3D.

Rozdělení modelů na empirické a fyzikálně podložené není jednoznačné, mnohé současné modely zahrnují oba přístupy. Příkladem je model AGNPS, ve kterém je popis eroze založen na empirickém modelu RUSLE a proudění i transport plavenin v říčním korytě je popsáno na základě fyzikálních zákonů známých z hydrauliky (Singh, Woolhiser, 2002).

- Koncepční modely

Koncepční a fyzikálně podložené modely erozního procesu jsou založené na matematickém vyjádření procesu odtoku vody, založené na zákonech o zachování hmoty a pohybu. Z nich se odvodí rovnice kontinuity a rovnice pohybu (Brezonik, Stadelmann, 2002).

Koncepční deterministické modely popisují matematickými vztahy jednotlivé části hydrologického cyklu. Tento modelový přístup vychází z těsného kontaktu s přírodní podstatou jevu a snaží se získat přímou analogii struktury modelu se strukturou zkoumaného jevu. Tímto přístupem je vylučována prostorová souřadnice a původně spojitý dynamický systém je převeden na nespojitý v prostoru. Prostorové rozložení parametrů je vyjádřeno náhradním způsobem (konstantně, pravděpodobnostně), který zajistí propojení jednotlivých složek hydrologického cyklu (Nash, Sutcliffe, 1970).

Koncepční modely podle Kulhavý a Kovář (2000) matematicky popisují hlavní procesy hydrologického cyklu a to: povrchové procesy (intercepce, evapotranspirace, povrchová retence a akumulace v mikro a makrodepresích, formování povrchového odtoku a svahový odtok a další procesy transportního charakteru), podpovrchové procesy (infiltrace, půdní odtok, vláhová dynamika, aktivní, nasycené a nenasycené zóny, proudění podzemní vody, tvorba základního odtoku) a korytové procesy (vznik soustředěného odtoku, transformace odtoku v údolnici).

Příkladem koncepčních modelů jsou SSARR, CLS STRRE a KINFIL jako modely epizodní a WYM, SMD, HYDRROM, BILAN, POBBIL a HBV jako modely bilanční. Modely SACRAMENTO a SMAR lze použít jako bilanční i jako epizodní (Kulhavý, 1995).

Ve své obecné formě představuje matematický model erozního procesu kvantitativní vztah mezi vstupními a výstupními stavovými veličinami (Daňhelka a kol., 2003). Území, ve kterém probíhají erozní a transportní procesy, představuje složitý nelineární systém (Beven, 2001). Pro systém povodí jsou typické interakce a zpětné vazby mezi atmosférou, pedosférou, hydrosférou, biosférou a geologickým podložím. Předpokladem úspěšné simulace transportu plavenin a dalších chemických látek je interdisciplinární přístup, který využívá poznatky z hydrologie, ekologie a dalších oborů (Rodriguez-Iturbe, 2000, Krysanova a kol., 2005a).

- **Členění modelů podle času a rozdělení v prostoru**

Modely se dělí podle délky období na epizodní, které jsou určeny pro výpočty odtoku, eroze půdy a transportu plavenin z jediné srážkové události a kontinuální, které simulují erozní a transportní procesy během dlouhého časového období. Epizodní modely jsou vhodné pro malá povodí, ve kterých jsou povodně způsobeny krátkodobými srážkami. Většina epizodních modelů je méně náročná na vstupní data, protože zanedbává hydrologické procesy, které se neprojeví vzhledem ke krátkému časovému období (evapotranspirace, oběh podzemní vody). Kontinuální modely jsou vhodné pro velká povodí, ve kterých souvisejí největší povodňové události s dlouhodobými srážkami (Daňhelka a kol., 2003). Dalším rozdílem je časový krok výpočtu. Epizodní modely mají zpravidla kratší časový krok výpočtu (méně než 1 hodina). Vyskytují se i některé epizodní modely (např. epizodní verze AGNPS), ve kterých celý výpočet odtoku a eroze za srážkovou událost proběhne v jediném časovém kroku.

Podle členění v prostoru rozlišujeme modely celistvé, charakterizované jediným reprezentativním bodem a distribuované, členící povodí na pravidelné elementy ve čtvercové nebo trojúhelníkové síti (Schmidt, 2000).

- **Členění modelů podle rozsahu řešeného území**

Model nemůže popsat všechny přírodní procesy, a proto se dopouštíme určitého zjednodušení. Toto zjednodušení do značné míry závisí na prostorovém a časovém měřítku

(Beven, 2001).

Příkladem je transformační účinek říční sítě, který je v malých povodích zanedbatelný, ale ve velkých povodích může způsobit zpoždění kulminace průtokové vlny. Při návrhu pozemkových úprav je v měřítku svahu důležité, aby použitý model zohlednil vliv nově projektovaných polních cest a protierozních opatření na průběh povrchového odtoku a eroze (Dostál, 1998; Kliment a kol., 2003).

Rozlišujeme globální přístup (povodí tisíce km²), regionální přístup (povodí desítky až stovky km²) a lokální přístup (povodí nebo jednotlivé svahy). Globální a regionální přístup se zaměřuje na simulaci vlivu různých scénářů hospodaření na erozní ohroženost. Hlavním cílem lokálního přístupu je podrobný návrh protierozních opatření (např. při pozemkových úpravách) (Dostál, 1998).

- **Optimalizace modelů**

Empirické i fyzikálně podložené modely erozních procesů často obsahují parametry, které nelze určit přímým měřením. To je dáno skutečností, že model je vždy zjednodušeným popisem sledovaného procesu a uvažovány jsou pouze nejdůležitější vztahy. Postup zjišťování parametrů se nazývá kalibrace. Ke kalibraci je nutné znát skutečné hodnoty alespoň některých výstupů modelu. Kalibrované parametry jsou v daných mezích postupně měněny za účelem dosažení nejlepší shody naměřených a vypočtených hodnot (Holý, 1994). Testování kalibrovaného modelu se nazývá validace. Při validaci jsou na jiném souboru dat porovnány vypočtené a naměřené hodnoty výstupních veličin a výsledky jsou posouzeny s využitím statistických ukazatelů.

3.3.2. Modely výpočtu eroze v GIS

Prostorová lokalizace tj. definování informace, je typické pro všechny geovědní disciplíny. GIS (Geografický Informační Systém) umožňuje v přehledné formě sběr a správu prostorových dat, manipulaci s nimi, archivaci i realizaci libovolných prostorových analýz.

Geografická informace je geometrický, topologický, tématický a dynamický popis geoobjektu s ohledem na potřeby subjektivně určené aplikace. Informace může být uložena a zpracována v různých formách, a to v numerické formě, textových dokumentech, obrazových

informacích i v multimediální formě.

Pro definici prostorových vztahů geoobjektů je třeba definovat souřadnicový systém, který musí splňovat následující tři požadavky: definice polohy musí být jednoznačná, definování polohy musí být měřitelné v měrných jednotkách a musí být definována metrika, která umožňuje měřit vzdálenosti (Tuček, 1998).

Některé z těchto schopností (jako vstup dat, výstup dat, editace dat, ukládání dat a správa dat) jsou sdílena s ostatními typy počítačových programů. Schopnost poskytovat odpovědi na geografické dotazy charakterizuje pouze GIS (Goodchild, 1985).

Geografická informace v GIS není chápána jen jako objekt kreslení, reprodukce, ale i jako zdroj údajů pro databázové aplikace. Všeobecně akceptovatelnou datovou strukturou pro zpracování neprostorových tj. atributových údajů v GIS aplikacích je relační struktura.

Naneštěstí, je (v GISu) velmi obtížně připojit databázové atributy ke specifickým geografickým vrstvám a automaticky přiřadit symboliku na základní uživatelem definovaná kritéria (Cowen, 1988).

Geoobjekty popisující stejné téma se sdružují a ukládají do mapových vrstev, někdy také nazývaných tematické mapové vrstvy. Takovým tématem může být např. vodstvo, silnice, typy půd, nadmořská výška, apod. Smyslem dělení geodat do mapových vrstev je usnadnit analýzu dat. Ta je nejčastějším důvodem pro nasazení GISu pro modelování reality. Každá mapová vrstva je uložena v jednom datovém souboru, který lze samostatně přenášet a používat ve více mapových projektech. Mapové vrstvě se někdy také říká monotematická mapa, případně zkráceně mapa (např. mapa řek, mapa silnic, apod.). Mapové vrstvy se dělí podle modelovaných dat a druhu použití na dva typy - vektorové a rastrové.

Účelem modelů je nejen vymezení erozně ohrožených oblastí, ale i hodnocení dopadu různých způsobů zemědělského hospodaření, osevních postupů, pozemkových úprav nebo předpovídaných klimatických změn na erozní a transportní procesy v povodí (Nearing a kol, 2005).

- Popis nejpoužívanějších modelů

1. *USLE*

Univerzální rovnice ztráty půdy (USLE). Model pro výpočet dlouhodobého průměrného odnosu půdy z pozemku. USLE je používaná k ochraně půdy po celém světě v předpovídání průměrné roční ztráty půdy způsobené povrchovou a rýhovou erozí. Rovnice byla odvozena na malých zemědělských plochách – platná jen do 1 ha (0,01 km²).

Při použití empirického modelu W. H. Wischmeiera a N. H. Smithe (1965), ačkoliv je uváděn jako univerzální, je nutno mít na paměti, že jeho datový soubor je odvozen na území USA. Je omezen na svahy vhodné k obdělávání, obvykle o sklonu od 0° do 7°. Poněvadž USLE byla vyvinuta k určení dlouhodobé průměrné roční ztráty půdy, nelze ji použít ke zjišťování smyvu z jedné srážky. Proto vzniklo tolik snah po jeho úpravě pro jiné podmínky, než pro které byl odvozen (Ozcan a kol., 2008)

V současnosti se místo USLE doporučuje používat „Revidovaná univerzální rovnice ztráty půdy“ (RUSLE), která byla odvozena na základě řady dalších terénních měření na výzkumných plochách. RUSLE má stejný základní tvar jako USLE, byl však změněn a upřesněn způsob odvození některých vstupních faktorů. (Renard a kol., 1996).

Univerzální rovnice ztráty půdy (USLE), stejně jako její revidovaná podoba (RUSLE), se používá pro predikci dlouhodobé průměrné roční ztráty půdy vodní erozí ze zemědělsky využívaných pozemků ležících v klimatické oblasti daného typu, s daným druhem půdy, o určitém sklonu a délce svahu, při určitém systému pěstování plodin, obdělávání půdy a uplatňování protierozních opatření (Janeček 2002).

$$G' = R' \cdot K' \cdot L' \cdot S' \cdot C' \cdot P', \text{ kde}$$

- G' je dlouhodobá průměrná ztráty půdy (t/ha/rok),
- R' je dešťový součinitel definovaný jako součin kinetické energie deště a jeho nejvyšší 30 minutové intenzity; $R = E_{i30}$ [MJ/ha.cm/h]; hodnoty dešťového součinitele pro jednotlivé deště mohou být ve zvolené časové periodě sčítány, čímž se získá časový součinitel R pro zvolenou periodu; trvá-li jeden rok, získá se roční hodnota součinitele R . (Sadeghi, Bahrami, 2008) Průměrná roční hodnota faktoru R je v našich podmínkách vlastně hodnotou faktoru R za vegetační období. Největší pravděpodobnost výskytu erozně nebezpečných dešťů připadá na měsíce červen až srpen (Podhrázská, Dufková, 2005). Ke stanovení erozní účinnosti deště se provádí ombrografické měření, nebo je možné i v polních podmínkách s výhodou využít

přenosný simulátor deště (Chmelová, Šarapatka, 2002).

- K' je součinitel erodovatelnosti půdy; vyjadřuje náchylnost půdy k erozi a udává ztrátu půdních částic z jednotkového pozemku na jednotku dešťového faktoru R (Janeček a kol., 2002). Pro danou půdu se může vyšetřit experimentálně ze vztahu $K' = S_p R^{c-1}$ (Wu, Wang, 2007). Při nedostatku experimentálních podkladů lze faktor K určit z jeho závislosti na čtyřech základních charakteristikách půdy:

- obsahu jílnatých a prachových částic ($< 0,10$ mm)
- obsahu písčítých částic (0,10 až 2 mm)
- obsahu organických látek (% humusu)
- struktuře půdy a její propustnosti

- L' je součinitel délky svahu; vyjadřuje poměr ztráty půdy z vyšetřovaného pozemku a ztráty půdy z jednotkového pozemku o délce 22,13 m; lze jej získat ze vztahu

$$L' = \left(\frac{L}{22,13} \right)^p,$$

kde L je délka svahu, měřená od rozvodnice [m], p je exponent o hodnotě 0,3 až 0,6; pro svahy o sklonu $I \leq 10$ % je $p = 0,6$.

- S' je součinitel sklonu svahu; vyjadřuje poměr ztráty půdy z vyšetřovaného pozemku a ztráty půdy z jednotkového pozemku o sklonu 9 %; lze jej získat ze vztahu

$$S' = \frac{0,43 + 0,30I + 0,043I^2}{6,613},$$

kde I je sklon svahu [%].

Autoři vztahu doporučují kombinovaný součinitel délky a sklonu svahu $L'S'$ – součinitel, pro který odvodili vztah

$$L'S' = \frac{Lp}{100} (1,36 + 0,97I + 0,1385I^2),$$

kde L je délka pozemku měřená od rozvodnice [m], I je sklon pozemku [%].

- C' je součinitel vyjadřující vliv osevního postupu a agrotechniky; udává poměr ztráty půdy z vyšetřovaného pozemku a ztráty půdy z jednotkového pozemku (trvalý úhor); předpokládá se konstantní působení ostatních činitelů (Fiene, Auerswald, 2007). V souvislosti se změnou ochranných účinků vegetace i způsobů obdělávání půdy v průběhu roku byl rok rozdělen na pět období (Janeček a kol, 2002):
 - období 1: hrubý úhor, orba až setí,
 - období 2: údobí do jednoho měsíce po setí,
 - období 3: údobí od jednoho měsíce do dvou měsíců po jarním nebo letním zasetí,
 - období 4: růst a zrání osevu; od konce údobí 3 do sklizně,
 - období 5: zbytky plodin nebo strniště; od sklizně do orby nebo podmítky.

P' je součinitel vyjadřující vliv protierozních opatření; udává poměr ztráty půdy z vyšetřovaného pozemku a ztráty půdy z jednotkového pozemku obdělávaného ve směru sklonu svahu (Sklenička, 2003).

Univerzální rovnice ztráty půdy umožňuje prognózu průměrné ztráty půdy pro alternativní kombinace osevních postupů, zemědělských technologií a protierozních opatření. Při volbě určité tolerance ztráty půdy lze při určení, resp. volbě součinitelů rovnice zjistit zbývající součinitel (např. povolenou délku obdělávaného pozemku ve směru sklonu, vhodný osevní postup, druh protierozních opatření apod.).

2. *CN křivky*

Metoda CN – křivek umožňuje odhad objemu přímého odtoku z nepozorovaných povodí. Přímý odtok zahrnuje povrchový i hypodermický odtok. Janeček a kol. (2002) uvádí, že základní i hypodermický odtok většinou nemají vliv na velikost průtokové vlny, vyvolané přívalovým deštěm, a proto lze vypočtený přímý odtok přibližně ztotožnit s povrchovým odtokem.

Odtoková výška se vypočte podle následujících vztahů:

$$R = 25,4 \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right)$$

$$R_1 = 0,2 R$$

$$H_o = \frac{(H_s - R)^2}{H_s + R - R_1}$$

kde R je potenciální maximální retence [mm], R_1 je retence v bezodtoké fázi [mm], H_s je srážkový úhrn [mm], H_o je odtoková výška [mm].

Je-li $R_1 > H_s$, nevzniká přímý odtok a platí: $H_o = 0$.

CN, číslo odtokové křivky, se stanoví podle hydrologické skupiny půdy, využití půdy, vegetačního pokryvu a předcházející vlhkosti půdy. Metoda CN-křivek byla vypracována Soil Conservation Service v USA a pro naše poměry úspěšně adaptována. (Janeček, 1992).

3. AGNPS

Model AGNPS (Agricultural Non-Point Source Pollution Model (Bingner, Theurer, 2003) byl vyvinut výzkumným týmem v USDA (US Ministerstvo zemědělství). První verze začala vznikat již počátkem 80. let. A od té doby procházel model řadou vylepšení. AGNPS je určitým kompromisem mezi empirickým a fyzikálně založeným přístupem k modelování erozních procesů s cílem minimalizovat množství obtížně měřitelných vstupních dat. Model je určen pro řešení odtoku, eroze a transportu chemických látek (N, P) z nehomogenního, zemědělsky využívaného povodí. Do řešení je možné zahrnout i bodové zdroje znečištění. Povodí je v modelu rozděleno do pravidelné čtvercové sítě. Každý čtverec je uvažován jako samostatná hydrologická jednotka, ve které jsou řešeny erozní, odtokové a transportní procesy. Výsledek pak tvoří vstup do sousedního elementu. To umožňuje získání informací o intenzitě eroze, odtoku, obsahu plavenin i chemických látek v kterémkoliv bodě uvnitř povodí (Bingner a kol., 2003).

AGNPS je vhodným nástrojem pro podporu rozhodování, který umožňuje lokalizaci zdrojových oblastí sedimentu i znečišťujících chemických látek v povodí. Model existuje ve dvou základních verzích s částečně odlišnými metodami výpočtu. Starší verze AGNPS 5.0 je událostně založená a umožňuje simulaci odtoku, erozních procesů, transportu plavenin a chemických látek z povodí pro jednotlivý déšť. Ztráta půdy je vypočtena pomocí USLE, objem

odtoku i kulminační průtok je odvozen metodou CN – křivek. Transportní schopnost odtoku je vyjádřena upravenou Bagnoldovou rovnicí pro 5 zrnitostních kategorií částic. Systém AGNPS kromě hlavního výpočetního modulu tvoří celá řada dalších programů, včetně extenze ArcView pro odvození některých hydrologických charakteristik (rozvodnice, říční síť). V současnosti je model AnnAGNPS dále zdokonalován. Do budoucnosti se plánuje např. rozšíření rozhraní mezi ArcView a AnnAGNPS, které by umožnilo automatickou přípravu většího počtu vstupních datových souborů, možnost vstupu srážkových dat z meteorologického radaru (systém NEXRAD) (Bingner, Theurer, 2001).

Počet buněk (čtverců), na které je povodí rozděleno, je omezen pouze pamětí počítače. Jistou nevýhodou současné verze AnnAgnps je, že některá vstupní data (např. srážky) musejí být vyjádřena jako jednotné hodnoty pro celé povodí, umožněno je pouze rozdělit povodí na několik zón (např. podle nadmořské výšky nebo podle nejbližší měřicí stanice) a klimatické údaje včetně srážek zadat v odlišném vstupním souboru zvlášť pro každou zónu. V budoucím vývoji modelu však je plánováno i odstranění tohoto nedostatku. V současné době probíhá uživatelská verifikace kontinuální verze modelu AGNPS (AGNPS 98), která je plně podporována prostředky GIS (Young a kol., 1989).

Výpočetní model včetně uživatelské a technické dokumentace je volně dostupný na internetových stránkách USDA - AGNPS Web Site.

4. *AnnAGNPS*

Bingner a Theurer (2001) popisují program AnnAGNPS (Annualized Agricultural NonPoint Source pollution model), který lze využít pro dlouhodobé simulace průtoku, transportu sedimentů, dusíku, fosforu a pesticidů. Tento model je založen na homogenních krajinných celcích a byl vytvořen pro analýzu vlivu nebodových zdrojů znečištění na životní prostředí, a to především v zemědělsky využívaných povodích. Model patří mezi kontinuální a umožňuje simulaci jak s denním tak i hodinovým krokem. K modelování průtoku je využita metoda CN křivek a pro modelování odnosu je pro sedimenty zahrnuta revidovaná rovnice ztráty půdy RUSLE. Do modelu je integrována databáze půdního pokryvu území a rozmístění jednotlivých druhů pozemků, včetně jejich management (Bingner a kol., 2003).

5. *LASCAM*

Jedná se o kontinuální koncepční model pro generaci odnosu a transportu

nerozpuštěných látek s denním časovým krokem (Viney, Sivapalan, 1999). Algoritmus je založen na úpravě dříve existujícího modelu LASACAM pro bilanci vody a iontů. Původně byl tento model vyvinut pro předpověď vlivu změn land use a klimatu na průtoky a odnos látek v zalesněných povodích západní Austrálie, a to s měsíčním nebo týdenním časovým krokem. Až později Viney a kol. (2000) upravili tento model pro kratší dobu odpovědi a rozšířili také nabídku modelovaných prvků o nerozpuštěné látky.

6. *SEDD*

SEdiment Delivery Distributed (SEDD) model, který je založen na empirické rovnici USLE byl navržen Ferro a Porto (2000). Pro posouzení úspěšnosti předpovědí byl využit koncept Monte Carlo testu.

7. *ANSWERS*

Model ANSWERS (Areal Nonpoint Source Watershed Response Simulation) zahrnuje koncepční modelování hydrologických procesů a fyzikálně založené modelování erozních procesů (Beasley a kol., 1980). Erozní procesy jsou zde zastoupeny jak těmi způsobenými srážkami, tak i tekoucí povrchovou vodou. Jako transportní médium je zde možná ale jen varianta povrchového odtoku. Pro výpočet transportu nerozpuštěných látek je založen na diferenciálních rovnicích popsanych Foster a Meyer (1972). Park a kol. (1982) zahrnuli do původního konceptu modelu ANSWERS modul pro simulaci jednotlivých srážko-odtokových událostí a také možnost simulace erozních procesů přímo uvnitř koryta vodoteče.

8. *LISEM*

Kvůli prostorové a časové variabilitě odtokových a transportních procesů je pro hydrologické modelování užitečným nástrojem prostředí GIS. Limburg Soil Erosion Model (LISEM) je prvním v řadě modelů založených právě na základě geografických informačních systémů (De Roo a kol., 1996). Přestože se jedná o fyzikálně založený model, pro modelování erozních procesů využívá výhradně empirické rovnice.

9. *CREAMS*

Erozní model Chemicals Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems (CREAMS) vyvinutý Foster a kol. (1981) analyzuje odděleně plošnou a rýhovou erozi na

základě empirické rovnice USLE. Výhodou je dobře definovaná prostorová distribuce jednotlivých transportních procesů v povodí.

10. EUROSEM

EUROpean Soil Erosion Model (EUROSEM) (Morgan a kol., 1998) je vytvořen pro predikci vodní eroze z jednotlivých polí a malých povodí. Model byl vytvořen jako epizodní s předpokladem pouze několika srážko-otokových událostí v roce. Jedná se o dynamický model, který umožňuje přesně popsat jak proces uvolnění částic půdy, jejich transport tak i ukládání ve formě sedimentu.

11. KINEROS

KINEROS (KINematis EROsion Simulation) popsany Smith (1981) a následně Woolhiser a kol. (1990) je model založený na vzájemně propojené síti kanálů, ploch a záchytných nádrží. Modul pro výpočet sedimentů byl vytvořen jako jednodimenzionální rovnice kontinuity a zahrnuje jak povrchový tak soustředěný odtok a následnou sedimentaci nerozpuštěných látek. Celkový odnos nerozpuštěných látek vodní erozí je počítán pomocí empirické rovnice jako deficit aktuální koncentrace proti maximální koncentraci nerozpuštěných látek v povrchovém toku (Smith a kol., 1995).

12. RUNOFF

Část modelu RUNOFF (Borah, 1989) zabývající se transportem nerozpuštěných látek a popisem erozních procesů je založena na dvou odlišných komponentech. První je komponenta průtoku, který je možné kalibrovat na základě měřených dat, a druhou komponentou jsou kapalně srážky, jejichž vliv na výsledný erozní proces je nastaven jako fixní. Přestože tento model poskytuje uspokojivé výsledky v simulaci koncentrací a odnosu nerozpuštěných látek, existují určité nepřesnosti právě kvůli pevně stanoveným částem modelu.

13. WESP

Na základě jednodimenzionální rovnice kontinuity pro transport sedimentů Lopes (1987) a následně Lopes a Lane (1988) vytvořili fyzikálně založený epizodní matematický model pro erozní procesy v malém povodí. Model v sobě zahrnuje všechny části erozního procesu a simuluje odděleně povrchový a soustředěný odtok. Navíc byl Santos a kol. (1998) do

tohoto modelu integrován i dešťový simulátor a Santos a kol. (2000) rozšířili tento model i pro velká povodí.

14. HEC-RAS a HEC-GeoHMS

Hydrologické modely HEC-RAS a HEC-HMS jsou nekomerční, volně dostupné softwary vyvíjené a podporované armádou USA. HEC-RAS je určen především pro modelování vody v korytě i mimo něj, HEC-HMS byl vyvinutý k simulování srážko-odtokového procesu v povodích. Každý z těchto modelů má své specifické funkce, navzájem se však doplňují (Borah, Bera, 2003).

15. WEPP

WEPP-model, vyvinutý americkým ministerstvem zemědělství je distribuovaný model pro předpověď půdní eroze a odnosu nerozpuštěných látek z polí, farem, lesů a urbanizovaných ploch (Nearing a kol., 1989).

Simulační model WEPP (Water Erosion Prediction Project) založený na stochastickém generátoru počasí, infiltrační teorii, hydrologii, půdní fyzice, atd. zahrnuje procesy uvolnění půdních částic deštěm (jako funkce energetických parametrů deště), transport povrchovým odtokem v tenké vrstvě a dále procesy plošné rýžkové eroze a rýhové eroze, která je simulována na základě mechanismu tvorby erozní rýhy (Laflen a kol., 1997).

Při metodě simulačního modelování WEPP se složitý erozní proces rozděluje na základní, snadněji definovatelné procesy, uvolnění půdních částic deštěm, přemístění půdních částic deštěm, uvolnění půdních částic povrchovým odtokem, transport půdních částic povrchovým odtokem. Základními rovnicemi simulačního modelu erozního procesu jsou rovnice kontinuity pohybu vody a rovnice pohybu půdních částic (splavenin) (Uhrová, 2008).

16. CASC2D-SED

Model CASC2D je fyzikálně zaměřený epizodní, ale i kontinuální model. Jeho nadstavba CASC2D-SED umožňuje vedle simulace průtoků také modelování odnosu sedimentů v rámci dvojdimenzionální nadzemní mřížky a jednodimenzionálních koridorů (Johnson a kol., 2000). Nastavení časového kroku tohoto modelu záleží na uživateli a stabilitě celého modelovaného systému. Odtok je pak simulován pomocí výpočtu diferenciálních rovnic a pro výpočet ztrát sedimentů erozí je opět využita rovnice USLE (Ogden, 1998).

17. DWSM

Model DWSM (Dynamic Watershed Simulation Model) simuluje distribuované proudění povrchové a podpovrchové vody při bouřkách, postup povodňových vln, erozní procesy, transport sedimentů a chemických sloučenin spojených se zemědělskou činností, a to v zemědělských povodích v průběhu jediné srážkové epizody. Tento model byl vytvořen na Illinois State Water Survey. Časový krok modelu je možné nastavit podle potřeb uživatele na jakoukoliv délku, ale po nastavení se stává konstantním pro celé období simulace. Výpočet průtokových charakteristik je založen buď na jednodušší variantě CN křivek nebo na základě řešení rovnic popisujících proudění vody. Výpočet odnosu látek probíhá prostřednictvím upravené rovnice kontinuity (Borah a kol., 2002)

18. HSPF

Kontinuální model HSPF (Hydrological Simulation Program – Fortran) je využíván pro simulaci časové řady kvantitativních i kvalitativních vlastností vody v jakémkoliv bodě v rámci povodí a byl následně začleněn jako nonpoint-source modul do modelu BASINS (Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources), který je popsán Lahlou a kol. (1998). Model je možné využít pro simulaci dlouhodobého managementu živin a pesticidů v povodí s konstantním většinou hodinovým časovým krokem. Výpočet transportu látek je založen na empirických rovnicích zahrnujících především rychlost proudění.

19. MIKE SHE - SHESED

Refsgaard a Storm (1995) popisují kombinovaný epizodní i kontinuální model MIKE SHE, který je založený na konceptu SHE – European Hydrologic System (Abbott a kol., 1986a, b) a byl vyvinut ve spolupráci tří organizací, a to U.K. Institute of Hydrology, the French consulting firm SOGREAH a Danish Hydraulic Institute DHI. Pracuje na podkladě dvojdimenzionálního pravoúhlého gridu a jednodimenzionálních drah. SHESED (Wicks, 1988) je modul pro simulace odnosu sedimentů založený na konceptu modelů skupiny SHE. Tento model je založen na základě sčítání jednotlivých komponent, které způsobují vodní erozi (Wicks, Bathurst, 1996).

20. SEM

Distribučný erozní model SEM vytvořený Storm a kol. (1987) byl rovněž zahrnut do existujícího konceptu modelů SHE (Abbott a kol., 1986a, b). SEM simuluje prostorovou a časovou variabilitu eroze půdy v povodí, uvolnění částic a jejich transport povrchovým odtokem. Čistý odnos nerozpuštěných látek je vypočítán jako rozdíl mezi vstupní a výstupní hodnotou koncentrace v každé jednotlivé buňce pravoúhlé čtvercové sítě.

21. PRMS

Modulární distribuovaný fyzikálně založený simulační program PRMS (Precipitation-Runoff Modeling System), který popisuje Leavesley a kol. (1983) byl vyvinut v USGS v Lakewood, Colorado a umožňuje obě časové varianty a to jak epizodní modul, tak modul pro kontinuální simulace. Kontinuální varianta modelu však obsahuje pouze hydrologické charakteristiky, na rozdíl od epizodní verze, kde jsou tyto charakteristiky doplněny o sledování odnosu sedimentů.

22. SWAT

Deterministický model, SWAT (Soil & Water Assessment Tool) je nejnovějším produktem z „rodiny“ modelů vyvinutých Agricultural Research Service of USDA rozšířením modelů CREAMS a ROTO (Routing Outputs to the Outlet). Bezprostředním předchůdcem modelu SWAT je SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) (Janeček, 1992). Hlavním záměrem modelu SWAT je výpočet odtoku a ukládání hlavně z povodí, kde převládá zemědělství, rozšiřuje model SWRRB, protože dovoluje mnohočetná subpovodí – více jak 10 000, i větší prostorové rozlišení dovoluje modelu použití pro větší povodí než v případě modelu SWRRB. Velikost povodí může být až několik tisíc čtverečních mil.

Z hlediska času je to kontinuální model, z hlediska prostorového rozložení číselných jednotek se jedná o semidistribučný model (Arnold, Allen, 1993).

Vylepšením v modelu je začlenění lepšího algoritmu pro směřování kanálu než používá SWRRB, který v důsledku dovoluje přesnější propojení subpovodí. Mezi současné vylepšení patří začlenění několika hydrologických jednotek, zařazení automatické hnojení a automatické zavlažování jako možností managementu, přidání zadržování vody povrchem, přidání složky CO₂ (pro studování klimatických změn), přidání Penman-Monteithova vzorce jako možnosti pro potenciální evaporaci, přepracování bočního toku vody použitím kinetického modelu skladování. Schopnost zahrnutí nepropustných vrstev byla vylepšena přidáním městských

staveb (urban build up/wash off equations). SWAT je kódován ve FORTRANu-90 a je přenesitelný do různých platforem.

- **Zhodnocení používaných modelů**

Výběr nejvhodnějšího modelu pro řešení konkrétního úkolu není snadný a spočívá v zhodnocení základních faktorů (Borah, Bera, 2003). V první řadě je nutno zvážit účel, pro který bude model využit, tzn. stanovení základní problematiky. Druhým nezbytným krokem k správně volbě použitého modelu je zhodnocení velikosti povodí, prostorového a časového rámce požadované simulace (Singh, Prasad, 1982). Třetím a neméně důležitým faktorem je potřeba zohlednit požadované přesnosti modelu, dostupnosti jednotlivých typů modelů, hardwarového vybavení a rovněž zkušeností samotného uživatele (Singh, 1995). Borah a Bera (2003) považují za vhodné zhodnotit také silné a slabé stránky zvoleného modelu a případnou možnost jeho úpravy či vylepšení.

3.3.3. SWAT

Vzhledem k tomu, že pro zpracování této disertační práce byl zvolen model SWAT, bude v této kapitole detailněji popsána jeho funkce a obsah.

SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (nástroj pro ohodnocení půdy a vodních zdrojů) je model primárně vyvinutý k dlouhodobé simulaci a predikci vlivu managementu krajiny na vodu, sedimenty (NL) a zemědělské výnosy v povodích. Lze ho také použít k porovnání s konkrétní odtokovou událostí na vybraném povodí. Svou podstatou spadá model SWAT do kategorie fyzikálních srážko-odtokových modelů. (Srinivasan a kol., 2005). Vyžaduje řadu informací o počasí, resp. Klimatu, půdních poměrech a hospodaření v povodí, s nimiž je pak schopen simulovat procesy pohybu vody, sedimentů, růstu plodin, oběhu látek aj. Model SWAT je primárně modelem kontinuálním, umožňujícím studium v dlouhém časovém horizontu a jeho nasazení pro jednotlivé srážko-odtokové epizody je vzhledem k náročnému preprocessingu (předzpracování) méně frekventované (Neitsch a kol., 2002).

Model SWAT prošel několik stupni vývoje. Každá nová verze měla více funkcí než ta předešlá a u starých funkcí docházelo ke zpřesňování, a k většímu přiblížení se k reálným procesům v terénu (Motl, 2006).

Nejčastěji je model využíván v USA jako nástroj pro implementaci programů TDML (*Total Daily Maximum Load*), které mají za cíl návrh opatření na ochranu povrchových vod před znečištěním z bodových a plošných zdrojů (Jayakrishnan a kol., 2005). V Evropě je model SWAT jedním z doporučených nástrojů pro uplatňování cílů rámcové směrnice vodní politiky EU (Bärlund a kol., 2007). Značně rozšířen je model SWAT i v Indii (Kaur a kol., 2004; Tripathi a kol., 2005).

V České republice byl model SWAT testován v rámci srovnávacího projektu EUROHARP v povodí Želivky (Grizzetti, Bouraoui, 2005).

Jednou z výhod modelu SWAT je možnost tento model dále utvářet a modifikovat (Gassman et al., 2007). Mezi nejvýznamnější modifikace modelu SWAT patří v současné době následující čtyři úpravy:

1. První modifikací modelu SWAT je ESWAT (Extended SWAT), který vyvinuli van Griensven a Bauwens (2003). Vylepšení spočívá především v úpravě časového kroku na méně jak denní. Další vylepšení, jako např. víceprostorové a víceparametrální kalibrační moduly, navržené van Griensven a Bauwens (2005) jsou již zahrnuta do běžně používané verze modelu SWAT.
2. Druhým vylepšením modelu SWAT, který rozšířil možnosti vstupních dat, je SWAT-G (G – Germany). SWAT-G umožňuje navíc zadávat data o průsaku, hydraulické vodivosti a proudění pro přesnější simulaci průtoků. Tento model byl vytvořen pro podmínky nižších horských částí Německa (Lenhart a kol., 2002).
3. Třetí možností vylepšení modelu SWAT je model SWIM, který je určený pro velká povodí o velikosti 100 – 100 000 km². Model SWIM je primárně založený na hydrologické části modelu SWAT a cyklech živin modelu MATSALU. Model byl vytvořen kolektivem vědců Krysanovou a kol. (2005).
4. Jednou z posledních úprav je model SWATMODE. Tento model představuje kombinaci rozhraní SWAT a MODFLOW a je určen primárně pro simulaci proudění podzemní vody (Sophocleus a kol., 1999).

Snaha o odstranění nedostatků v modelovém algoritmu a lepší přizpůsobení místním podmínkám vedla také k vytvoření několika upravených verzí modelu SWAT.

K nejvýznamnějším modifikacím patří SWAT-G (Eckhardt a kol., 2002) a SWIM (Krysanova a kol., 2005).

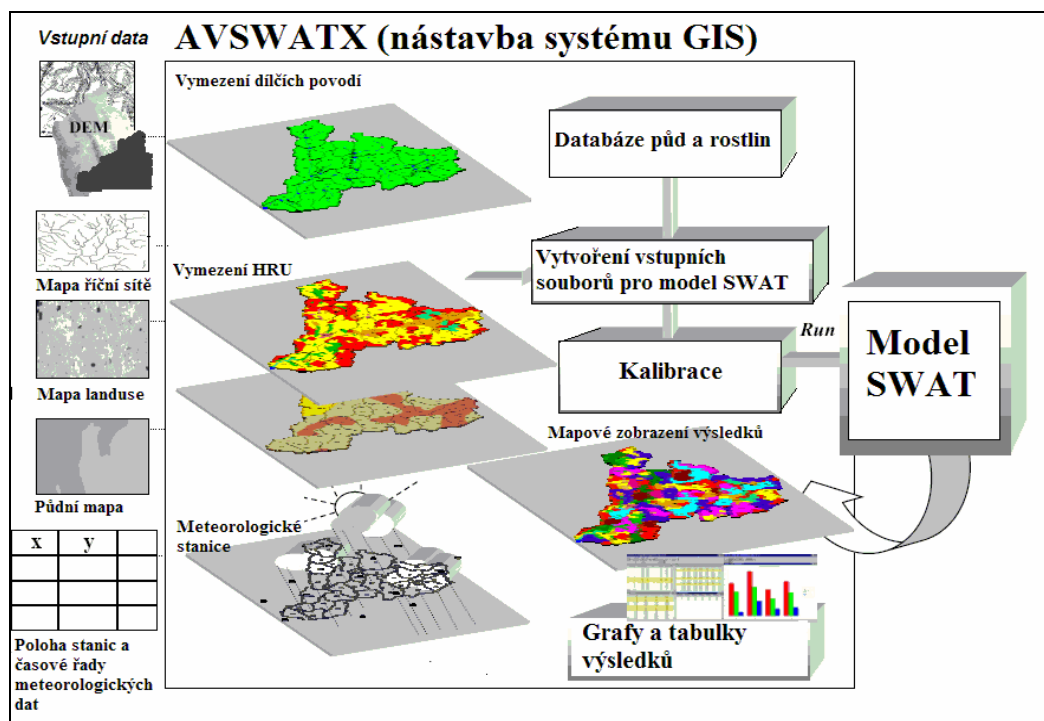
Model SWAT je efektivním nástrojem pro posuzování vydatnosti a jakosti vodních zdrojů a umožňuje řešit problémy s nebodovými zdroji znečištění v povodích a to v přírodních podmínkách celého světa (Arnold a kol., 1998). Přes svou efektivnost prodělal model SWAT řadu významných změn a modifikací, které se odrazily ve verzích modelu SWAT 94.2, 96.2, 98.1, 99.2, 2000 a 2005 popsaných Neitsch a kol. (2005).

- **Parametry modelu**

Skupina vědců z US Department of Agriculture – Agricultural Research Service (USDA-ARS) v čele s Jeffem Arnoldem vytvořila na základě 30ti leté výzkumné činnosti model Soil and Water Assessment Tool (SWAT) (Neitsch a kol., 2009).

Model obsahuje data o počasí, hydrologii, pedologii, růstu rostlin, erozi, nutrientech, pesticidech a krajinném managementu (Gassman a kol., 2007).

Schéma modelu SWAT je zakresleno v obr 2.



Obr. 2. Schéma uspořádání a funkce modelu SWAT

Většina autorů se shoduje, že hlavní výhodou modelu SWAT je snadná dostupnost (model je nekomerční s otevřeným zdrojovým kódem), kvalitní dokumentace, propojení se systémem GIS a velká rychlost výpočtu (DiLuzio a kol., 2002). Naopak za nevýhodu je považován značný počet vstupních parametrů, které vyžadují kalibraci a při chybném zadání mohou vést k nesprávným výsledkům. Určitou nevýhodou může být i použitý přístup k prostorovému členění povodí, který nezohledňuje vliv vzájemné polohy zemědělských pozemků na odtok a erozní procesy (Arnold a kol., 1998).

- **Vstupní data**

Dle předmětu zájmu, příslušnosti k vědní disciplíně či charakteru vstupních dat je možno využití modelu SWAT rozdělit dle následujícího schématu:

- klima,
- hydrologie,
- nutrienty a pesticidy,
- krajinný kryt a plodiny,
- zemědělský management a využití půdy,
- procesy ve vodních tocích,
- procesy v jezerech a nádržích,
- eroze půdy (Neitsch a kol, 2002).

Příprava dat, spuštění modelu SWAT a zobrazení výsledků probíhá v následujících krocích:

1. Vymezení říční sítě a dílčích povodí
2. Vymezení hydrologických jednotek (HRU)
3. Vytvoření databáze půd a zemědělských plodin
4. Definice meteorologických dat (poloha stanic a časové řady)
5. Úprava vstupních souborů s modelovými parametry
6. Volba metod výpočtu

7. Spuštění modelu SWAT
8. Grafické a mapové zobrazení výsledků
9. Citlivostní analýza a kalibrace

Data a formáty potřebná pro práci s modelem jsou uvedena v tabulce číslo 1 (Formát dat pro SWAT.).

Data	Formát
DMT (Digitální model terénu)	grid
Mapa říční sítě	Vektorová mapa (linie)
Půdní mapa	Vektorová mapa nebo grid
Mapa landuse (využití území)	Vektorová mapa nebo grid
Databáze půd	Tabulka (formát *.dbf)
Databáze rostlin	Tabulka (formát *.dbf)
Poloha meteorologických stanic	Tabulka souřadnic (*.dbf)
Denní úhrny srážek	Tabulky denních hodnot za období simulace
Max. a min. denní teploty vzduchu	Tabulky denních hodnot za období simulace
Relativní vlhkost vzduchu	Tabulky denních hodnot za období simulace

Tab. 1. Formát dat použitých jako vstupní data pro model SWAT.

Podle většiny zveřejněných studií je při aplikaci modelu SWAT nezbytným krokem kalibrace. Autoři se shodují, že kalibrace hydrologických parametrů vede ke zvýšené spolehlivosti předpovědí nejen průtoků, ale i obsahu nerozpuštěných látek, dusičnanů a fosforu. Vyskytují se však i případy, kdy se model SWAT pro dané území ukazuje jako nevhodný. Příkladem je testování v severním Švédsku (Beikaris a kol., 2005), kde nejvýznamnější odtokové situace nastávají při jarním tání sněhu. Ani opakované pokusy o kalibraci nevedly k uspokojivým výsledkům (koeficient korelace 0,2). Selhání modelu autoři vysvětlují nevyhovujícím algoritmem pro výpočet tání sněhu při výskytu zmrzlé půdy. Neuspokojivou předpověď plavenin pro zimní situace zmiňuje i Benaman a kol. (2005).

Po provedení kalibrace průtoků je model SWAT použitelný i pro předpověď obsahu

dusíku a fosforu při různých variantách předpokládaného využití zemědělské půdy. Pozornost je také věnována vývoji nástrojů pro citlivostní analýzu (Holvoet a kol, 2005) a automatickou kalibraci modelu (Van Griensven a kol., 2002; Reichert., 2006).

4. Materiál a metody

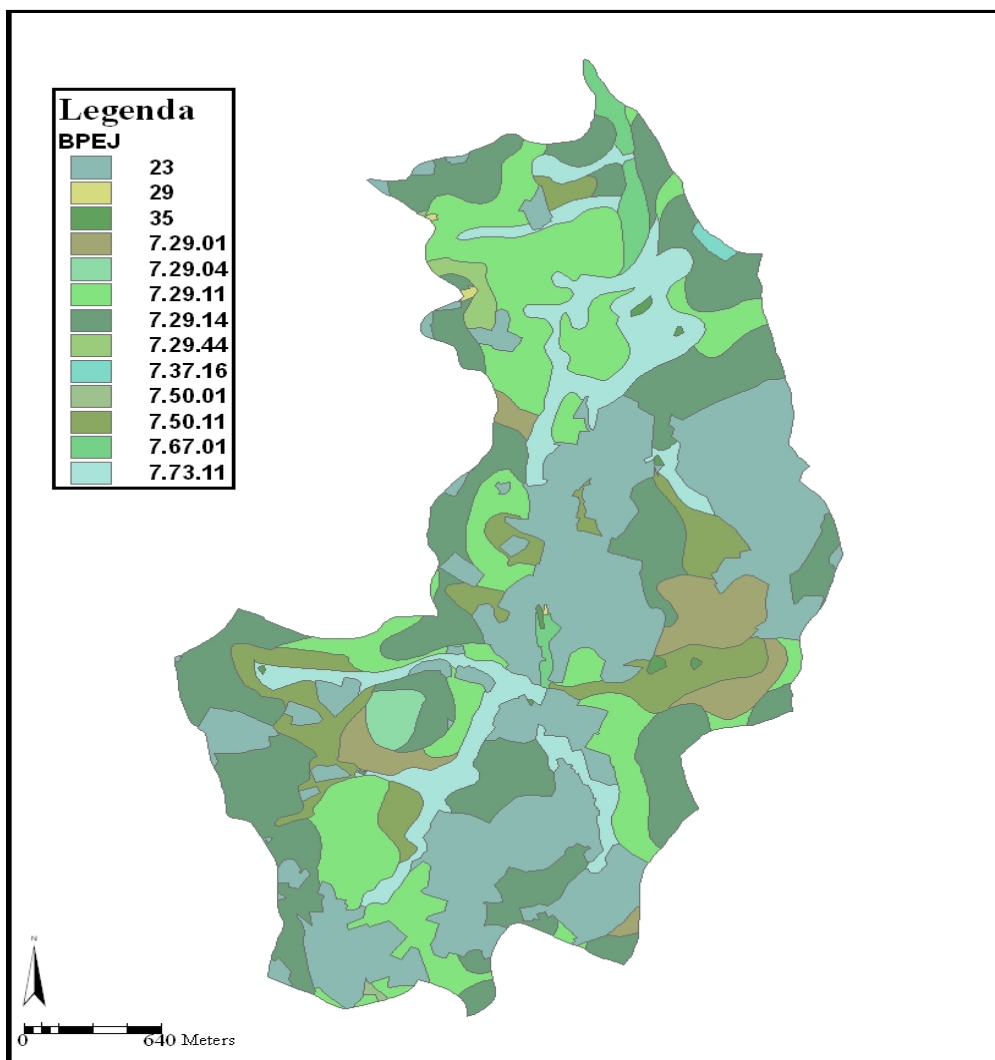
4.1.1. Materiál

Území Kopaninského potoka (č. h. p. 1-09-02-031) leží v kraji Vysočina, okrese Pelhřimov, v katastrálních územích obcí Chvojnov, Kletečná u Humpolce, Onšovice u Dehtářů, Velký Rybník u Humpolce a Žírov a rozkládá se na rozloze 9,178 km². Kopaninský potok je levostranným přítokem Jankovského potoka.

Povodí je monitorováno Výzkumným ústavem meliorací a ochrany půd, v.v.i. od roku 1985.

Povodí leží v nadmořské výšce 467 – 624 m n. m. s nejvyšším vrcholem povodí Pavlíčkův kopec s nadmořskou výškou 624 m n. m.. Dle geomorfologického členění Demek (1965) spadá povodí do provincie Česká Vysočina, subprovincie Česko-moravská soustava, oblasti Českomoravská vrchovina, celku Křemešnická vrchovina, podcelku Želivská pahorkatina, okrsku Hořepnická pahorkatina.

Jako geologický podklad v území převažují biotiticko – muskovitické svorové ruly a svory moldanubika s vložkami kvarcitů a kvarcitických rul. Podklad zbylé části území je tvořen převážně vyvřelinami moldanubického plutonu, především biotitickým granodioritem a křemenným dioritem s občasným výskytem granitu. Menší část území je tvořena horninami pestré série moldanubika zejména pak svorovými rulami, pararulami až migmatity s vložkami vápenců, erlanů, kvarcitů, grafitu a amfibolitu (Svoboda, 1964).



Obr. 3. Zastoupení BPEJ (bonitované půdně ekologické jednotky) na povodí Kopeninského potoka

Dle mapy BPEJ (obr. 3) jsou na povodí nejvíce zastoupeny tyto hlavní půdní jednotky: HPJ 29 (výměra 4,4 km²), HPJ 73 (výměra 0,86 km²), HPJ 50 (výměra 0,64 km²), HPJ 67 (výměra 0,13 km²), HPJ 37 (výměra 0,02 km²).

Řešené území leží podle Quitt (1971) v klimatické oblasti mírně teplé MT 5, kterou charakterizuje normální až krátké léto, mírné až mírně chladné, suché až mírně suché, přechodné období normální až dlouhé, s mírným jarem a podzimem, zima je normálně dlouhá, mírně chladná, suchá až mírně suchá s normální až krátkou sněhovou pokrývkou. Srážkový

úhrn ve vegetačním období se pohybuje od 350 do 450 mm, v zimních měsících od 250 do 300 mm. Počet letních dní je v zájmovém území 30-40, počet dní se sněhovou pokrývkou 60-100.

Na povodí Kopaninského toku je více hospodařících subjektů. Kromě zemědělského družstva zde hospodaří i několik samostatně hospodařících zemědělců. Plocha povodí Kopaninského potoka je zejména využívána jako zemědělská půda (48,8 %) pro tradiční zemědělskou produkci, zaměřenou na rostlinnou výrobu. Nejrozšířenějšími pěstovanými druhy jsou brambory, obiloviny (především pšenice ozimá a jarní ječmen), kukuřice, různé luskoviny, a v poslední době stále hojněji také komerčně velmi žádaná ozimá řepka. Střední část povodí (30,6%) je pokryta rozsáhlým komplexem lesních porostů. Nejčastěji se jedná o smrkové monokulturální lesy, ale v menší míře, a to zejména v menších lesních enklávách, lze nalézt i lesy s přirozenou druhovou skladbou (více listnatých dřevin). Především okolo lesních porostů se na rozhraní lesní a orné půdy nachází trvalé travní porosty, které tvoří 12,8% území. Jedná se převážně o sečené luční porosty, pastviny se na povodí Kopaninského potoka téměř nevyskytují. Zbývající část území tvoří větší počet malých vodních nádrží a dále zastavěná plocha převážně charakteru venkovské zástavby.

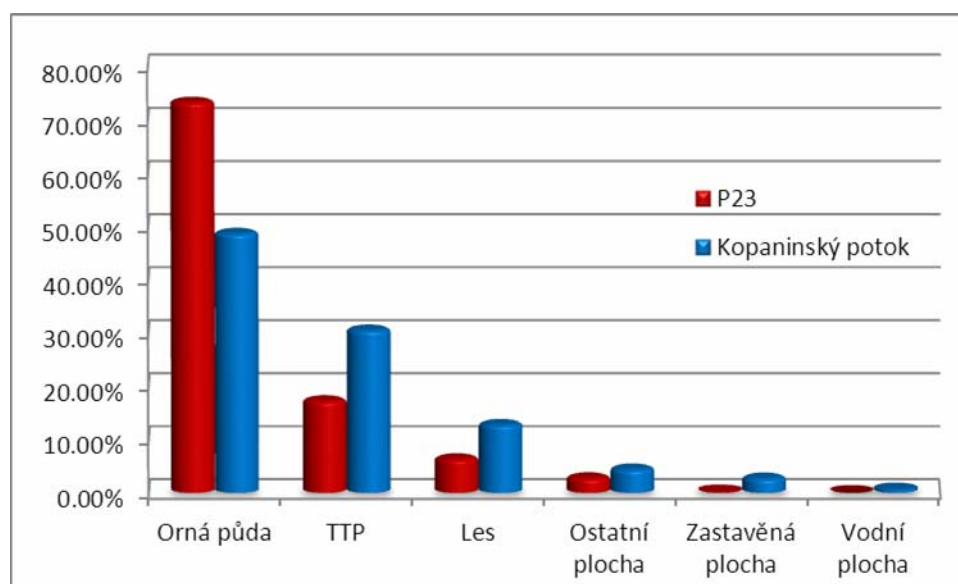
Na povodí Kopaninského potoka byl pro vyhodnocení srážko-odtokových událostí zvolen odběrný profil označený P23. Odběrný profil označený P23 je propustek pod silnicí, do kterého je sveden příkop kolem komunikace a dále pak vody stékající z plochy zemědělské půdy. Odběrný profil je osazen ultrazvukovou sondou pro kontinuální snímání průtoků a výšek hladin a automatickým kontinuálním vzorkovačem ISCO 6712. Rozloha mikropovodí je 46,6 ha.

Na ploše mikropovodí s závěrovým profilem P23 na povodí Kopaninského potoka se nachází převážně (75%) zemědělský půdní fond, který je využíván jako orná půda. Tato plocha slouží především k tradiční rostlinné výrobě, a to k pěstování plodin jako jsou brambory a různé druhy obilovin (pšenice, ječmen a řepka). Značně problematické je umístění těchto pozemků na poměrně velmi sklonitých částech terénu, což velmi často vede ke vzniku vodní eroze. Tento trend je dále podpořen faktem, že některá pole jsou obdělávána v rozporu se zásadami protierozní agrotechniky, a to po spádnici namísto vrstevnicového obdělávání. Nejintenzivněji se tento způsob obdělávání projevuje u pěstování brambor a obecně všech širokořádkových plodin, což vede nejen k znásobení již zmíněné vodní eroze, ale i k hospodářským škodám na

pěstovaných plodinách. Menší část povodí (17,27%) je pokryta trvalými travními porosty. Jedná se zejména o plochy, které jsou sečeny pro pícninařské účely, a o plochy, které mají sníženou hodnotu právě v důsledku vodní eroze.

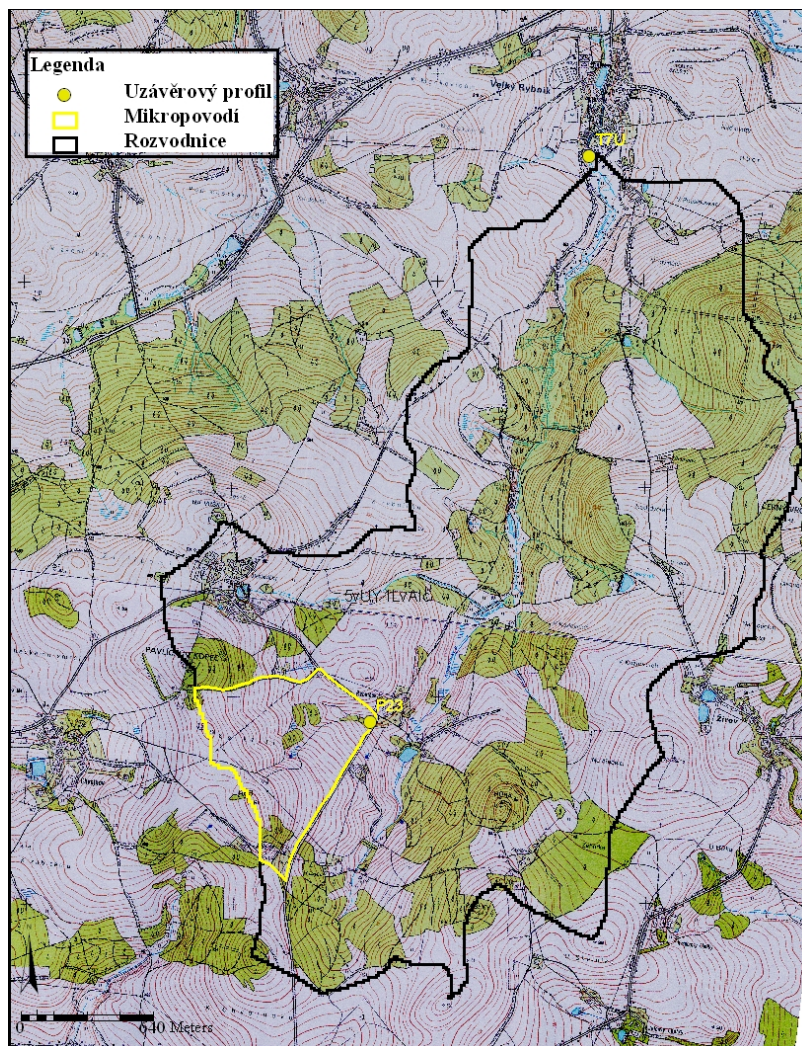
Velmi nízké procento plochy (6,33%) je zastoupeno lesní půdou, které jsou kryty převážně porosty s přirozenou druhovou skladbou. V ploše povodí je zastoupena i zástavba (cca 1%), která však ve srovnání s vlivem zemědělského půdního fondu nemá pro odnos nerozpuštěných látek významný vliv.

Zastoupení jednotlivých kategorií land use na povodí celého Kopaninského potoka a uzávěru mikropovodí P23 je zobrazeno v grafu 1.



Graf 1. Zastoupení jednotlivých kategorií land use [%] na povodí Kopaninského potoka (T7U) a mikropovodí P23

Pro vyhodnocení srážko-odtokových událostí byl zvolen odběrný profil označený P23 a pro výstavbu a následné využití modelu SWAT byl použit uzávěrový profil celého povodí Kopaninského potoka označený T7U (Obr. 4).



Obr. 4. Povodí Kopaninského potoka a poloha mikropovodí P23

4.1.2. Metody

Disertační práce se skládá ze dvou dílčích částí a to z části zaměřené na analýzu dat z průběhu extrémních srážko-odtokových událostí a z části zaměřené na modelování průtoků a koncentrací nerozpuštěných látek.

První část práce byla zaměřena na vyhodnocení datových řad průtoků a koncentrací nerozpuštěných látek v průběhu extrémních srážko-odtokových událostí na povodí Kopaninského potoka, respektive na jeho mikropovodí P23. Takto vyhodnocená data byla následně použita pro analýzu vlivu prostředí na parametry popisující průtok a koncentrace

nerozpuštěných látek při extrémních srážko-odtokových událostech.

Část disertační práce zaměřená na modelování zahrnuje výstavbu, kalibraci a ověření modelu SWAT, který byl zvolen jako nejvhodnější alternativa modelování průtoku a koncentrací nerozpuštěných látek pro povodí Kopaninského toku, pro uzávěrový profil označený T7U. Následně bylo provedeno porovnání ověřeného modelu pro průtoky i koncentrace nerozpuštěných látek v průběhu srážko-odtokových událostí a ověřeno několik alternativních scénářů rozmístění jednotlivých typů land use v rámci povodí a jejich vlivu na odtok vody a koncentraci nerozpuštěných látek na uzávěrovém profilu povodí.

4.1.2.1. Monitoring průtoku a nerozpuštěných látek

Měření průtoků probíhalo na výše zmíněných profilech ultrazvukovými měřiči výšky vodní hladiny (US1200) doplněnými záznamovými jednotkami (M4016) od firmy Fiedler-Magr. Za normálních odtokových podmínek byly hodnoty průtoků a výšek hladin zaznamenány pomocí dataloggerů v desetiminutovém intervalu. V průběhu extrémních srážko-odtokových událostí se tento interval zkrátit na minutový.

Data byla vyhodnocena pomocí softwarového programu MOST, který je vytvořen firmou Fiedler-Magr. Tento program umožňuje očistit data od chyb způsobených různými nečistotami v profilu, výpadky napájení čidel nebo záznamové jednotky, nepříznivými klimatickými podmínkami atd.

Kromě diskrétního monitoringu jakosti vody, který byl prováděn během roku v čtrnáctidenních intervalech, byl na uzávěru P23 prováděn kontinuální monitoring jakosti vody v průběhu extrémních srážko-odtokových událostí pomocí kontinuálního automatického vzorkovače ISCO 6712. Při srážko-odtokových událostech se časový krok odběru pohybuje v závislosti na době trvání události v řádu hodin. Automatický vzorkovač ISCO 6712 umožňuje oděr až 24 vzorků vody v jednom cyklu programu a díky proměnnému nastavení může flexibilně reagovat na začátek srážko-odtokové události. Díky tomu je zajištěno rovnoměrné rozložení jednotlivých vzorků jak na vzestupné tak na sestupné větvi hydrografu popisujícího srážko-odtokovou událost. Celkem bylo zařazeno do disertační práce 7 srážko-odtokových epizod z povodí Kopaninského potoka (profil P23).

Odebrané vzorky vody jsou rozborovány akreditovanou laboratoří. Pro tuto disertační práci byly z rozborů jakosti vody využity výsledky monitoringu nerozpuštěných látek.

4.1.2.2. Analýza dat

Data o průtocích a nerozpuštěných látkách při srážko-odtokových událostech byla zpracována pomocí metody hysteresečních smyček. Zpracované hystereseční smyčky byly dále analyzovány prostřednictvím řady parametrů, které lze rozdělit na biogeochemické parametry a hydrologické parametry jak popisuje Butturini a kol. (2006).

Biogeochemické parametry vyjadřují vývoj koncentrací prvků ve vodě v průběhu sledované události. Z biogeochemických parametrů byly pro každý sledovaný prvek vybrány dvě charakteristické hodnoty popisující vývoj jeho koncentrace v průběhu srážko-odtokové události. Parametr dC [%], který popisuje relativní změny v koncentracích v průběhu srážko-odtokové události. Tento parametr nabývá hodnot v rozmezí -100 až +100, kde záporné hodnoty indikují proces ředění a naopak kladné hodnoty popisují zvýšení vyplavování dané látky. A parametr dR [%], který udává informace popisující plochu a směr hystereseční smyčky.

- Parametr dC [%], který popisuje změny koncentrace nerozpuštěných látek v průběhu srážko-odtokových událostí byl vypočítán podle následujícího vzorce:

$$dC = \frac{(C_s - C_b)}{C_{\max}} \times 100,$$

kde C_b je koncentrace látky [mg/l] zaznamenaná v období základního odtoku, C_s je koncentrace látky [mg.l⁻¹] dosažená v momentě kulminačního průtoku a C_{\max} je maximální zaznamenaná koncentrace látky [mg/l].

- Parametr dR [%], který popisuje souhrnně velikost a směr hysteresečních smyček byl vypočítán na základě následujícího vztahu:

$$dR = R \times Ah \times 100,$$

kde Ah je plocha hystereseční smyčky odpovídající dané události, R je parametr popisující směr průběhu hystereseční smyčky (nabývá hodnoty +1, který popisuje orientaci po směru hodin, -1, který popisuje orientaci proti směru hodin a 0, který popisuje nejasnou orientaci hystereseční smyčky).

Hydrologické parametry zaznamenávají místní podmínky prostředí: využití lokality, vlhkostní podmínky a jednotlivé fáze hydrografu srážko-odtokové události atd. Do této skupiny byly zařazeny následující parametry:

- Stabil – zastoupení stabilních částí krajiny (les, trvalé travní porosty, vodní plochy a mokřady) v povodí [%]
- Sklon – průměrná hodnota sklonu povodí [%]
- Sklon SV – sklon sestupné větve hydrografu, logaritmicky transformovaný
- VV:SV – poměr délky vzestupné a sestupné větve hydrografu
- T – doba, která uplynula od předcházející srážko-odtokové události [dny]
- dQ – změna průtoku v průběhu popisované srážko-odtokové události [l/s]
- dQ₋₁ – změna průtoku v průběhu předcházející srážko-odtokové události [l/s]
- Srážky₋₁ – celkový úhrn srážek, které vyvolaly předcházející srážko-odtokovou událost [mm]
- Srážky – celkový úhrn srážek, které vyvolaly sledovanou srážko-odtokovou událost [mm]

4.1.2.3. Statistické vyhodnocení

Data o extrémních srážko-odtokových událostech byla statisticky vyhodnocena pomocí software CANOCO 4 (Ter Braak, Šmilauer, 2002) s moduly WCanolmp pro import dat, Canoco for Windows 4.5 pro analýzu datových souborů a CanoDraw for Windows 4.1 pro tvorbu grafických výstupů.

Rozdělení použitých datových vstupů pro zvolenou vícerozměrnou statistickou analýzu vyplývá z terminologie použitého softwaru. Data jsou tedy rozdělena na druhová data, charakteristiky prostředí a kovariáty. Druhová data jsou data primární charakterizující utváření vazby mezi průtoky a koncentracemi v průběhu srážko-odtokových událostí. Tato data vstupují do analýzy jako proměnné vysvětlované. Charakteristiky prostředí zahrnují jednotlivé parametry příslušných povodí, jejich utváření a vlastností.

Pro účely této práce byly vybírány statisticky významné parametry prostředí ($p < 0,05$) podle Monte Carlo permutačního testu.

Podle Lepše (2000) je výsledkem analýzy ordinační diagram, kde jsou druhová data znázorněna jako šipky ve směru abundance druhu a charakteristiky prostředí jsou zakresleny

jako šipky ve směru, ve kterém roste jejich hodnota.

Jako druhová data byly zvoleny pro analýzu všechny výše popsané biogeochemické parametry srážko-odtokových událostí a jako charakteristiky prostředí byly zvoleny všechny popsané hydrologické parametry srážko-odtokových událostí.

4.1.2.4. Model SWAT

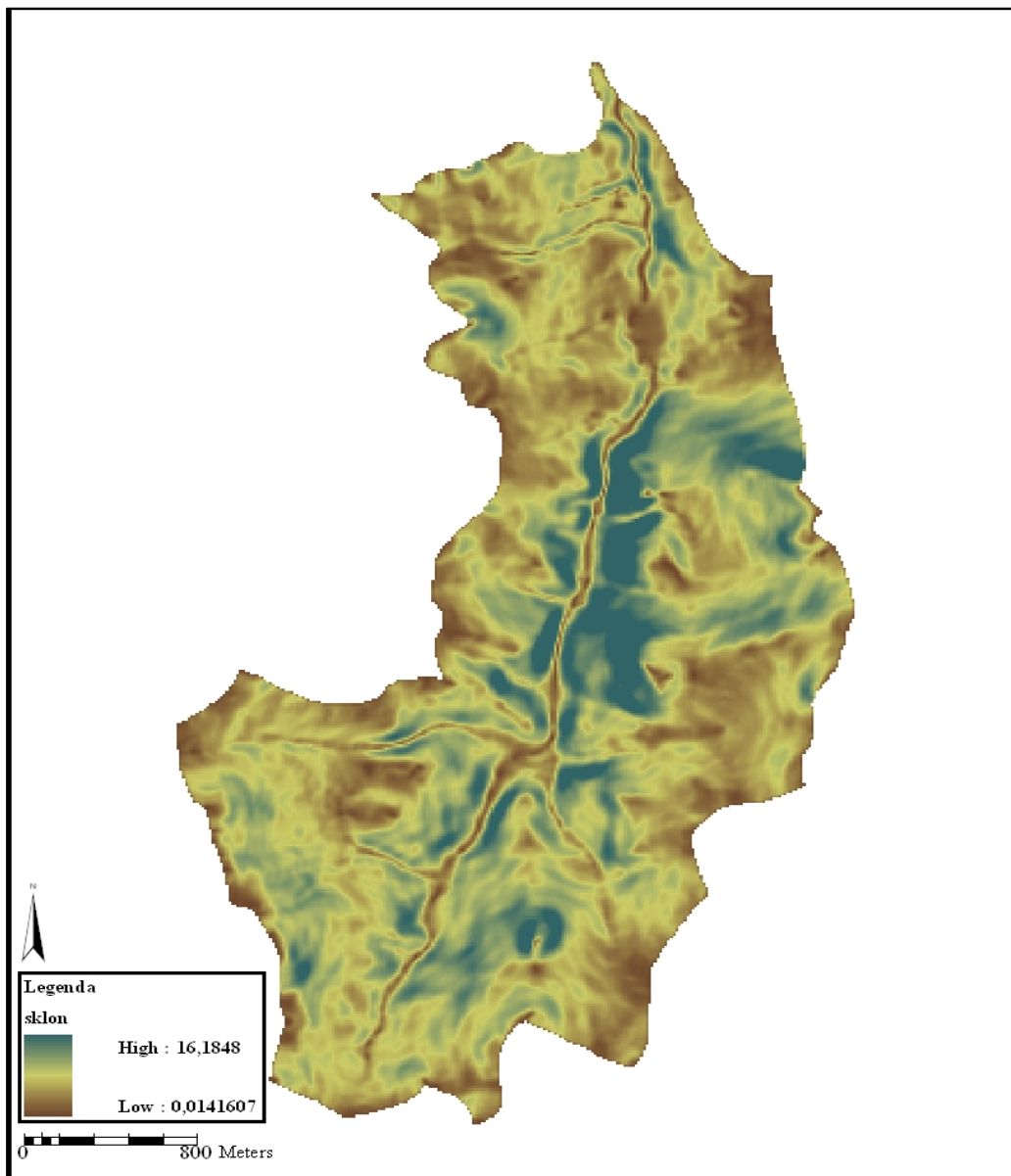
Bez ohledu na charakter řešeného území je pro výsledek modelování vždy určující bilance vody v povodí. Jde o určení množství vody, sedimentů a látek vstupujících do toku subpovodí. V rámci vodních toků a vod stojatých se nabízí možnost využití modelu k simulaci pohybu nerozpuštěných látek, jejich usazování a dále pak vodní bilance povrchových zdrží vody (Neitsch a kol., 2002).

Erozní model SWAT řeší modelaci v rámci hydrologicky relevantních odtokových jednotek na ploše celého studovaného území, subpovodí, v nichž je schopen simulovat pohyb vody, nerozpuštěných látek a celou řadu dalších procesů, jak v prostoru, tak i čase. Jde tedy o model dynamický. SWAT můžeme zařadit mezi semidistribuované modely se dvěma základními úrovněmi prostorového členění. Území je rozděleno na dílčí povodí, která jsou dále členěna na hydrologické jednotky (*HRU*) s homogenními půdními a vegetačními charakteristikami. Doporučovaný časový krok výpočtu je 1 den (u nové verze 1 hodina). (Neitsch a kol., 2005). Výpočetní postupy můžeme rozdělit na hydrologický, vegetační, erozní a transportní submodel.

- **Komponenty modelu**

- Topografie

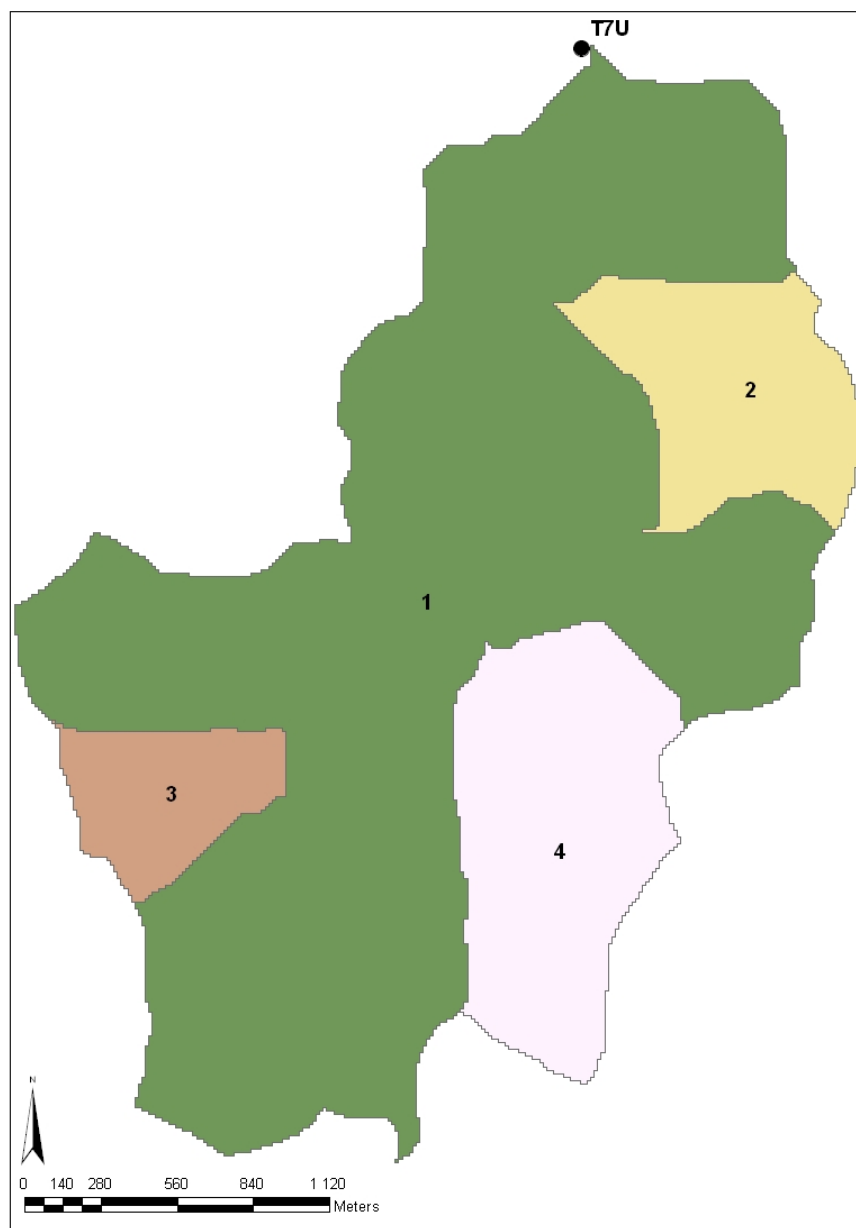
Plocha povodí je rozdělena do dílčích mikropovodí a dále do jednotek tzv. *HRU* (hydrologic response unit). Toto rozdělení je lepší pro zvýšení přesnosti modelu a popis vodní bilance a následně odnosů jednotlivých látek které zachycují především rozdíly v hodnotách evapotranspirace, stejně jako v hodnotách odtoku pro jednotlivé půdní jednotky a rovněž pro jednotlivé plodiny. SWAT sice pracuje jako kontinuální model pro plochu celého povodí, ale odtok a koncentrace látek je pro zvýšení přesnosti modelován odděleně pro každou *HRU* zvlášť a až následně sloučen do celkové hodnoty odtoku a koncentrace v uzávěrovém profilu.



Obr. 5. Vyhodnocení sklonitostních poměrů v povodí Kopaninského potoka

Základním podkladem pro operace modelu SWAT je digitální model terénu (DMT), vytvořen podle výškopisu poskytnutého Českým úřadem zeměměřičským a katastrálním. DMT znázorněn na obr 5. Na přesnosti DMT závisí výsledná míra shody simulovaných veličin s reálnými měřenými hodnotami, jak popisuje Srinivasan a kol. (2005). Díky DMT byla v prostředí SWAT automaticky vytvořena vrstva subpovodí pro Kopaninský tok a to včetně výpočtu základních parametrů subpovodí a jim odpovídající hydrologické sítě. Počet a plocha jednotlivých subpovodí je ovlivněna přesností vstupního DMT, ale také přáním uživatele, a to

pomocí parametru „treshold area“. Podle Arnold a Fohrer (2005) je doporučená minimální rozloha subpovodí 5% z celkové plochy řešené jednotky. V případě Kopaninského potoka bylo povodí o celkové výměře 6,9km² rozděleno na 4 subpovodí s průměrnou výměrou 1,69 km², jejichž prostorové uspořádání je znázorněno na obr. 6.



Obr. 6. Lokalizace subpovodí na povodí Kopaninského potoka

Na základě hodnot zjištěných z DMT umožňuje Model SWAT automaticky zakreslit síť vodních toků. Další možností je zahrnout reálný obraz říční sítě. V případě této práce byla

využita možnost automatického zákresu.

Další prostorovou úrovní jsou jednotky HRU, které jsou výslednou kombinací jednotlivých typů půdního pokryvu, land use a sklonu. V souboru takto vymezených jednotek je následně provedena generalizace a ze souboru HRU jsou vyřazeny kombinace vyskytující se jen na velmi malých plochách území (Neitsch a kol., 2005). Tyto jednotky jsou vyloučeny na základě rozhodnutí uživatele o nejmenším procentickém nebo plošném zastoupení land use, půdy a sklonitosti. Pro povodí Kopaninského toku byl parametr nejmenšího zastoupení jednotlivých kategorií stanoven na 5% plochy mikropovodí, což zaručilo zastoupení všech důležitých kombinací land use a půdních typů ve všech sklonitostních kategoriích. Celkem bylo na povodí Kopaninského potoka vymezeno 87 HRU s průměrnou plochou 0,049 km².

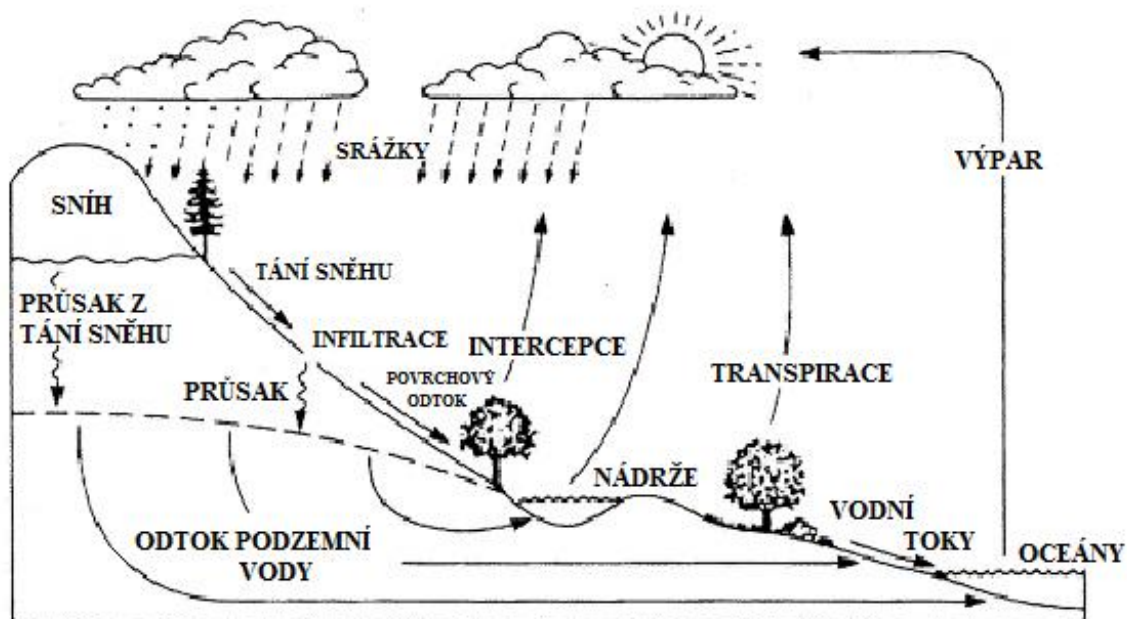
- Hydrologie

Hydrologický cyklus je pro potřeby modelu SWAT založen na obecné rovnici vodní bilance (Arnold a kol., 1995):

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_i + Q_i + ET_i + P_i + Q_{gw}) \quad [\text{mm H}_2\text{O}],$$

kde SW_t je výsledný obsah vody v půdě, SW_0 je původní obsah vody v půdě, R_i je denní úhrn srážek v průběhu i -tého dne, Q_i je povrchový denní odtok v průběhu i -tého dne, ET_i je denní míra evapotranspirace v průběhu i -tého dne, P_i je množství vody prosakující do nenasycené zóny, Q_{gw} je objem dotace recipientů z hypodermického odtoku nebo mělkého kolektoru.

Nejdůležitějšími komponentami hydrologického modulu modelu SWAT je hodnota povrchového odtoku (Arnold a kol., 1995) a evapotranspirace. Pro výpočet hodnot povrchového odtoku je možné využít modifikovanou metodu SCS a metodu CN křivek. Pro výpočet evapotranspirace lze využít metodu výpočtu potenciální evapotranspirace, a to dle Hargreavse (Hargreaves a kol., 1985), dle Priestley-Taylor (Priestley, Taylor, 1972) nebo dle Penman-Monteith (Monteith, 1965). Nebo je možné využít hodnotu aktuální evapotranspirace. Pro povodí Kopaninského toku byla využita metoda dle Penman-Monteith.



Obr. 7. Části hydrologické bilance simulované v jednotlivých HRU modelem SWAT

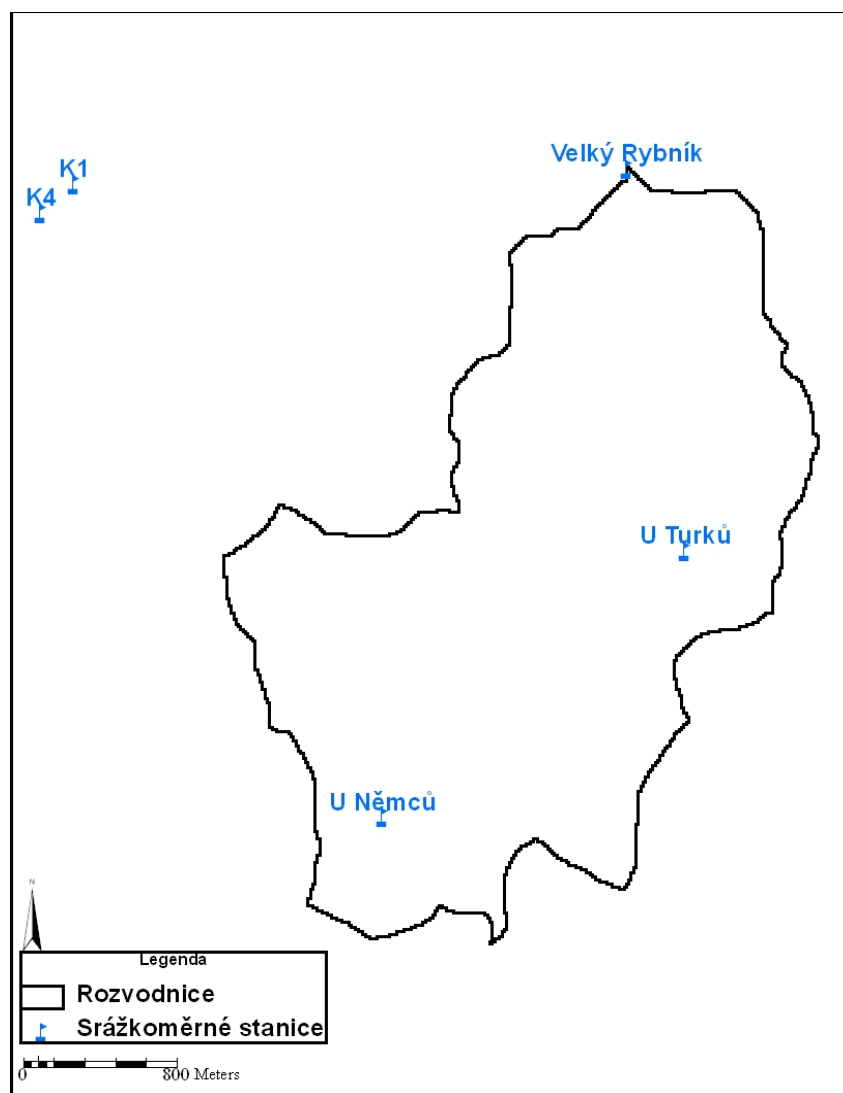
V obr. 7 jsou znázorněny jednotlivé možnosti pohybu vody v povodí tak, jak je zachycuje hydrologický modul modelu SWAT.

- Meteorologie

Mezi meteorologické charakteristiky povodí náleží vlhkostní a energetické vstupy, které jsou důležitou součástí hydrologického cyklu. Počasí v modelovém území je zachyceno pomocí údajů o denním úhrnu srážek, maximální a minimální teplotě vzduchu, globální radiaci, rychlosti větru a relativní vlhkosti. Tyto hodnoty mohou být buď přímo měřeny v terénu, nebo určeny na základě integrovaného generátoru počasí přímo v průběhu simulace.

Údaje o denním úhrnu srážek byly získány ze 3 srážkoměrných stanic lokalizovaných na povodí Kopaninského toku, a to ze stanic Velký Rybník, U Turků a U Němců, a dále z nedaleké srážkoměrné stanice K4 lokalizované na povodí Dehtáře. Údaje o teplotě vzduchu byly měřeny na meteorologické stanici Velký Rybník, a to ve výšce 2 m nad povrchem. Tato měření byla doplněna o další časové řady teplot vzduchu, radiace a rychlosti větru z meteorologických stanic K1 a K4, lokalizovaných rovněž na nedalekém povodí Dehtáře. Datové řady jednotlivých měření lze v případě potřeby doplnit pomocí generátoru počasí integrovaného v modelu SWAT.

Lokalizace jednotlivých meteorologických a srážkoměrných stanice je znázorněna na obr. 8.



Obr. 8. Umístění jednotlivých meteorologických a srážkoměrných stanic na povodí Kopaninského potoka, tak jak byly zahrnuty do modelu SWAT

- Pedologie

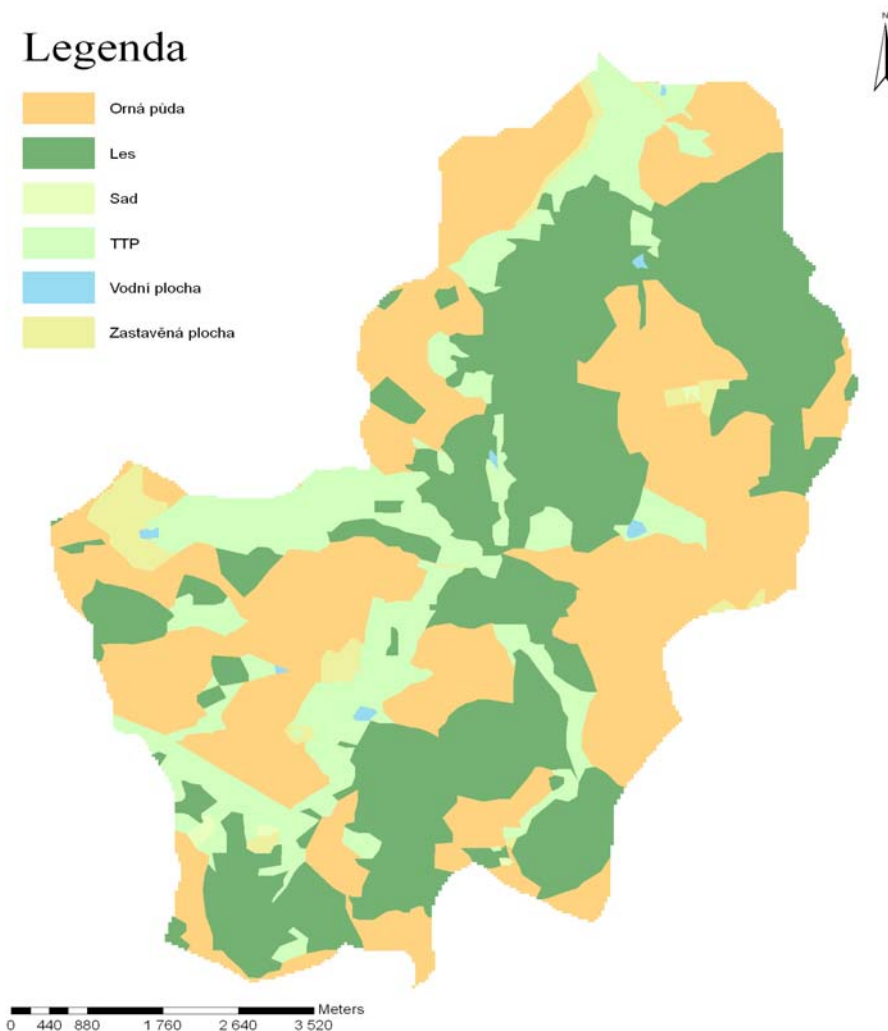
Pro vymezení hydrologických jednotek HRU byly využity údaje o rozmístění jednotlivých půdních jednotek, společně s údaji o sklonitostí a land use. Hlavní půdní jednotky byly identifikovány pomocí bonitovaných půdně ekologických jednotek. Vlastnosti takto vymezených jednotek byly doplněny z terénních měření přímo na povodí Kopaninského potoka. Jednotlivým půdním profilům byly přiřazeny vlastnosti podle výsledků zjištěných z fyzikálních a chemických rozborů půdních vzorků, především o údaje týkající se vlhkosti půdy a také

proudění vody půdním profilem.

Zjištěné fyzikální vlastnosti půd byly ověřeny pomocí volně dostupného softwaru „Soil water characteristics“ (Saxton, Rawls, 2006). Software na základě vstupních informací o procentickém zastoupení jílu (do 0,002 mm) a písku (0,05 – 2 mm) stanovuje, prostřednictvím regresní rovnice odvozené z měření fyzikálních vlastností světových půd, hodnoty objemové hmotnosti a pórovitosti, polní vodní kapacity, bodu vadnutí, nasycené hydraulické vodivosti a využitelné vodní kapacity.

- Land use

Součástí programu SWAT jsou databáze s popisnými charakteristikami jednotlivých typů land use (Obr. 9).



Obr. 9. Zastoupení jednotlivých kategorií land use na povodí Kopaninského potoka

Kategorie land use na povodí Kopaninského potoka byly pro účely modelování rozděleny do následujících pěti kategorií: orná půda, trvalý travní porost, les, zastavěná plocha a vodní plocha.

Kategorie orná půda byla dále na základě terénního průzkumu rozdělena podle skupin pěstovaných zemědělských plodin.

Pro jednotlivé plodiny, ale i pro travní porosty a les byly potřebné parametry z oblasti fyziologie rostlin převzaty přímo z databáze modelu SWAT. V této databázi jsou popsány veškeré běžně pěstované druhy kulturních rostlin. Jednotlivé parametry byly určeny na základě měření prováděných v Severní Americe. Z tohoto důvodu byly pro povodí Kopaninského toku jednotlivé charakteristiky upraveny na základě dříve prováděných terénních měření přímo na povodí (LAI – leaf area index), a také podle Evropské databáze, která byla sestavena na univerzitě v Giessen pro typické středoevropské a západoevropské plodiny (Breuer, Frede, 2003). Pro jednotlivé plodiny byly na základě terénního šetření a literárních pramenů stanoveny termíny jednotlivých agrotechnických operací

- Výpočet eroze

Eroze půdy jako důsledek dešťových srážek a povrchového odtoku je modelem počítána pomocí rovnice MUSLE (the Modified Universal Soil Loss Equation) (Williams, 1975), neboli modifikované rovnice USLE (Wischmeier, Smith, 1965). Na nedostatky rovnice MUSLE, použité v modelu SWAT pro výpočet eroze a depozice v dílčích povodích, upozorňuje Lenhart a kol. (2005).

Co se týče krajinného krytu je model na základě vložených dat schopen simulovat potenciální růst rostlin, potenciální a aktuální transpiraci, příjem živin z půdy pro rostliny a dokonce odhaluje stresové faktory pro růst rostlin z oblasti vody, živin a teploty (Motl, 2006).

Základem erozního submodelu je empirická rovnice modifikovaná univerzální rovnice ztráty půdy (MUSLE). Tato rovnice vznikla úpravou původní univerzální rovnice ztráty půdy (USLE), ve které byl faktor erozní účinnosti deště R nahrazen faktorem povrchového odtoku. Na rozdíl od rovnice USLE zahrnuje MUSLE i sedimentaci v úpatí svahu. Transportní

submodel umožňuje výpočet transformace průtokové vlny v říční síti (metoda Muskingum-Cunge) a transportu nerozpuštěných látek vodními toky. Model vychází z předpokladu, že maximální možná koncentrace nerozpuštěných látek (transportní kapacita) v říčním úseku je exponenciální funkcí střední průtokové rychlosti. Tento algoritmus je dále podrobně popsán v dokumentaci Neitsch a kol. (2005).

Rovnice MUSLE tak jak je definována modelu SWAT, má tuto podobu:

$$SED = 11,8 \cdot (Q_{SURF} \cdot Q_{PEAK} \cdot AREA_{HRU})^2 \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG,$$

kde SED je množství odneseného sedimentu za jednotku času a jednotku plochy [t/ha/rok], Q_{surf} je výška povrchového odtoku [mm/ha], Q_{peak} je nejvyšší objem odtoku [m^3/s], $AREA_{HRU}$ je plocha jednotlivého povodí [ha], K_{USLE} je faktor erodibility půdy, C_{USLE} je faktor půdního krytu, P_{USLE} je faktor protierozního opatření, LS_{USLE} je faktor tvaru terénu (sklon a délka svahu), CFRG je faktor hrubosti půdních částic.

- **Kalibrace a validace modelu**

Model SWAT pro povodí Kopaninského toku byl kalibrován pomocí datových řad průtoků a koncentrací nerozpuštěných látek. Pro kalibraci průtoků byla použita řada denních hodnot průtoků z roku 2008 a pro kalibraci koncentrací nerozpuštěných látek řada čtrnáctidenních hodnot koncentrací z první poloviny roku 2009. Pro následnou validaci byla využita denní průměrná data z roku 2009 pro hodnoty průtoků a data z druhé poloviny roku 2009 pro ověření koncentrací nerozpuštěných látek. Půlroční časová řada měřených hodnot koncentrací nerozpuštěných látek pro kalibraci i ověření modelu SWAT byla zvolena kvůli absenci delší časové řady měřených hodnot těchto koncentrací alespoň se čtrnáctidenní periodou. Všechna měřená data byla zaznamenána na uzávěrovém profilu Kopaninského potoka označeném T7U.

Kalibrace i validace spočívá v porovnání skutečně naměřených datových řad s výstupem modelu. Kalibrace byla prováděna automaticky kalibračním modulem PARASOL (Parameter Solution Method), který je rovněž zahrnut v modulu AvSWATX. Na základě citlivostní analýzy LH-OAT (Latin Hypercube Sampling – One at A Time), která je nedílnou součástí modelu SWAT byly vybrány nejdůležitější kalibrační parametry (tab. 2 parametry kalibrace). Pro

kalibraci modelu byl použit následující výčet parametrů, tak jak je popisuje i Van Griensven a kol. (2002):

GWQMIN – výška hladiny mělké podzemní vody [mm]

ALPHA_BF – parametr základního odtoku [dny]

ESCO – kompenzační faktor evaporace

SOL_K – nasycená hydraulická vodivost [mm/hod]

CN2 – číslo odtokové křivky

CH_EROD – erodibilita uvnitř koryta vodoteče

USLE_C – minimální hodnota parametru C, tak jak je definován v rovnici USLE pro jednotlivé druhy rostlin

Pro spuštění autokalibraci je potřeba nastavit u každého parametru spodní a horní hranici změny parametru, která vychází vždy z reálných hodnot měřených přímo na modelovaném povodí, a dále je nutné zvolit pro každý parametr nejvhodnější způsob změny hodnot v průběhu kalibrace. Obecně jsou možné tři základní typy změn parametrů, a to změna a nahrazením původní hodnoty parametru hodnotou novou (A), postupné přičítání konstantní hodnoty korekčního faktoru k původní hodnotě parametru (B), nebo násobením původní hodnoty parametru konstantním korekčním faktorem, který tvoří uživatelsky zvolenou procentickou část původní hodnoty faktoru (C).

Nastavení minimálních a maximálních hodnot jednotlivých kalibračních parametrů pro průtoky včetně použité metody změny hodnoty parametru v procesu kalibrace jsou naznačeny v tabulce 2.

Parametr	Minimální hodnota	Maximální hodnota	Použitá metoda ⁶
GWQMIN ¹	-1000	1000	B
ALPHA BF ²	0	1	A
ESCO ³	0	1	A
SOL K ⁴	-100 %	100 %	C
CN2 ⁵	-100 %	100 %	C

Tab. 2. Nastavení počátečních hodnot parametrů pro kalibraci průtoků na povodí Kopaninského

potoka (T7U)

¹ *GWQMIN* – výška hladiny mělké podzemní vody [mm]

² *ALPHA_BF* – parametr základního odtoku [dny]

³ *ESCO* – kompenzační faktor evaporace

⁴ *SOL_K* – nasycená hydraulická vodivost [mm/hod]

⁵ *CN2* – číslo odtokové křivky

⁶ *použitá metoda*: A – změna a nahrazením původní hodnoty parametru hodnotou novou; B – postupné přičítání konstantní hodnoty korekčního faktoru k původní hodnotě parametru; C – násobení původní hodnoty parametru konstantním korekčním faktorem, který tvoří uživatelsky zvolenou procentickou část původní hodnoty faktoru

Nastavení minimálních a maximálních hodnot jednotlivých kalibračních parametrů pro koncentraci nerozpuštěných látek včetně použité metody změny hodnoty parametru v procesu kalibrace jsou naznačeny v tabulce 3.

Parametr	Minimální hodnota	Maximální hodnota	Použitá metoda ³
CH_EROD ¹	- 1	1	B
USLE_C ²	-25%	25%	C

Tab. 3. Nastavení počátečních hodnot parametrů pro kalibraci nerozpuštěných látek na povodí Kopaninského potoka (T7U)

¹ *CH_EROD* – erodibilita uvnitř korytavodoteče

² *USLE_C* – minimální hodnota parametru C, tak jak je definován v rovnici USLE pro jednotlivé druhy rostlin

³ *použitá metoda*: B – postupné přičítání konstantní hodnoty korekčního faktoru k původní hodnotě parametru; C – násobení původní hodnoty parametru konstantním korekčním faktorem, který tvoří uživatelsky zvolenou procentickou část původní hodnoty faktoru

Autokalibrační modul následně spouští model SWAT s pozměněnými kombinacemi parametrů, a to do té doby než simulované a měřené hodnoty dosáhnou požadované shody nebo do doby, kdy dojde k překročení definovaného maximálního počtu opakování.

Pro porovnání shody modelu s reálně měřenými daty byly využity tři koeficienty obecně doporučované pro hodnocení modelů v odborné literatuře např. van Griensven (2003). Jedná se

o koeficient determinace, Nash-Sutcliffův koeficient účinnosti předpovědi a parametr průměrné chyby.

Koeficient determinace (R^2) udává procento, jakým je rozptyl hodnot závisle proměnné veličiny Y vysvětlen změnami hodnot nezávisle proměnné veličiny X. Koeficient nabývá hodnot od 0 do 1. Čím je vyšší, tím je výsledný model kvalitnější (Hendl, 2004).

Nash-Sutcliffův koeficient účinnosti předpovědi (Nash, Sutcliffe, 1970) vyjadřuje sílu předpovědi modelu. Jedná se o nejvíce aplikovaný bezrozměrný ukazatel hodnocení účinnosti hydrologických modelů.

$$E = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Q_0^t - Q_m^t)^2}{\sum_{t=1}^T (Q_0^t - \overline{Q_0})^2}$$

kde Q_0^t je hodnota pozorovaná v čase t, Q_0 je měřená hodnota a Q_m je hodnota simulovaná. Koeficient může nabývat hodnot od $-\infty$ do 1. Hodnota 1 indikuje naprostou shodu mezi měřeními a modelovanými hodnotami. Hodnota koeficientu 0 znamená přesnost predikce na úrovni pozorovaných hodnot. Hodnoty účinnosti nižší než 0 označují případy kdy průměrná hodnota měřených dat je lepším výsledkem než simulace modelu. Čím blíže je hodnota výsledného koeficientu účinnosti předpovědi k 1, tím přesnější simulace je.

Parametr průměrné chyby je koeficient určující zda model ve srovnání s měřeními daty jejich hodnotu podhodnocuje (hodnota nižší než 0), nebo naopak nadhodnocuje (hodnota větší než 0).

$$ME = \frac{\sum_{i=1}^N (Q_{o_i} - Q_{m_i})}{N},$$

kde Q_{o_i} je měřená hodnota, Q_{m_i} je simulovaná hodnota

- **Porovnání modelovaných datových řad s krátkodobým odnosem nerozpuštěných látek**

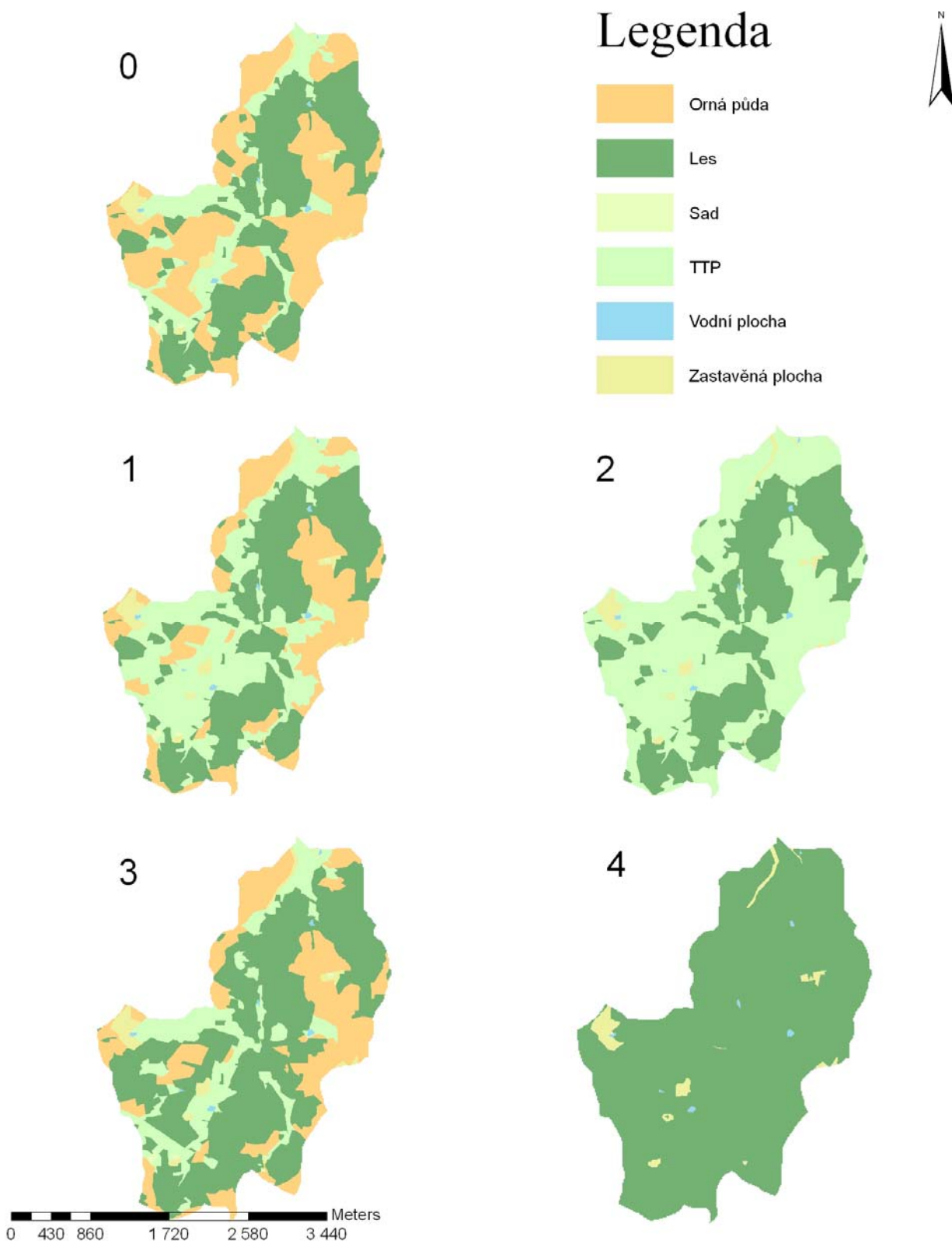
Na základě kalibrovaného a ověřeného modelu SWAT pro průtoky a nerozpuštěné látky byly vytvořeny dlouhodobé časové řady průtoků a koncentrací nerozpuštěných látek pro roky 2006-2009.

Poté bylo provedeno porovnání krátkodobých srážko-odtokových událostí. Pro tyto účely bylo použito území mikropovodí, které je na Kopaninském potoce označeno jako mikropovodí P23. Důvodem pro výběr lokality byla měřená data ze srážko-odtokových událostí právě z tohoto mikropovodí v průběhu let 2006-2007. Toto srovnání je umožněno díky automatickému generátoru subpovodí, který je obsažen v modelu SWAT, a který pro povodí Kopaninského potoka vytvořil subpovodí označené jako č. 3 (Obr. 6.). Toto subpovodí se plošně i umístěním shoduje s mikropovodím P23. V tomto případě bylo srovnáno sedm měřených srážko-odtokových událostí z výše zmíněného profilu P23, se simulovanými daty z modelu SWAT pro stejná data a stejnou lokalitu.

- **Modelované scénáře změn land use**

Pro povodí Kopaninského potoka byly vytvořeny celkem čtyři možné scénáře změn land use a pomocí modelu SWAT byl simulován jejich vliv na průtok a koncentrace nerozpuštěných látek ve vodních tocích.

Dominantním typem land use je v povodí Kopaninského potoka jednoznačně orná půda, která tvoří spojitý půdní pokryv na 51% celého povodí. V daném území je nejrozsáhlejším a nejspojitějším typem land use, který je současně řídicím prvkem dynamiky krajiny. Toto uspořádání krajiny bylo označeno jako výchozí stav označený v obr. 9 a 10 jako scénář 0. Následně byly stanoveny 4 možné scénáře změny tohoto typu land use. Scénář 1 a 2 (obr. 10) předpokládá změnu land use v povodí Kopaninského toku z orné půdy na trvalý travní porost, a to v případě zatravnění 50% orné půdy (scénář 1) a 100% orné půdy v povodí (varianta 2). Druhé dva scénáře 3 a 4 (obr. 10) opět simulují změnu orné půdy tentokrát ale na lesní porosty a to při 50% zalesnění zemědělských pozemků (scénář 3) a 100% zalesnění zemědělského půdního fondu (scénář 4).



Obr. 10 Scénáře land use

5. Výsledky a diskuze

5.1. Vyhodnocení srážko-odtokových událostí

Celkem bylo na mikropovodí P23 Kopaninského potoka v průběhu let 2006-2007 zaznamenáno sedm srážko-odtokových událostí. Všechny tyto události včetně jejich základních charakteristik jsou zachyceny v tabulce 4. V grafu 2 jsou jednotlivé srážko-odtokové události identifikovány v ucelené datové řadě měření od 1.6.2006 (zahájení měření na profilu P23) do 31.12.2007.

Datum	Příčina ¹	T [hod] ²	Intenzita srážek [mm/hod] ³	Úhrn Srážek [mm] ⁴	Q _{MIN} [l/s] ⁵	Q _{MAX} [l/s] ⁶	dQ [l/s] ⁷	dR [%] ⁸	dC [%] ⁹
7. 8. 2006	VD	3	0,9	11,8	29	165,8	136,8	9,5	73,79
9. 8. 2006	VD	0,3	1,2	6,4	0,9	129,2	128,3	-17,4	67,47
9. 8. 2006	VD	0,5	1,2	7,9	3,4	72,3	68,9	-48,7	69,14
6. 6. 2007	PD	1,5	9,2	7,4	0,6	95,2	94,6	0	97,49
21. 6. 2007	PD	1,1	11,9	8,1	0,6	100,9	100,3	0	81,26
4. 7. 2007	PD	2,75	9,5	14,6	0,1	28,3	28,2	12,5	49,35
19. 7. 2007	PD	2,23	10,4	11,9	5,6	156,7	151,1	0	49,64

Tab. 4. Základní charakteristiky srážko-odtokových událostí

1 *VD = vytrvalý dlouhodobý déšť; PD = krátkodobý přívalový déšť*

2 *Doba trvání srážko-odtokové události [hod]*

3 *Hodinová intenzita srážek, které jsou příčinou srážko-odtokové události [mm]*

4 *Celkový úhrn srážek v průběhu srážko-odtokové události [mm]*

5 *Minimální zaznamenaný průtok v průběhu srážko-odtokové události [l/s]*

6 *Maximální zaznamenaný průtok (kulminační průtok) v průběhu srážko-odtokové události [l/s]*

7 *Zaznamenaná změna průtoku v průběhu srážko-odtokové události [l/s]*

8 *Hodnota parametru popisujícího směr a velikost hysterezní smyčky pro nerozpuštěné látky v průběhu srážko-odtokové události [%]*

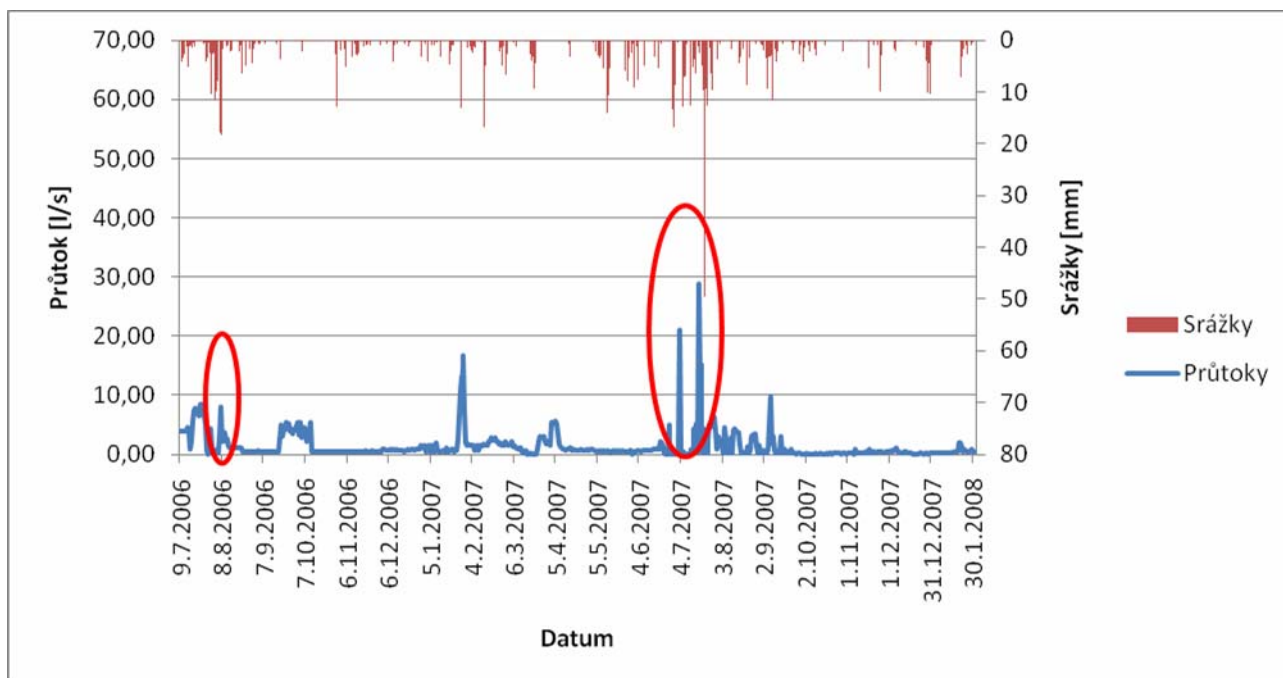
9 *Hodnota parametru popisujícího změnu koncentrace nerozpuštěných látek v průběhu srážko-odtokové události [%]*

Z pohledu vzniku jednotlivých srážko-odtokových událostí byly zaznamenány 3 srážko-

odtokové události vzniklé z vytrvalého dlouhodobého deště a další čtyři, které měly jako příčinnou srážku krátkodobý přivalový déšť. Šest ze sedmi zaznamenaných událostí má velmi krátkou dobu trvání, maximálně do 3 hodin.

Zvláštností jsou téměř stejné změny průtoků bez ohledu na to z jakého typu srážky srážko-odtoková událost pochází, přestože hodinová intenzita srážek se u obou typů srážek liší. Průměrně se průtok v průběhu srážko-odtokových událostí z krátkodobých přivalových srážek mění o 93,55 l/s, při událostech v důsledku dlouhodobých srážek je průměrná změna průtoků 111,3 l/s. Tyto vysoké amplitudy průtoků jsou způsobeny zejména tím, že profil P23 často prochází obdobími s nulovými průtoky a také minimální zaznamenané hodnoty průtoků v průběhu srážko-odtokových událostí jsou velmi nízké (průměrná minimální hodnota průtoků 5,7 l/s).

Hodinová intenzita srážek je velmi variabilní a závisí na typu srážky. Při dlouhodobých srážkách se intenzita srážek pohybuje od 0,9 – 1,2 mm/hod, s celkovým průměrným úhrnem srážek 9 mm, zatímco u krátkodobých přivalových srážek se intenzita pohybuje v rozmezí 9,2 – 11,9 mm/hod s celkovým průměrným úhrnem srážek 10,5 mm.

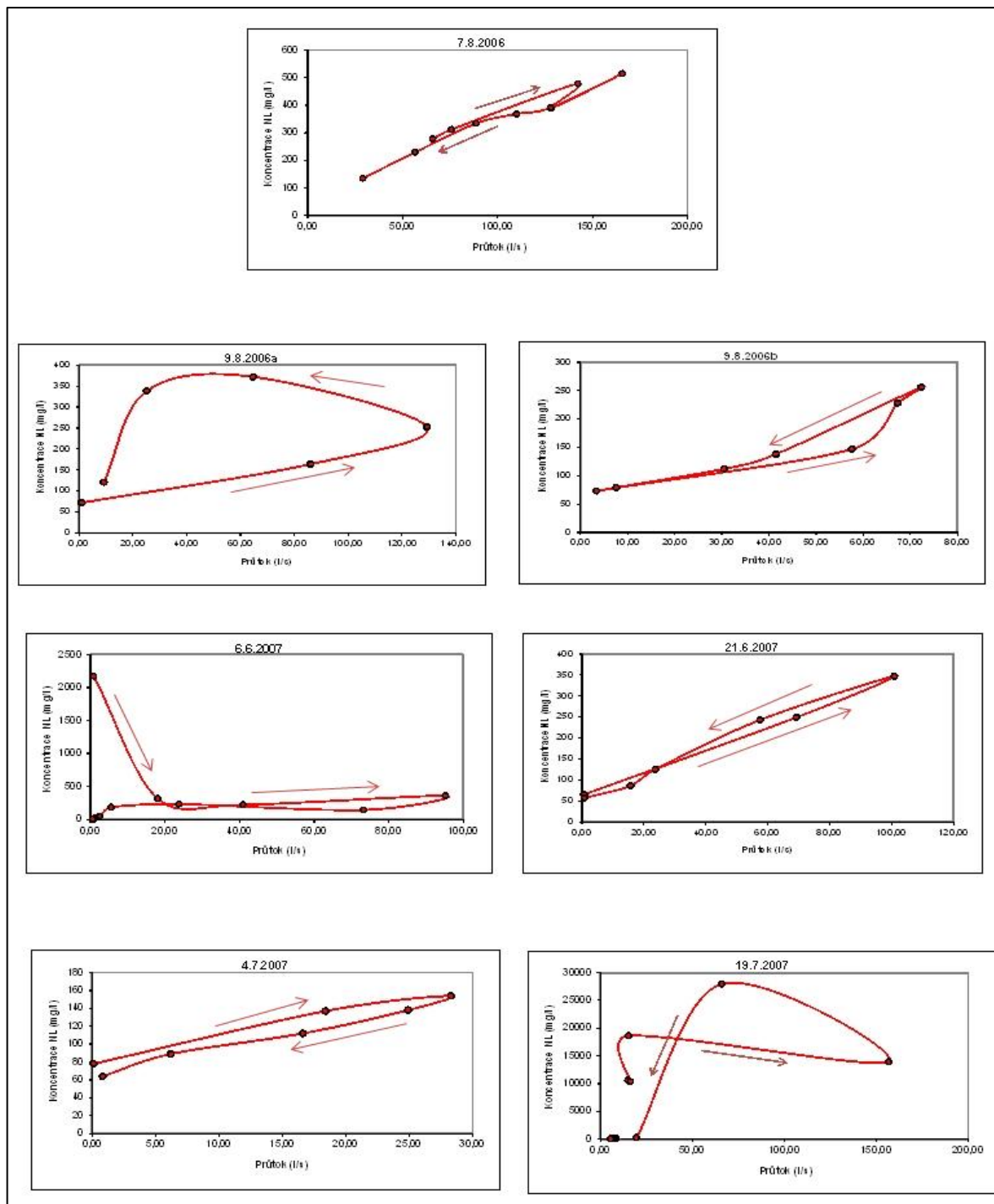


Graf 2. Datová řada průtoků a koncentrací na povodí Kopaninského potoka (profil P23) v průběhu let 2006-2007 s identifikovanými srážko-odtokovými událostmi

Z pohledu měřených koncentrací nerozpuštěných látek byl ve všech případech zaznamenán nárůst koncentrací, parametr dC (popisující změnu koncentrace) tedy dosáhl kladné hodnoty. Průměrná hodnota parametru dC dosahuje hodnoty 69,73%, jedná se tedy o značné vyplavování nerozpuštěných látek z povodí.

Na rozdíl od poměrně jednoznačných změn hodnoty koncentrací, utváření velikosti a směru hysterezních smyček je velmi variabilní. Tři ze sedmi zaznamenaných hysterezních smyček popisujících změny koncentrací nerozpuštěných látek v závislosti na průtocích a čase (44%) má nejednoznačný směr rotace, tedy nulovou hodnotu parametru dR (souhrnně popisuje směr a koncentraci smyček). Ve dvou zaznamenaných případech (28%) je orientace hysterezních smyček po směru chodu hodinových ručiček, hodnota parametru dR je tedy kladná. Zbývající dvě srážko-odtokové události mají trend přesně opačný a hodnota parametru dR je záporná.

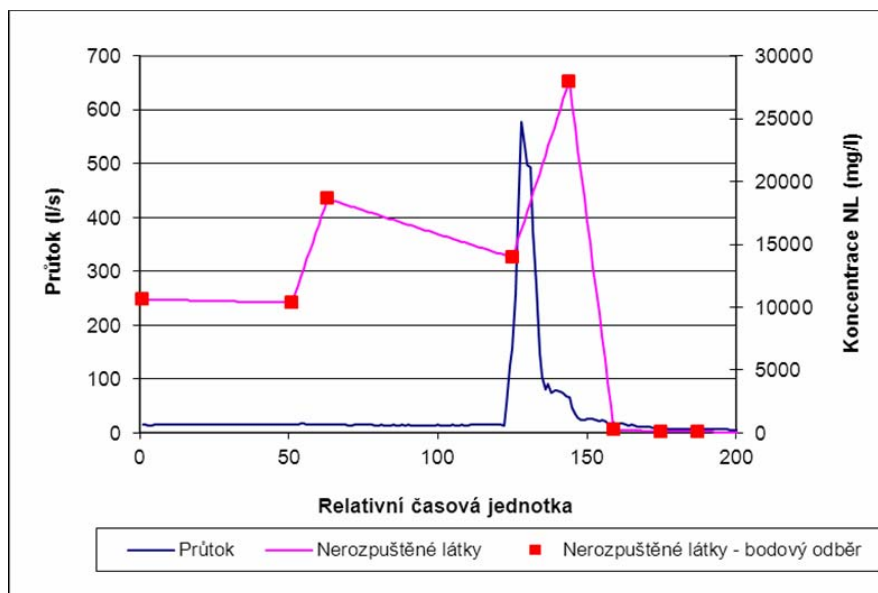
Jednotlivé hysterezní smyčky závislosti změny koncentrací nerozpuštěných látek na průtocích a čase jsou znázorněny v obr. 11.



Obr. 11. Utváření hysterezních smyček při jednotlivých zaznamenaných srážko-odtokových událostech na povodí Kopaninského potoka (P23)

Vývoj koncentrace nerozpuštěných látek v průběhu srážko-odtokové události je u všech zaznamenaných událostí velmi podobný. Tak jak je znázorněno v grafu 3. dochází vždy

k dosažení maximální hodnoty koncentrace nerozpuštěných látek zároveň s dosažením kulminačního průtoku nebo krátce po tomto okamžiku.

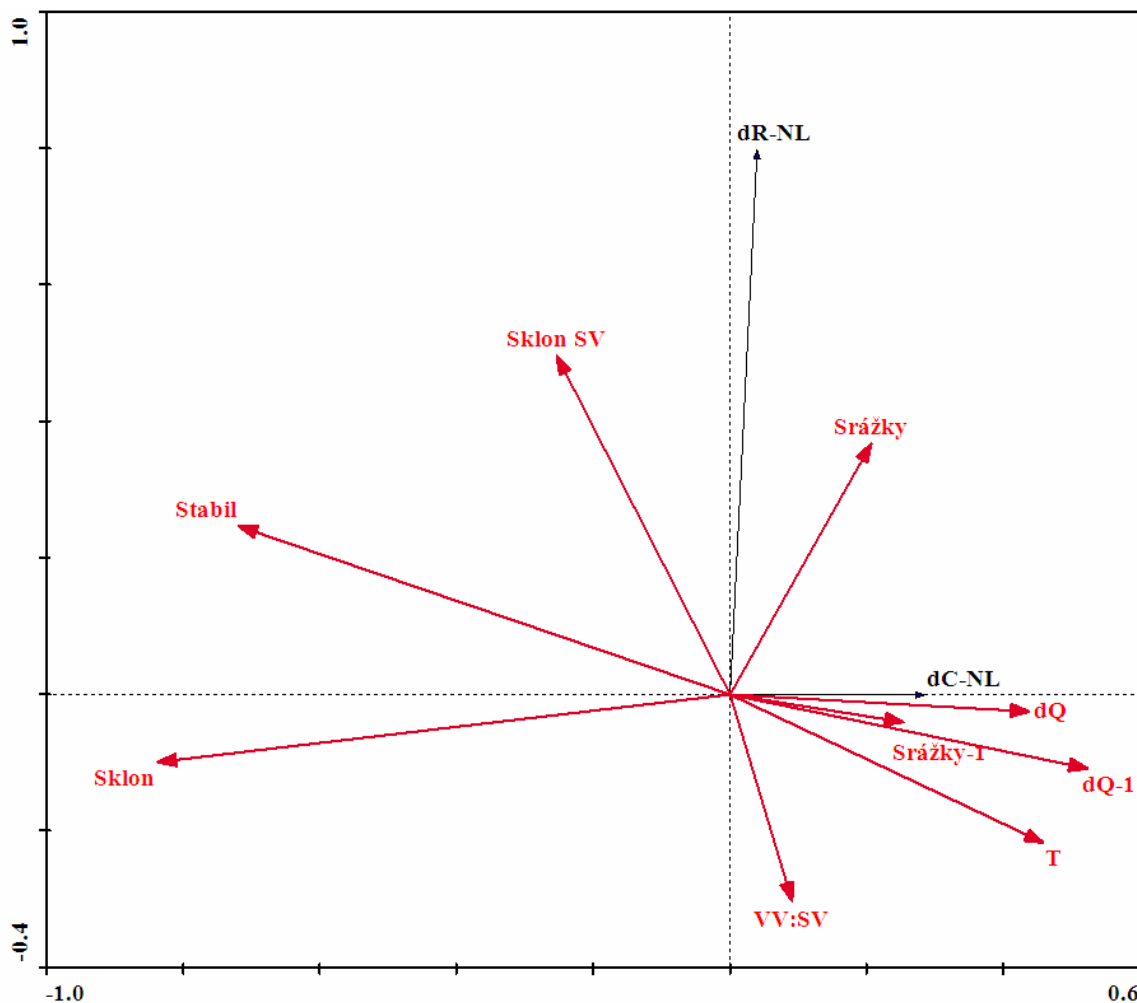


Graf 3. Vývoj koncentrací nerozpuštěných látek a průtoků v průběhu srážko-odtokových událostí

Na základě porovnání grafu vývoje koncentrací nerozpuštěných látek a vývoje průtoku v průběhu srážko-odtokových událostí lze konstatovat, že vývoj koncentrací přesně kopíruje průběh průtoků. Nejvíce nerozpuštěných látek se tedy vyplavuje již v počátečních fázích srážko-odtokové události, tedy na vzestupné větvi hydrografu.

Vývoj hysteretzních smyček nerozpuštěných látek v průběhu srážko-odtokových událostí s nejasným směrem rotace nebo velmi vzácně se směrem rotace proti hodinovým ručičkám popisují ve svých pracech také Klein (1984) ze zemědělského povodí Holbeck v Yorkshire (Velká Británie), Carson a kol. (1973) z malého povodí řeky Eaton na jihovýchodě USA ve vzorcích z jarního tání a McGuinness a kol. (1971) pro bouřkové události rovněž z USA. Důvodem je především nárůst koncentrací v průběhu srážko-odtokových epizod, tedy tyto smyčky popisují proces vyplavování nerozpuštěných látek. Tyto výsledky však popírají výsledky svého výzkumu Gregory a Walinga (1970), kteří popisují rovněž v zemědělské oblasti výhradně opačný trend vývoje koncentrací v průběhu bouřkových událostí, tedy smyčky orientované po směru hodin.

5.1.1. Statistické vyhodnocení srážko-odtokových událostí



Obr. 12. Ordinační diagram RDA analýzy – vliv hydrologických parametrů na změnu koncentrací a utváření hysterezních smyček

dC-NL – faktor popisující změnu koncentrace nerozpuštěných látek v průběhu srážko-odtokové události [%]

dR-NL – faktor, který souhrnně popisuje velikost a směr hysterezní smyčky závislosti nerozpuštěných látek a průtoků v průběhu srážko-odtokové události [%]

Stabil – zastoupení stabilních částí krajiny (les, trvalé travní porosty, vodní plochy a mokřady) v povodí [%]

Sklon – průměrná hodnota sklonu povodí [%]

Sklon SV - sklon sestupné větve hydrografu, logaritmičsky transformovaný

VV:SV – poměr délky vzestupné a sestupné větve hydrografu

T – doba, která uplynula od předcházející srážko-odtokové události [dny]

dQ – změna průtoku v průběhu popisované srážko-odtokové události [l/s]

dQ_{-1} – změna průtoku v průběhu předcházející srážko-odtokové události [l/s]

Srážky₋₁ – celkový úhrn srážek, které vyvolaly předcházející srážko-odtokovou událost [mm]

Srážky – celkový úhrn srážek, které vyvolaly sledovanou srážko-odtokovou událost [mm]

Do analýzy byly zahrnuty všechny proměnné, a to biogeochemické parametry jako vysvětlované a hydrologické parametry jako vysvětlující proměnné, tak jak byly popsány v kapitole Metodika. Biogeochemické parametry zahrnují parametr dR-NL, tedy parametr popisující velikost a směr hysterezních smyček a parametr dC-NL, který popisuje změnu koncentrací nerozpuštěných látek v průběhu srážko-odtokových událostí (Obr. 12). V tabulce 5 jsou uvedeny hodnoty těchto dvou parametrů pro jednotlivé srážko-odtokové události jsou a také průměrné, minimální a maximální hodnoty zahrnutých hydrologických parametrů.

	dQ [l/s] ¹	dQ ₋₁ [l/s] ²	T [dny] ³	Srážky [mm] ⁴	Srážky ₋₁ [mm] ⁵	Stabil [%] ⁶	VV:SV ⁷	Sklon [%] ⁸	Sklon SV ⁹
Průměr	96,65	110,01	23,29	12,81	13,44	0,24	0,74	7,58	-0,32
Minimum	4,72	4,72	2	10,5	10,5		0,09	7,45	-0,09
Maximum	282,0	246,23	94,0	16,3	16,3		1,46	8,38	-0,64

Tab. 5. Popis minimálních, maximálních a průměrných hodnot jednotlivých parametrů zahrnutých do RDA analýzy jako vysvětlující proměnné

¹ Změna průtoku zaznamenaná v průběhu srážko-odtokové události [l/s]

² Změna průtoku zaznamenaná v průběhu předcházející srážko-odtokové události [l/s]

³ Doba, která uplynula od poslední zaznamenané srážko-odtokové události [dny]

⁴ Celkový úhrn srážek, zaznamenaný v průběhu srážko-odtokových událostí [mm]

⁵ Celkový úhrn srážek, zaznamenaný v průběhu předcházející srážko-odtokové události [mm]

⁶ Zastoupení stabilních kultur v povodí [%]

⁷ Poměr v délce vzestupné a sestupné větve hydrografu

⁸ Sklon svahu v území [%]

⁹ Sklon sestupné větve hydrografu, logaritmičsky transformovaný

Po provedení RDA analýzy zahrnuté hydrologické parametry celkem vysvětlují 83%

celkové variability datového souboru. Podle Monte Carlo permutačního testu jsou statisticky významné ($\alpha < 0,05$) pouze čtyři zahrnuté parametry. Jedná se o parametr dQ, popisující amplitudu průtoku, parametr Stabil, který popisuje zastoupení stabilních ploch, parametr VV:SV popisující poměr mezi délkou vzestupné a sestupné větve hydrografu a parametr Srážky₋₁, tedy parametr popisující velikost srážky, která vyvolala předchozí srážko-odtokovou událost.

Statisticky průkazná vazba parametru Stabil (procento zastoupení stabilních ploch v povodí) na změny koncentrací nerozpuštěných látek popsaných parametrem dC-NL, byla očekávaná na základě studia literárních pramenů (Janeček a kol., 2002) a touto analýzou byla pouze potvrzena. Prakticky tato závislost znamená, že při vyšším procentuálním zastoupení stabilních částí krajiny v povodí dochází ke snížení odnosu nerozpuštěných látek v průběhu srážko-odtokových událostí.

Následně byla popsána velmi úzká vazba mezi změnou koncentrace NL popsanou parametrem dC-NL a změnou průtoku (dQ). Závislost mezi zmíněnými dvěma parametry (stanovená metodou korelace) byla vyjádřena koeficientem determinace na hodnotu $R^2=0,83$. Obecně lze z této závislosti vyvodit závěr, že při srážko-odtokových událostech s vyšší amplitudou průtoků jsou zároveň i vyšší rozdíly v koncentracích nerozpuštěných látek. K vyšším odnosům a ztrátám nerozpuštěných látek tedy dochází při prudkých srážkách s vyšší intenzitou, které bývají příčinnou vyšších změn průtoků v průběhu srážko-odtokových událostí.

Rovněž poměrně těsná vazba parametru dC-NL (popisující změnu koncentrací nerozpuštěných látek) na parametr VV:SV (popisující poměr délek vzestupné a sestupné větve hydrografu) byla potvrzena vysokou hodnotou koeficientu determinace, který dosahuje hodnoty $R^2=0,79$. Prakticky lze konstatovat, že čím je delší vzestupná větev hydrografu oproti větvi sestupné tím dochází k výraznějším kladným změnám koncentrací nerozpuštěných látek v odebraných vzorcích vody. Tak jak dokládá již výše zmíněná ukázka porovnání utváření hydrografu a změn koncentrací nerozpuštěných látek, dochází při srážko-odtokových událostech ke kopírování vývoje průtoků a koncentrací nerozpuštěných látek. Z tohoto faktu tedy vyplývá, že k vyššímu odnosu nerozpuštěných látek dochází, zejména pokud je nástup srážko-odtokové události pomalý a pozvolný.

Poslední statisticky průkazný parametr ovlivňující koncentrace nerozpuštěných látek

(dC-NL) je parametr Srážky-1, popisující srážkový úhrn, který byl příčinnou vzniku předchozí srážko-odtokové události. Míra závislosti těchto dvou parametrů je podle koeficientu R^2 stanovena na hodnotu 0,78. Z této vzájemné závislosti vyplývá, že čím vyšší byl při předcházející srážko-odtokové události úhrn příčinné srážky, tím vyšší je nárůst koncentrace nerozpuštěných látek při následující srážko-odtokové události.

Vliv poměru délek větví hydrografu na koncentraci nerozpuštěných látek je doložen prací Butturini et al. (2006) pro povodí na severu Španělska a popisuje fakt, že čím je nástup povodňové události rychlejší tím menší je následné vyplavování nerozpuštěných látek. Stejně tak je pro oblast Španělských Pyrenejí doložen vliv předchozích srážek na koncentraci nerozpuštěných látek v průběhu povodňové události (Seeger a kol. 2004), a v podstatě potvrzuje vazbu, že čím větší je množství srážek, které vyvolaly předchozí srážko-odtokovou událost, tím větší je také koncentrace nerozpuštěných látek v průběhu současné srážko-odtokové události. Naopak negativní ovlivnění změn koncentrací parametrem stabil, tedy čím menší je na povodí zastoupení stabilních struktur (TTP a les) tím vyšší je nárůst koncentrace nerozpuštěných látek, potvrzuje svým výzkumem jak pro Českou republiku Janeček a kol. (2002), tak pro oblast střední Belgie Van Rompaey a kol. (2000).

Z pohledu utváření směru a velikosti hysterezních smyček, které popisují závislost průtoků a koncentrací nerozpuštěných látek v čase v průběhu srážko-odtokových událostí má prokazatelný vliv na parametr dR-NL (popis velikosti a směru hysterezní smyčky) pouze jediný statisticky průkazný parametr, a to parametr VV:SV (popisuje poměr délek vzestupné a sestupné větve hydrografu). Z ordinačního diagramu RDA analýzy, který je uveden na obrázku 12, vyplývá, že při srážko-odtokových událostech s delší vzestupnou větví hydrografu, tedy s vyšší hodnotou parametru VV:SV, dochází častěji ke vzniku hysterezních smyček se zápornou rotací (proti směru hodinových ručiček), tedy se zápornou hodnotou parametru dR-NL, který popisuje velikost a směr těchto hysterezních smyček.

Ani jeden z dalších parametrů nemá přímý vliv na velikost a směr utváření hysterezních smyček, popsané parametrem dR-NL.

5.2. Výpočet odnosu nerozpuštěných látek

5.2.1. Výpočet kontinuálním modelm SWAT

Druhou částí výpočtu ztráty půdy vodní erozí je stanovení odnosu pomocí kontinuálního modelu SWAT. První fází byla kalibrace modelu SWAT, který byl sestaven s daty uvedenými v kapitole Metodika. Následně byl zkalibrovaný model podroben procesu validace, a tento ověřený model byl použit k určení odnosu sedimentů v uzávěrovém profilu povodí.

- **Výsledky kalibrace a validace modelu**

Pro kalibraci modelu pro hodnoty průtoků a koncentrací nerozpuštěných látek byly na základě citlivostní analýzy, která je popsána ve Van Griensven a kol. (2006), použity parametry uvedené v tabulce 6. Je zde uveden nejen výčet jednotlivých parametrů, ale také jejich minimální a maximální hodnoty pro kalibrační nastavení modelu, způsob změny parametrů v procesu kalibrace, a výsledné nastavení jednotlivých parametrů.

Parametr	Minimální hodnota	Maximální hodnota	Použitá metoda ⁸	Výsledná použitá hodnota
GWQMIN ¹	-1000	1000	B	-112
ALPHA_BF ²	0	1	A	0,3
ESCO ³	0	1	A	0,01
SOL_K ⁴	-100 %	100 %	C	15 %
CN2 ⁵	-100 %	100 %	C	22 %
CH_EROD ⁶	- 1	1	B	0,02
USLE_C ⁷	-25%	25%	C	-9%

Tab. 6. Nastavení jednotlivých parametrů pro kalibraci průtoků a koncentrací nerozpuštěných látek

¹ *GWQMIN* – výška hladiny mělké podzemní vody [mm]

² *ALPHA_BF* – parametr základního odtoku [dny]

³ *ESCO* – kompenzační faktor evaporace

⁴ *SOL_K* – nasycená hydraulická vodivost [mm/hod]

⁵ *CN2* – číslo odtokové křivky

⁶ *CH_EROD* – erodibilita uvnitř koryta vodoteče

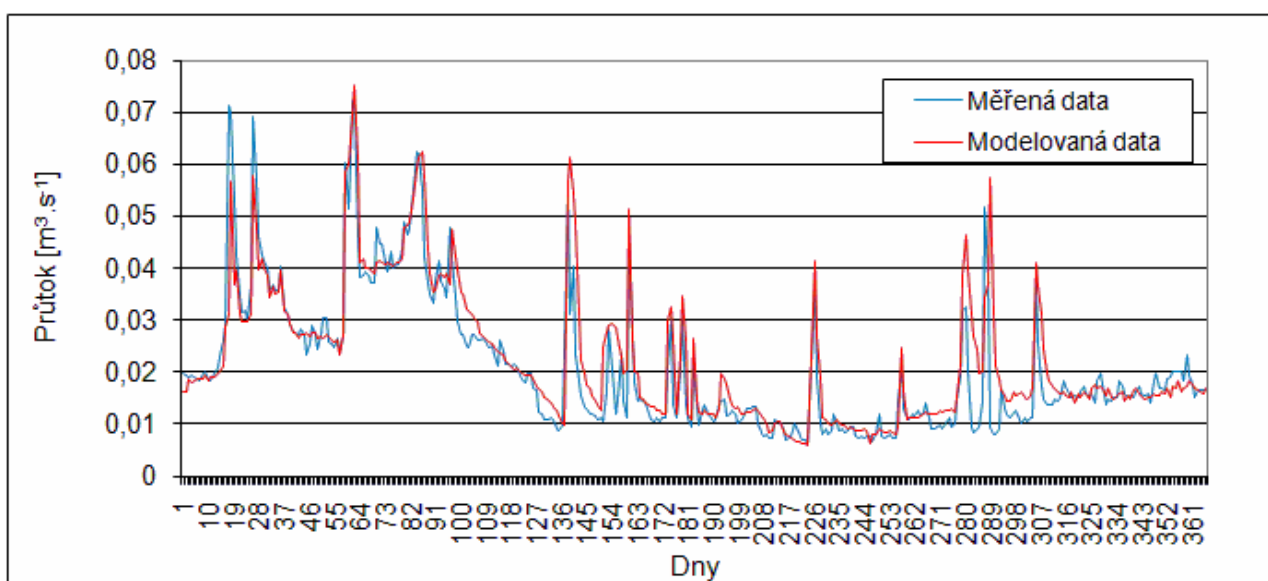
⁷ *USLE_C* – minimální hodnota parametru C, tak jak je definován v rovnici USLE pro jednotlivé druhy rostlin

⁸ *použitá metoda: A – změna a nahrazením původní hodnoty parametru hodnotou novou; B – postupné přičítání*

konstantní hodnoty korekčního faktoru k původní hodnotě parametru; C – násobení původní hodnoty parametru konstantním korekčním faktorem, který tvoří uživatelsky zvolenou procentickou část původní hodnoty faktoru

- Výsledky kalibrace modelu SWAT pro hodnoty průtoků a koncentrací nerozpuštěných látek

Po ukončení autokalibračního procesu bylo dosaženo výsledných statistických charakteristik pro datové řady průtoků: Nash Sutcliffův koeficient $E = 0,773$; koeficient determinace $R^2 = 0,796$ a koeficient $ME = 0,00175 \text{ m}^3/\text{s}$. Porovnání časových řad měřených a simulovaných průtoků v roce 2008, který byl použit pro kalibraci modelu SWAT, je uvedeno grafu 4.



Graf 4. Porovnání datových řad měřených a modelovaných průtoků v procesu kalibrace na povodí Kopaninského potoka (T7U) v roce 2008

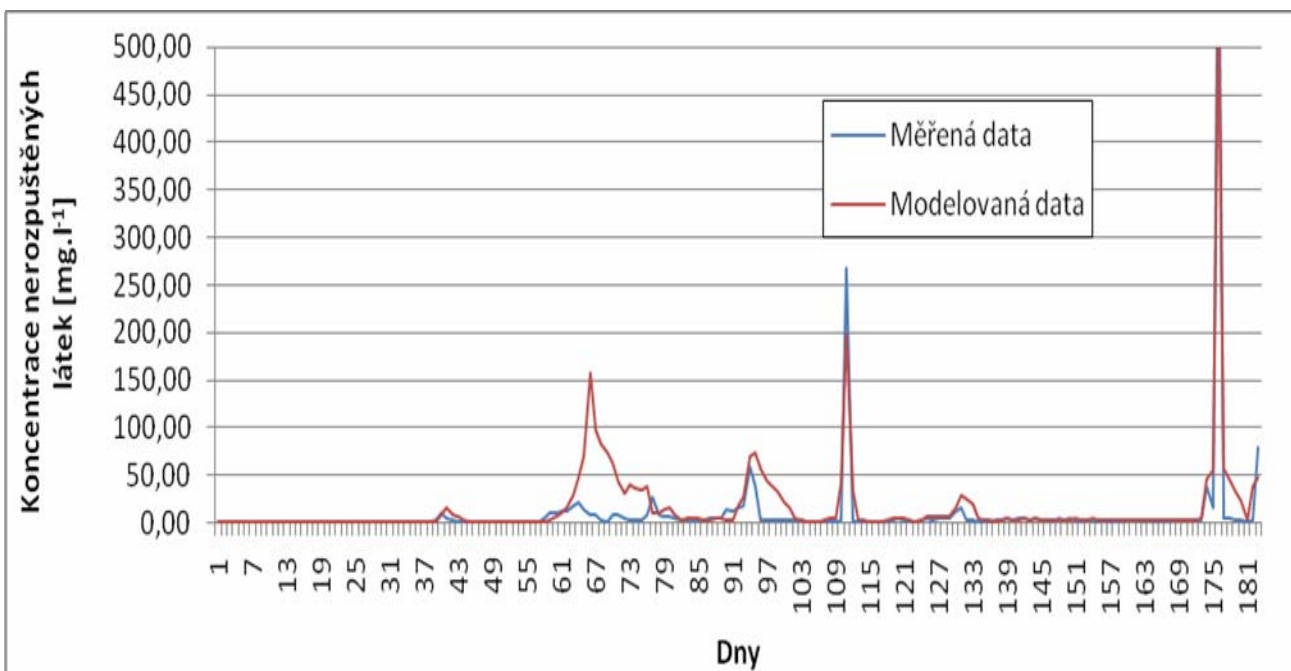
Výsledná hodnota Nash Sutcliffova koeficientu $E = 0,773$ i hodnota koeficientu determinace $R^2 = 0,796$ nasvědčuje poměrně dobré shodě mezi měřenými a modelovanými hodnotami průtoků. Tyto hodnoty jsou v porovnání s publikovanými studiemi na povodích o stejné rozloze, nebo rozloze větší, poměrně úspěšné. Cotter a kol. (2003) uvádí na povodí v Arkansasu (Moore's Creek) s rozlohou $18,9 \text{ km}^2$ při roční kalibraci modelu s denním časovým krokem hodnotu Nash Sutcliffova koeficientu 0,76. V porovnání s výsledky kalibrace Coffey a kol. (2004) na výzkumných povodích Univerzity Kansas s rozlohou $5,5 \text{ km}^2$, kde Nash

Sutcliffův koeficient při kalibraci modelu s denním časovým krokem dosáhl pouze hodnoty 0,09-0,15, jsou výsledky na povodí Kopaninského potoka velmi uspokojivé.

Problematickými body v modelování hodnot průtoků jsou při porovnání obou datových řad srážko-odtokové události. Jako hlavní nedostatek ukázal kalibrační proces místa, kde dochází k rozkolísanosti průtoků přímo v průběhu srážko-odtokové epizody. Tento jev popisuje i Neitsch a kol. (2005), který poukazuje v souvislosti s tímto problémem zejména na nedostatky v reakci na srážkové úhrny, respektive na plošnou distribuci srážek na ploše povodí.

Pro kalibraci koncentrací nerozpuštěných látek byla využita data z první poloviny roku 2009, vzhledem k tomu, že pro delší časové období nejsou dostupná data s vyhovujícím časovým krokem. Data použitá pro kalibraci koncentrací nerozpuštěných látek pochází z rozborů vody s čtrnáctidenní četností odběrů. Výsledné hodnoty statistických charakteristik po úspěšném ukončení kalibrace jsou: Nash Sutcliffův koeficient $E = 0,812$; koeficient determinace $R^2 = 0,797$ a koeficient $ME = 6,344$ mg/l.

Porovnání datových řad měřených a modelovaných koncentrací nerozpuštěných látek v průběhu kalibračního období jsou uvedeny v následujícím grafu 5.



Graf 5. Porovnání datových řad měřených a modelovaných hodnot koncentrací nerozpuštěných látek v průběhu procesu kalibrace na povodí Kopaninského potoka (T7U) v první polovině roku

Výsledné hodnoty statistických charakteristik po ukončení procesu kalibrace jsou uspokojivé a rovněž, jako v případě kalibrace modelu pro hodnoty průtoků, odpovídají výsledkům uvedeným v literárních pramenech (Cotter a kol., 2003).

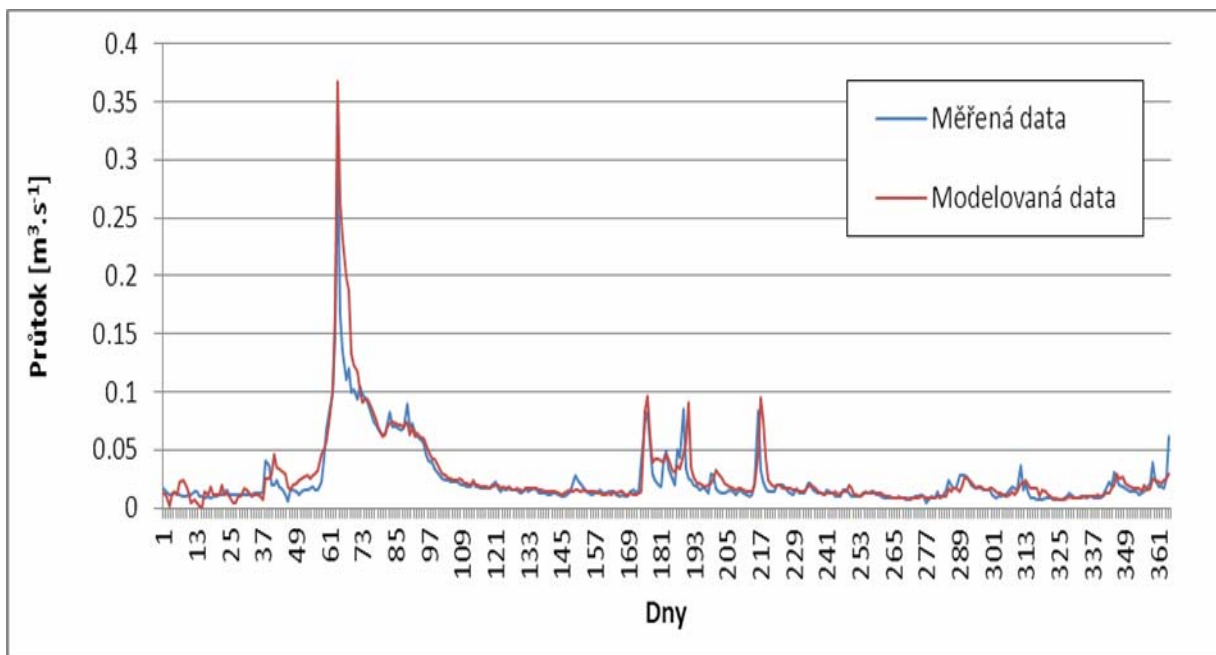
Z porovnání datových řad je jasně patrné nadhodnocování reakce modelu na podněty srážek. Pouze v jednom případě dochází k opačnému jevu, kdy je srážko-odtoková událost modelem podhodnocena, a to o 29%. Poměrně výrazné nadhodnocení časně jarní události spojené s táním sněhu, je způsobena zejména s nedostatky v modulu, který zodpovídá za procesy spojené se sněhovou pokrývkou. Příkladem může být neúspěšný pokus o kalibraci modelu pro povodí ve Švédsku prezentovaný Beikaris a kol. (2005). Autor uvádí jako hlavní problém právě nevhodný algoritmus pro dny spojené s táním sněhové pokrývky.

- Výsledky validace modelu SWAT pro hodnoty průtoků a koncentrací nerozpuštěných látek

Po úspěšném ukončení kalibrace byl model v dalším kroku podroben procesu validace, tedy ověření úspěšnosti předchozího nastavení parametrů. Stejně jako v případě kalibrace, bylo i v případě validace nejprve ověřeno nastavení hodnot pro modelování průtoků a teprve následně pro hodnoty nerozpuštěných látek

Po ukončení validačního procesu dosáhl model pro průtok výsledných statistických charakteristik: Nash Sutcliffův koeficient $E = 0,768$; koeficient determinace $R^2 = 0,879$ a koeficient průměrné chyby $ME = 0,00311 \text{ m}^3/\text{s}$.

Porovnání časových řad průtoků reálně měřených v průběhu roku 2009 na uzávěrovém profilu T7U a průtoků simulovaných modelem SWAT je znázorněno v následujícím grafu 6.



Graf 6. Porovnání datových řad měřených a modelovaných hodnot průtoků v průběhu procesu validace na povodí Kopaninského potoka (T7U) v roce 2009

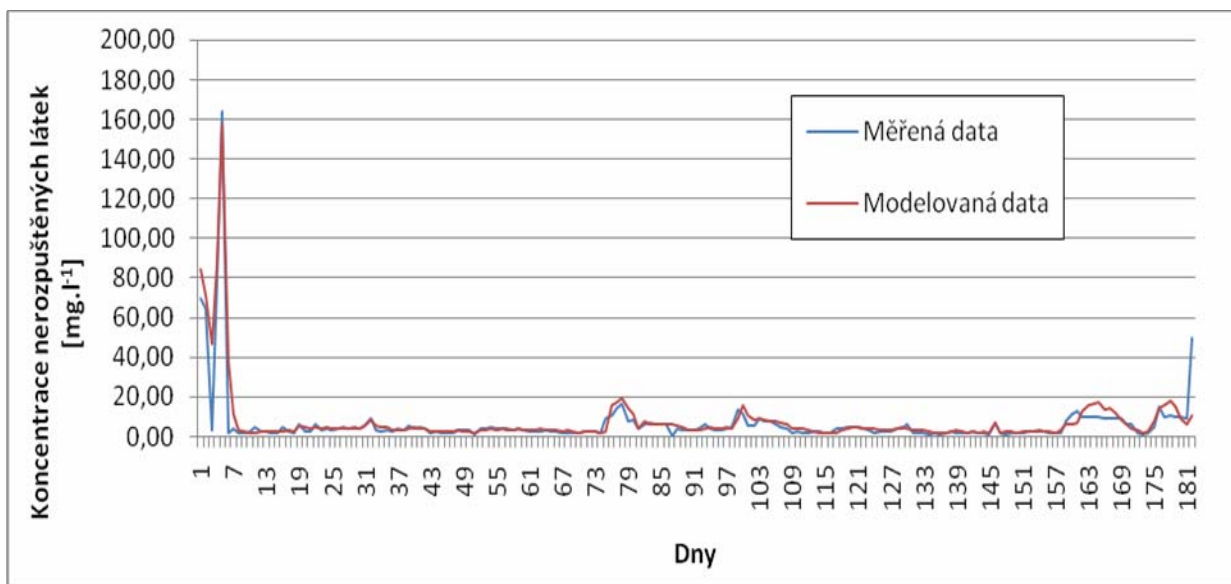
Na základě dosažených hodnot statistických charakteristik, ale i z uvedeného grafu srovnání měřených a modelovaných řad průtoků, je možné proces validace označit za relativně úspěšný. Opět se potvrzuje obecně známý fakt popsany i Neitsch a kol. (2005), že kalibrační nastavení nemusí přesně odpovídat podmínkám, pro které byla prováděna validace modelu. Tento fakt se potvrdil zejména v obdobích srážko-odtokových událostí, kdy kalibrační nastavení parametrů zapříčinilo zanedbání některých menších srážko-odtokových epizod, nebo těch, které jsou umístěny mezi dvěma epizodami s podstatně větším navýšením průtoku. Jinými slovy, lze potvrdit, že kalibrační nastavení modelu mírně zhoršilo reakci modelu na menší srážkové úhrny, které ve skutečnosti vyvolaly menší srážko-odtokové události.

I přes tento nedostatek je možné konstatovat, že se jedná o obecně známou skutečnost, mnohokrát zmíněnou v odborné literatuře jako Arnold a kol. (1998) nebo Daňhelka a kol. (2003), která nikterak nesnižuje možnost využití modelu pro simulování jednotlivých scénářů změn land use.

Druhou částí validace bylo ověření nastavení modelu pro simulaci koncentrací

nerozpuštěných látek. Po ukončení tohoto procesu bylo dosaženo těchto výsledných hodnot statistických ukazatelů: Nash Sutcliffův koeficient $E = 0,858$; koeficient determinace $R^2 = 0,868$ a koeficient průměrné chyby $ME = 1,047 \text{ mg/l}$.

Výsledné porovnání datových řad koncentrací nerozpuštěných látek měřených a modelovaných pomocí modelu SWAT je uvedeno v grafu 7.



Graf 7. Porovnání datových řad měřených a modelovaných hodnot koncentrací nerozpuštěných látek v průběhu procesu validace na povodí Kopaninského potoka (T7U) v druhé polovině roku 2009

Proces validace po ukončení vykazuje velmi uspokojivé hodnoty statistických charakteristik. Obě datové řady, tak jak jsou znázorněny v grafu 7, je patrna velmi dobrá shoda obou linií. Modelované hodnoty věrohodně kopírují hodnoty měřených koncentrací nerozpuštěných látek na uzávěrovém profilu T7U. Pro modelování nerozpuštěných látek, respektive pro proces validace, jsou dosažené hodnoty naprosto v souladu s hodnotami, které byly dosaženy i dalšími autory pro datové řady s denním časovým krokem, jako v případě Kang a kol. (2006), který pro povodí Baran v Jižní Koreji s výměrou $29,8 \text{ km}^2$ dosáhl validační hodnoty koeficientu Nash Sutcliff $0,89$. Jiným příkladem je validační hodnota $E = 0,7$ pro povodí Nagwan (Indie) s výměrou $9,58 \text{ km}^2$ (Kaur a kol., 2004).

I pro validaci koncentrací nerozpuštěných látek je možné konstatovat, že výsledné

statistické charakteristiky dosahují uspokojivých hodnot a že toto nastavení modelu SWAT dává předpoklad pro úspěšnou aplikaci pro daný cíl, týkající se modelování změn koncentrací nerozpuštěných látek při změnách land use.

5.2.2. Porovnání modelovaných srážko-odtokových událostí s reálně měřenými

V souladu s cílem práce bylo provedeno porovnání srážko-odtokových událostí modelovaných kontinuálním matematickým modelem SWAT s reálně zaznamenanými a změřenými hodnotami průtoků a koncentrací nerozpuštěných látek.

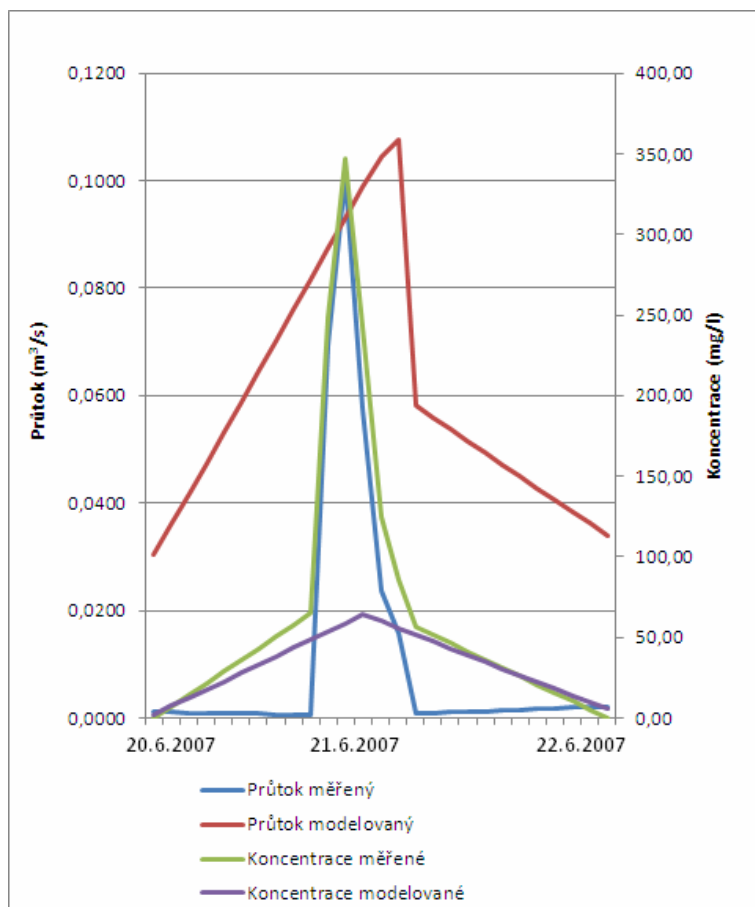
Pro tyto účely bylo použito jedno z mikropovodí Kopaninského potoka, které je označeno P23 a znázorněno v obr. 4. Toto povodí prostorově téměř stoprocentně koresponduje s mikropovodím označeným číslem 3 (Obr. 6), které bylo automaticky vymezeno prostřednictvím modelu SWAT.

Jak již bylo zmíněno v kapitole 5.1. bylo na povodí P23 zaznamenáno a vyhodnoceno celkem 7 srážko-odtokových událostí v období od léta 2006 do léta 2007. Z těchto událostí byly zvoleny 4 epizody, a to dvě epizody vyvolané krátkodobými přívalovými srážkami (1 a 3) a dvě epizody vyvolané dlouhodobým vytrvalým deštěm (2 a 4). U zbývajících tří srážko-odtokových událostí nezaznamenal model SWAT ani po ověřeném kalibračním nastavení žádnou výraznou reakci na příčinnou srážku, a proto nebylo možné v těchto případech provést relevantní porovnání měřených a simulovaných hodnot průtoků a koncentrací nerozpuštěných látek.

- **Srážko-odtoková událost č. 1**

Tato srážko-odtoková událost byla zaznamenána na povodí P23 dne 21.6.2006. Epizoda byla vyvolána krátkodobou ne však příliš intenzivní srážkou (intenzita 11,9 mm/hod). Celkový úhrn srážek za celou dobu trvání události (1 hodina 6 minut) byl 8,1 mm. V průběhu epizody došlo k manuálnímu odběru 7 vzorků v přibližně desetiminutovém intervalu.

Z naměřených dat je jasně patrný vzestup koncentrací nerozpuštěných látek, který přesně kopíruje i vzestup hladiny v toku. Nejvyšší koncentrace (347 mg/l) byla zaznamenána v okamžiku dosažení kulminačního průtoků (100,9 l/s). Celkově byl na základě zjištěných koncentrací a zaznamenaných průtoků vypočítán celkový odnos za tuto srážko-odtokovou událost na 66,15 kg/epizoda/ha nerozpuštěných látek.



Graf. 8 Průběh srážko-odtokové události ze dne 21.6.2006 na povodí P23 (Kopaninský potok)

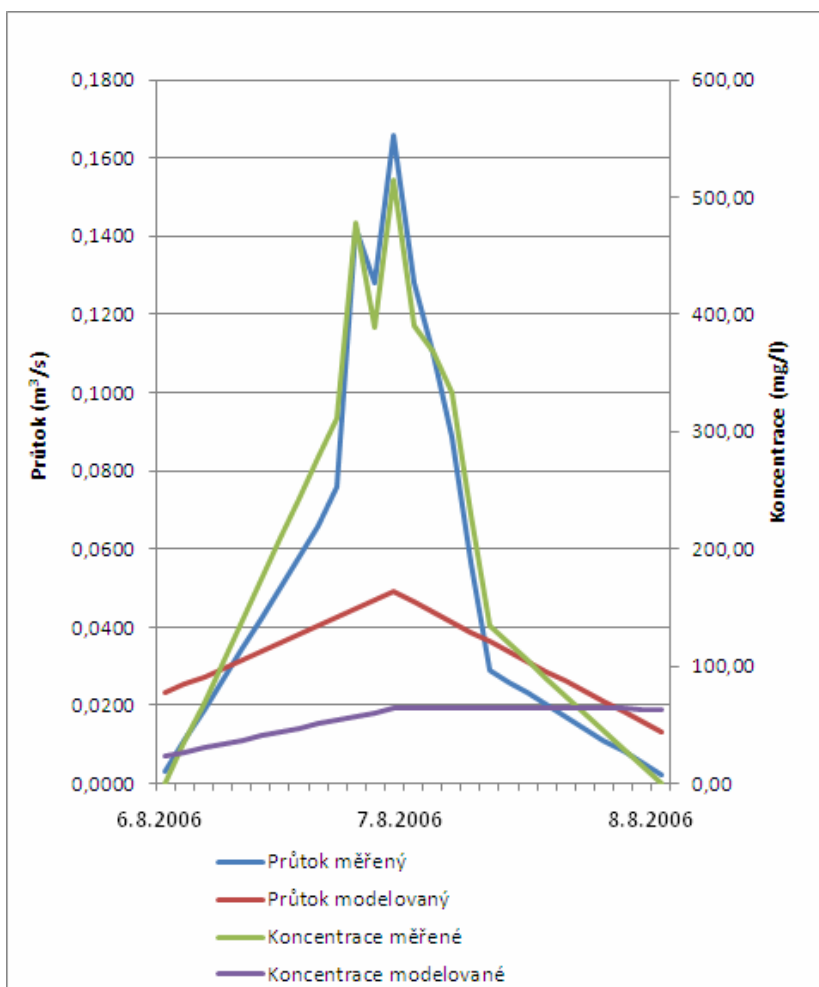
Z grafu 8 je patrné, že v průběhu srážko-odtokové události dochází z hlediska průtoku k nadhodnocení maximálních hodnot u varianty modelované v prostředí SWAT, a to až o 54%. Zároveň dochází k výraznému posunu kulminace, vzhledem k tomu, že model reagoval zvýšením průtoku již na srážku, která předcházela den před skutečným zaznamenáním srážko-odtokové epizody. Z pohledu nerozpuštěných látek ale model nezaznamenal žádnou výraznější odezvu. Ke zvýšení koncentrací nerozpuštěných látek sice došlo, ale v porovnání se skutečně naměřenými hodnotami je rozdíl pouze minimální, a to v řádu jednotek miligramů na litr.

- **Srážko-odtoková událost č. 2**

Tato srážko-odtoková událost byla zaznamenána na mikropovodí P23 v průběhu dne 7.8.2006. Tato událost byla na rozdíl od události č. 1 vyvolána dlouhodobým deštěm

s hodinovou intenzitou 0,9 mm/hod. Za celý zachycený průběh události, v době trvání 3 hodiny a 10 minut, byl zaznamenán úhrn srážek 11,8 mm.

Celkem bylo manuálně odebráno 10 vzorků pro rozbor vody. Z průběhu hydrografu a zaznamenaných koncentrací nerozpuštěných látek v jednotlivých vzorcích je patrný vzestup hladiny ve dvou těsně po sobě následujících obdobích a také vzestup koncentrací nerozpuštěných látek. Je dosaženo maximální koncentrace nerozpuštěných látek (9116 mg/l) ještě před dosažením kulminačního průtoku (165,8 l/s). Celkový odnos nerozpuštěných látek za tuto epizodu byl početně stanoven na 17,6 t/epizoda/ha. Tento průběh srážko-odtokových událostí z pohledu vývoje koncentrací nerozpuštěných látek je naprosto standartní jak popisuje ve své práci Klein (1984).

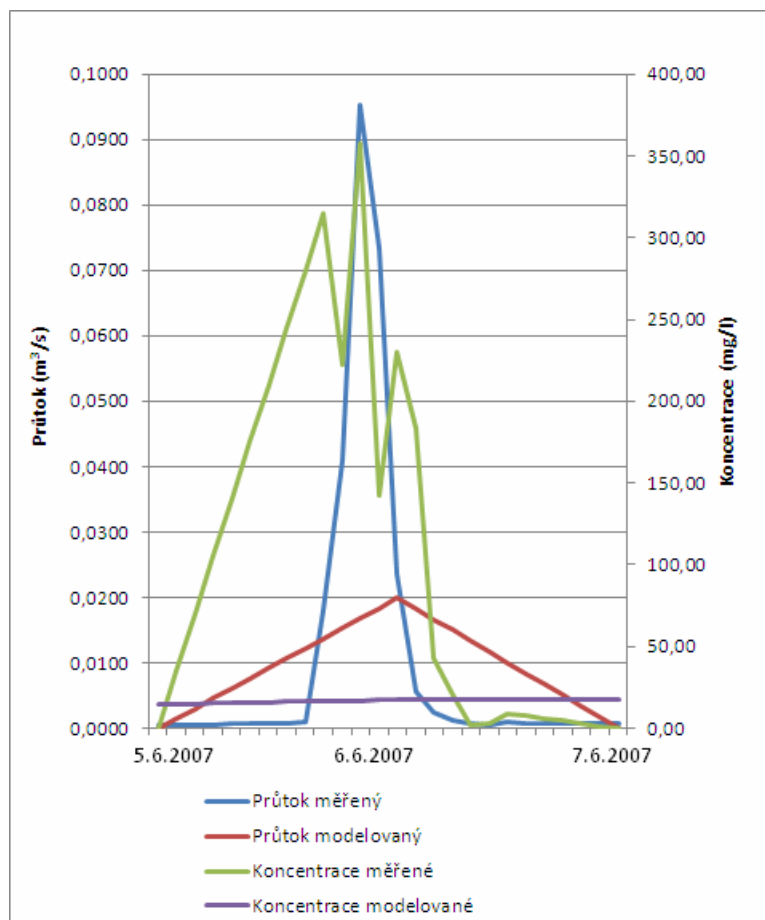


Graf. 9 Průběh srážko-odtokové události ze dne 7.8.2006 na povodí P23 (Kopaninský potok)

Graf 9. znázorňuje průběh výše popsané srážko-odtokové události, tak jak ji zaznamenal kontinuální model SWAT. Na rozdíl od události č. 1, je zde patrné podhodnocení nejen hodnot koncentrací, ale také hodnoty kulminačního průtoku. Je nutné ale zmínit, že obě sledované simulované veličiny v tomto případě velmi dobře časově korespondují s naměřenými hodnotami. V tomto případě je tedy reakce povodí na vytrvalejší déšť zachycena modelem správně. Příčinu časového souladu lze spatřovat právě v dlouhodobosti srážky a její plošné distribuci po celé ploše povodí. Tím dochází podle Neitsch a kol. (2005) k eliminaci výše zmíněného problému s nedostatečným nebo nevhodným pokrytím modelovaného území sítí srážkoměrných stanic.

- **Srážko-odtoková událost č. 3**

Tato srážko-odtoková událost zaznamenaná na povodí P23 dne 6.6.2007 je typickou ukázkou rychlé reakce povodí na krátkodobou přivalovou srážku. Za celkovou dobu trvání epizody (1,5 hodiny) bylo zaznamenáno celkem 7,4 mm srážek. Zaznamenané intenzitě srážek (9,2 mm/hod) odpovídá i rychlost odezvy, kdy v takto krátkém časovém intervalu došlo k zvýšení hodnoty průtoku o 94,6 l/s (z původní hodnoty 0,6 l/s). Na základě automaticky i manuálně odebraných 13 vzorků byla sestavena řada koncentrací pro tuto srážko-odtokovou událost. Byl zaznamenán velmi netypický průběh koncentrací nerozpuštěných látek, kdy již na vzestupné větvi hydrografu došlo k poklesu koncentrace. Dá se tedy předpokládat, že maximální hodnota byla zaznamenána těsně před odebráním prvního vzorku. Tento průběh je velmi netypický a je považován podle Klein (1984) za velmi vzácný. Přes to byl ale celkový odnos nerozpuštěných látek v průběhu této srážko-odtokové epizody stanoven na 261,85 kg/epizoda/ha.



Graf. 10 Průběh srážko-odtokové události ze dne 6.6.2007 na povodí P23 (Kopaninský potok)

Stejně jako v případě první hodnocené srážko-odtokové události, která vznikla jako důsledek krátké přivalové srážky, nedošlo k přesné interpretaci ani průtoků ani koncentrací nerozpuštěných látek modelem SWAT.

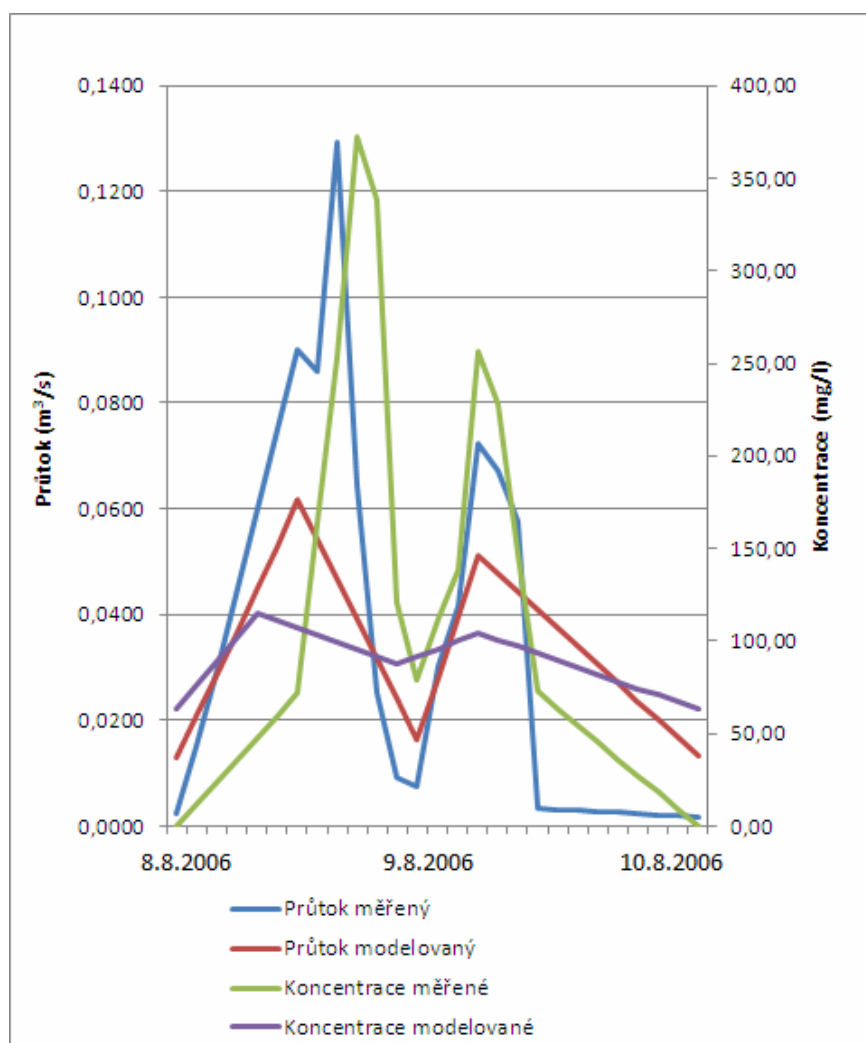
Model v případě průtoku sice rovněž zaznamenal mírné zvýšení průtoků a následnou poklesovou větev, ale amplituda nedosahuje té výše, která byla ve skutečnosti zaznamenána. V případě koncentrací nerozpuštěných látek je reakce modelu ještě mnohem slabší a podle znázorněné simulace povodí nedává žádnou odezvu na vzniklou srážko-odtokovou situaci (Graf 10).

- **Srážko-odtoková událost č. 4**

Při této srážko-odtokové události ze dne 9.8.2006 byla zachycena počáteční fáze srážko-

odtokové epizody vyvolané stejně jako v případě události č. 2 dlouhodobým vytrvalým deštěm nízké intenzity (1,2 mm/hod). Celkově bylo zaznamenáno v průběhu celé první vlny události pouze 7,9 mm srážek. Celá tato první epizoda trvala pouze 0,5 hodiny, nicméně bylo manuálně odebráno celkem 7 vzorků pro rozbor vody. Druhá vlna této srážko-odtokové události trvala 0,3 hodiny a v průběhu této části události bylo při stejné srážkové intenzitě zaznamenáno 6,4 mm srážek.

Stejně jako v případě první popisované události vzniklé z dlouhodobé srážky, i při této události byl zaznamenán typický průběh hydrografu. Byl zaznamenán poměrně rychlý nástup zvyšování koncentrací nerozpuštěných látek společně se zvyšujícím se průtokem. Nejvyšší dosažená hodnota koncentrace 256 mg/l byla dosažena krátce před kulminací průtoku. Celkově byl odnos v průběhu této velmi krátké události vypočítán na 9,79 kg/epizoda/ha.



Graf. 11 Průběh srážko-odtokové události ze dne 9.8.2006 na povodí P23 (Kopaninský potok)

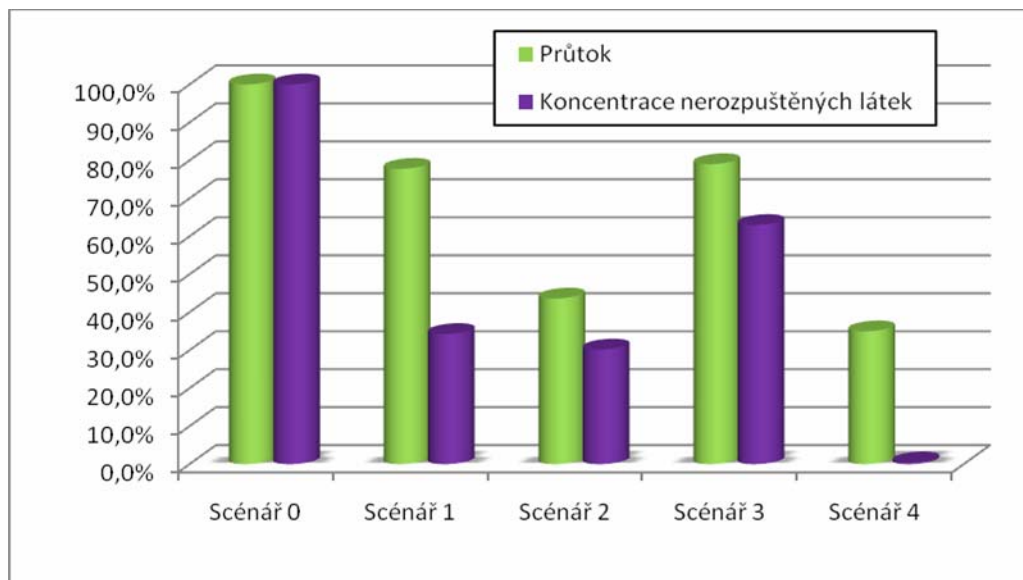
Rovněž i u této srážko-odtokové epizody se prokázala mnohem lepší shoda modelu SWAT s reálně měřenými daty při událostech vzniklých v důsledku dlouhodobých vytrvalých dešťů (Graf 11). Reakce modelu je sice ve srovnání s měřenými daty vždy slabší, ale model jak v případě průtoků, tak v případě koncentrací nerozpuštěných látek naprosto přesně zachycuje okamžik kulminace. Potvrzuje se tedy předpoklad Arnold a Fohrer (2005), že model SWAT výrazně lépe reaguje na déle trvající podněty, než na náhlé změny v povodí.

5.2.3. Porovnání vlivu modelovaných scénářů změny land use na odnos nerozpuštěných látek

V posledním kroku byl kalibrovaný a ověřený model SWAT použit pro porovnání jednotlivých scénářů změn využití území. Jednotlivé varianty uspořádání kategorií land use, popsané v kapitole Metodika a znázorněné na Obr. 10. byly postupně vkládány do modelu SWAT a byl sledován jejich vliv na hodnoty průtoků a koncentrací nerozpuštěných látek. Pro snazší porovnání byly veškeré simulace vztaženy k roku 2009, vzhledem k absenci ucelené datové řady nerozpuštěných látek pro jiné časové období.

Celkem bylo porovnáno pět různých variant uspořádání kategorií land use, kdy varianta 0 představuje uspořádání území tak, jak bylo zaznamenáno při terénním průzkumu v průběhu roku 2009.

V grafu 12. je provedeno přímé srovnání reakce modelu na uspořádání land use v jednotlivých modelovaných scénářích z pohledu průtoků a koncentrací nerozpuštěných látek.



Graf 12. Porovnání jednotlivých scénářů změn land use na povodí Kopaninského potoka z pohledu průtoků a koncentrací nerozpuštěných látek

Scénář 0 = stav zaznamenaný v roce 2009

Scénář 1 = stav po zatavnění 50% orné půdy na svazích se sklonem 5°- 8°

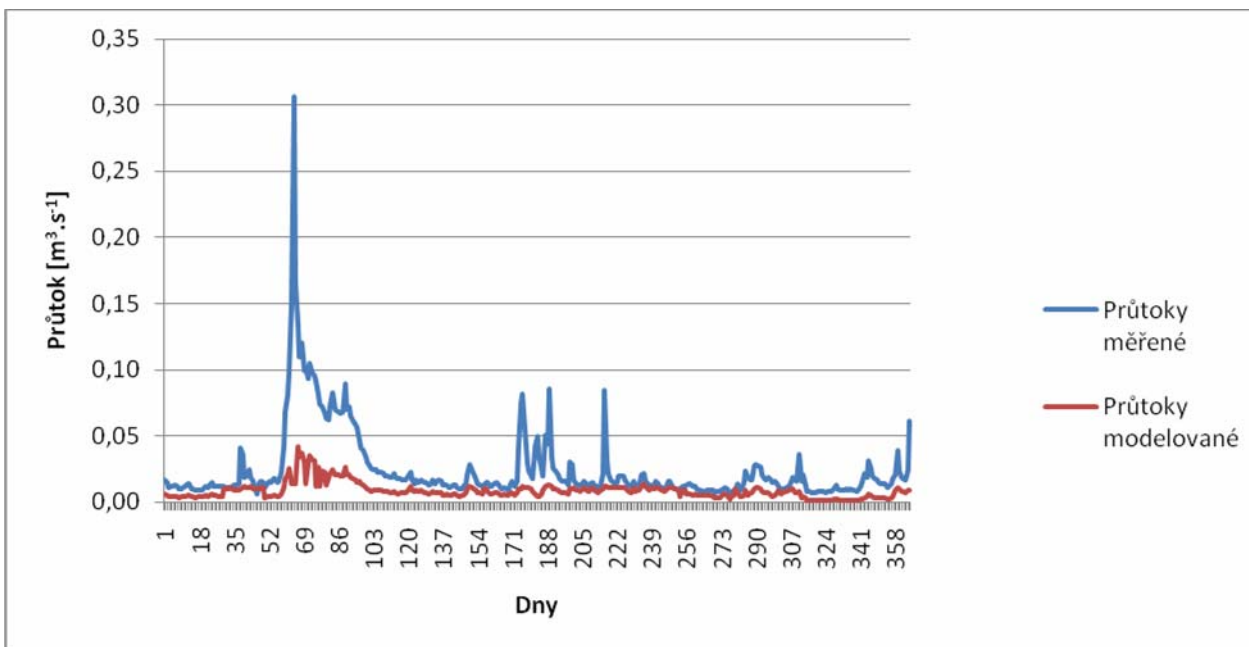
Scénář 2 = stav po zalesnění 50% zemědělského půdního fondu na svazích se sklonem 5°- 8°

Scénář 3 = stav po zatravnění 100% orné půdy v povodí Kopaninského potoka

Scénář 4 = stav po zalesnění 100% orné půdy v povodí Kopaninského potoka

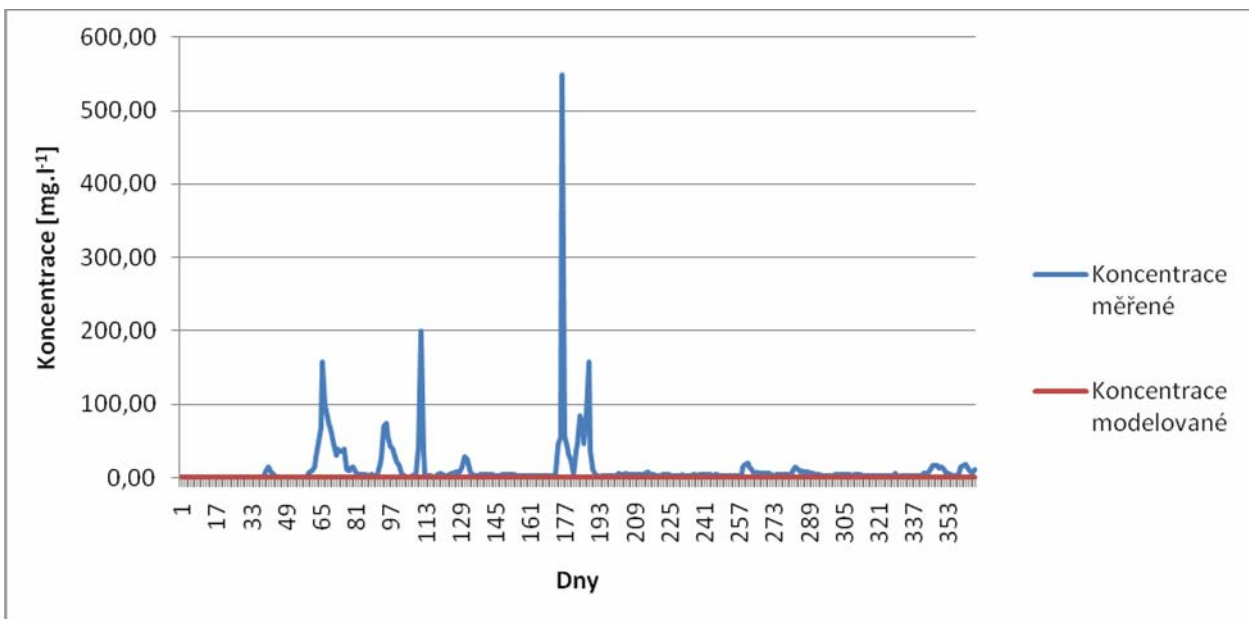
Souhrnně lze konstatovat že všechny navrhované a následně simulované scénáře změny využití území přináší poměrně uspokojivé výsledky ve snížení průměrných průtoků v průběhu roku. Stejně dobrých výsledků je dosaženo i vzhledem k průměrným zaznamenaným koncentracím nerozpuštěných látek, s tím rozdílem, že snížení koncentrací je ještě markantnější než redukce hodnot průtoků.

Největší zaznamenaný pokles průměrných průtoků i koncentrací nerozpuštěných látek byl dosažen ve scénáři 4, který představuje naprosté zalesnění všech zemědělsky využívaných půd v povodí Kopaninského potoka. Land use byl pro účely modelu SWAT nadefinován jako smíšený lesní porost se zastoupením smrku ztepilého a buku lesního. Pokles v zaznamenaných průtocích dosahuje až 68%, zatímco koncentrace nerozpuštěných látek v uzávěrovém profilu klesá téměř až k nulové hodnotě. Tyto hodnoty reprezentují průměrně dosažené průtoky i koncentrace v průběhu celého roku 2009. Konkrétní průběh obou sledovaných veličin v tomto scénáři je naznačen v následujícím grafech 13. a 14.



Graf 13. Porovnání měřených a modelovaných průtoků na povodí Kopaninského potoka pro variantu se 100% zalesněním lokality

Z porovnání průtoků měřených na uzávěrovém profilu T7U a datové řady modelované v prostředí SWAT vyplývá výrazné snížení rozkolísanosti hodnot v průběhu roku. Simulovaná změna využití území snižuje reakci povodí zejména na letní srážkové události, které při stávajícím způsobu využití způsobují prudké nárůsty hodnot průtoků. Jediná zaznamenaná srážko-odtoková událost pro zalesněné povodí pochází z jarního tání sněhové pokrývky. Rozdíl oproti stávajícímu využití území spočívá zejména ve výrazném snížení dosažených hodnot průtoků. Je také zaznamenáno zpoždění kulminace povodňové vlny, tedy delší doba reakce povodí na zvýšení teploty a tání sněhu. Dosažené hodnoty průtoků korespondují s výsledky, které publikoval Fohrer a kol. (2005) pro povodí řeky Aar v Hesensku.

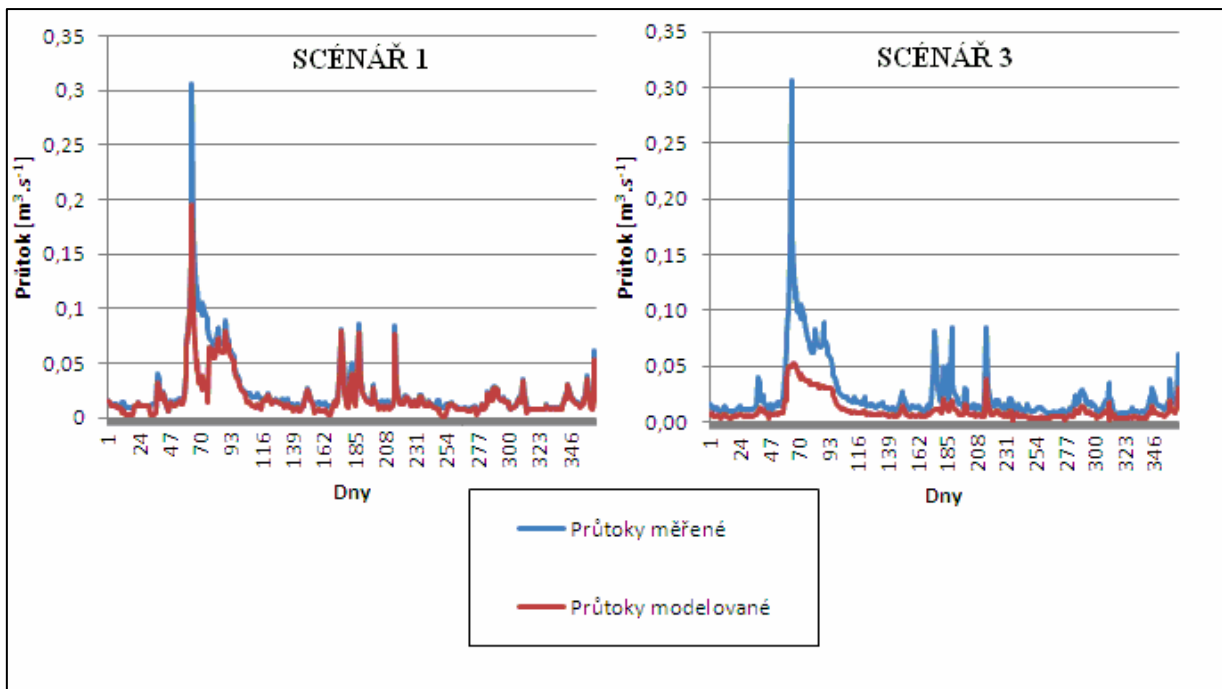


Graf 14. Porovnání měřených a modelovaných koncentrací nerozpuštěných látek na povodí Kopaninského potoka pro variantu se 100% zalesněním lokality

V případě koncentrací nerozpuštěných látek je po simulovaném zalesnění dosaženo snížení koncentrací téměř na nulové hodnoty. V tomto případě model SWAT nezaznamenal vůbec žádnou reakci povodí ani při jarním tání, ani při letních srážko-odtokových událostech. Je tedy potvrzen fakt, že zalesnění je jedním z nejúčinnějších opatření proti vodní erozi (Janeček a kol., 2002).

Relativně dobré výsledky ve snížení průtoků i koncentrací nerozpuštěných látek byly dosaženy i při strategii zatravnění povodí Kopaninského potoka, a to jak v případě zatravnění 50% orné půdy na předem definovaných pozemcích se sklonem 5°- 8°, tak v případě 100% zatravnění veškeré orné půdy. Pokles hodnot průtoků je u obou variant srovnatelný a k poklesu dochází průměrně pouze o 26% oproti současnému stavu (Kovář a kol., 2001).

Tento výsledek je potvrzen i porovnáním datových řad měřených a modelovaných průtoků v roce 2009 (Graf 15), kdy výsledné průtoky simulované modelem SWAT přesně kopírují skutečný průběh průtoku. Dochází pouze k mírnému snížení hodnot v průběhu srážko-odtokových událostí, a to ve větší míře ve scénáři 3 (zatravnění 100% orné půdy na povodí Kopaninského potoka).



Graf 15. Porovnání měřených a modelovaných průtoků na povodí Kopaninského potoka pro Scénář 1 s 50% zatravněním orné půdy a Scénář 3 se 100% zatravněním orné půdy

5.3. Souhrn původních výsledků

Vývoj koncentrace nerozpuštěných látek v průběhu srážko-odtokové události je u všech zaznamenaných událostí velmi podobný. Tak jak je znázorněno v grafu 3. dochází vždy k dosažení maximální hodnoty koncentrace nerozpuštěných látek zároveň s dosažením kulminačního průtoku nebo krátce po tomto okamžiku. Lze konstatovat, že vývoj koncentrací přesně kopíruje průběh průtoků. Nejvíce nerozpuštěných látek se tedy vyplavuje již v počátečních fázích srážko-odtokové události, tedy na vzestupné větvi hydrografu.

U většiny srážko-odtokových událostí z naměřených dat je jasně patrný vzestup koncentrací nerozpuštěných látek, který přesně kopíruje i vzestup hladiny v toku.

Po provedení RDA analýzy vlivu hydrologických parametrů na změnu koncentrací a utváření hysterezních smyček na profilu P23, zahrnuté hydrologické parametry celkem vysvětlují 83% celkové variability datového souboru. Podle Monte Carlo permutačního testu jsou statisticky významné ($\alpha < 0,05$) pouze čtyři zahrnuté parametry: amplituda průtoku, zastoupení stabilních ploch, poměr mezi délkou vzestupné a sestupné větve hydrografu a

velikost srážky, která vyvolala předchozí srážko-odtokovou událost.

Porovnáním časových řad měřených a simulovaných průtoků po kalibraci v roce 2008 bylo dosaženo výsledných statistických charakteristik pro datové řady průtoků: Nash Sutcliffův koeficient $E = 0,773$; koeficient determinace $R^2 = 0,796$ a koeficient $ME = 0,00175 \text{ m}^3/\text{s}$, což nasvědčuje poměrně dobré shodě mezi měřenými a modelovanými hodnotami průtoků.

Pro koncentrace nerozpuštěných látek byly výsledné hodnoty po ukončení kalibrace: Nash Sutcliffův koeficient $E = 0,812$; koeficient determinace $R^2 = 0,797$ a koeficient $ME = 6,344 \text{ mg/l}$. Z porovnání datových řad je jasně patrné nadhodnocování reakce modelu na podněty srážek. Poměrně výrazné nadhodnocení časně jarní události je spojené s táním sněhu.

Na základě dosažených hodnot statistických charakteristik validačního procesu dosáhl model pro průtok výsledných statistických charakteristik: Nash Sutcliffův koeficient $E = 0,768$; koeficient determinace $R^2 = 0,879$ a koeficient průměrné chyby $ME = 0,00311 \text{ m}^3/\text{s}$. Kalibrační nastavení parametrů zapříčinilo zanedbání některých menších srážko-odtokových epizod, nebo těch, které jsou umístěny mezi dvěma epizodami s podstatně větším navýšením průtoku.

Po ukončení validace nerozpuštěných látek bylo dosaženo těchto výsledných hodnot statistických ukazatelů: Nash Sutcliffův koeficient $E = 0,858$; koeficient determinace $R^2 = 0,868$ a koeficient průměrné chyby $ME = 1,047 \text{ mg/l}$. Modelované hodnoty věrohodně kopírují hodnoty měřených koncentrací nerozpuštěných látek na uzávěrovém profilu T7U.

Relativně dobré výsledky ve snížení průtoků i koncentrací nerozpuštěných látek byly dosaženy i při strategii zatravnění povodí Kopaninského potoka, a to jak v případě zatravnění 50% orné půdy na předem definovaných pozemcích se sklonem $5^\circ - 8^\circ$, tak v případě 100% zatravnění veškeré orné půdy. Pokles hodnot průtoků je u obou variant srovnatelný a k poklesu dochází průměrně o 26% oproti současnému stavu.

Největší zaznamenaný pokles průměrných průtoků i koncentrací nerozpuštěných látek byl dosažen ve scénáři 4, který představuje naprosté zalesnění všech zemědělsky využívaných půd v povodí Kopaninského potoka. Pokles v zaznamenaných průtocích dosahuje až 68%, zatímco koncentrace nerozpuštěných látek v uzávěrovém profilu klesá téměř až k nulové hodnotě.

6. Závěr

Disertační práce byla zaměřena na zhodnocení možnosti výpočtu obsahu nerozpuštěných látek pomocí erozních matematických modelů v prostředí GIS ve vybraném povodí a na změřených datech o průtocích a koncentracích nerozpuštěných látek při konkrétních zaznamenaných srážko-odtokových událostí provést výpočet obsahu nerozpuštěných látek kontinuálním modelem. Problematika byla studována na povodí Kopaninského toku. V práci se sledoval vývoj koncentrace nerozpuštěných látek v průběhu srážko-odtokové události byl u všech zaznamenaných událostí velmi podobný. Nejvíce nerozpuštěných látek se vyplavuje již v počátečních fázích srážko-odtokové události, tedy na vzestupné větvi hydrografu.

Pro porovnání byl vybrán erozní model SWAT, který řeší modelaci v rámci hydrologicky relevantních odtokových jednotek na ploše celého studovaného území, subpovodí, v nichž je schopen simulovat pohyb vody, nerozpuštěných látek a celou řadu dalších procesů, jak v prostoru, tak i čase. Bylo dosaženo poměrně dobré shody mezi měřenými a modelovanými hodnotami průtoků. Tyto výsledky jsou v porovnání s publikovanými studiemi na povodích o stejné rozloze, nebo rozloze větší, poměrně uspokojivé. Kalibrační nastavení modelu mírně zhoršilo reakci modelu na menší srážkové úhrny, které ve skutečnosti vyvolaly menší srážko-odtokové události.

Pro povodí Kopaninského potoka byly vytvořeny celkem čtyři možné scénáře změn land use a pomocí modelu SWAT byl simulován jejich vliv na průtok a koncentrace nerozpuštěných látek ve vodních tocích. Souhrnně lze konstatovat že všechny navrhované a následně simulované scénáře změny využití území přináší poměrně uspokojivé výsledky ve snížení průměrných průtoků v průběhu roku. Stejně dobrých výsledků je dosaženo i vzhledem k průměrným zaznamenaným koncentracím nerozpuštěných látek, s tím rozdílem, že snížení koncentrací je ještě markantnější než redukce hodnot průtoků.

7. Literatura

1. ABBOT, M. B., BATHURST, J. C., CUNGE, J. A., O'CONNELL, P. E., RASMUSSEN, J. 1986a. An introduction to the European Hydrological System – Systeme Hydrologique European “SHE” 1: History and Philosophy of a physically-based, distributed modeling system. *Journal of Hydrology* 87. 45-59.
2. ABBOT, M. B., BATHURST, J. C., CUNGE, J. A., O'CONNELL, P. E., RASMUSSEN, J. 1986b. An introduction to the European Hydrological System – Systeme Hydrologique European “SHE” 2: Structure of a physically-based, distributed modeling system. *Journal of Hydrology* 87. 61-77.
3. ALENA, F. 1991. Counter-erosion protection on an arable land. Štátna melioračná správa, Bratislava. 95 s.
4. ALEXANDROV, Y., LARONNE J. B., REID I. 2007. Intra-event and intra-seasonal behavior of suspended sediment in flash flood of the semi-arid northern Negev, Israel. *Geomorphology* 85. 85-97.
5. ARNOLD, J. G., ALLEN, P. M. 1993. A comprehensive surface-ground water flow model. *Journal of Hydrology* 142. 47-69.
6. ARNOLD, J. G., ALLEN, P. M., MUTTIAH, R., BERNHARDT, G. 1995. Automated base flow separation and recession analysis techniques. *Groundwater* 33. 1010-1018.
7. ARNOLD, J. G., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R. S., WILLIAMS, J. R. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. *Journal of American Water Resources Association* 34. 73-89.
8. ARNOLD, J. G., FOHRER, N. 2005. SWAT 2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. *Hydrological Processes* 19. 563-572.
9. ASSELMAN, N. E. M. 1999. Suspended sediment dynamics in a large basin: the River Rhine. *Hydrological Processes* 13. 1437-1450.
10. BAČA, P. 2002. Temporal variability of suspended sediment availability during rainfall-runoff events in a small agricultural basin. CD - ERB and NEFRIEND Proj.5. *Interdisciplinary Approaches in Small Catchment Hydrology: Monitoring and Research*,

Slovak NC IHP UNESCO / UH SAV. 7-11.

11. BÄRLUND, I., KIRKKALA, T., MALUE, O., KÄMARI, J. 2007. Assessing SWAT model performance in the evaluation of management actions for the implementation of the WFD in a Finnish catchment. *Environmental Modelling and Software* 22. 719-724.
12. BEASLEY, D. B., HUGGINS, L. F., MONKE, E. J. 1980. ANSWERS: a model for watershed planning. *Transactions of the ASAE* 23. 938– 944.
13. BECKER, A., SERBAN, P. 1990. Hydrological Models for Water Resources System Design and Operation, WMO Report. 80 s.
14. BEIKARIS, I. G., PANAGOPOULOS, I. N., MIMIKOU, M. A. 2005. Application of the SWAT (Soil and Water Assessment Tool) in the Ronnea catchment of Sweden. *Global NEST Journal* 7. 252-257.
15. BENAMAN, J., SHORMAKER, C., HAITH, D. 2005. Calibration and Validation of Soil and Water Assessment tool on an Agricultural Watershed in Upstate New York. *Journal of Hydrologic Engineering* 10. 363-374.
16. BEVEN, K. 2001. How far can we go in distributed hydrological modelling? *Hydrology and Earth System Sciences* 5. 1-12.
17. BHUTIYANI, M. R. 2000. Sediment load characteristics of a proglacial stream Siachen Glacier and the erosion rate in Nubra valley in Karakoram Himalayas, India. *Journal of Hydrology* 227. 84-92.
18. BINGER, R. L., THEURER, F. D. 2001. AnnAGNPS Technical processes: Documentation version 2. USDA ARS. 146 s.
19. BINGER, R. L., THEURER, F. D. 2003. AnnAGNPS Technical processes: Documentation version 3. USDA ARS. 146 s.
20. BINGNER R.L., THEURER F.D., YUAN Y. 2003. AnnAGNPS Technical Processes. Washington, DC: USDA Agricultural Research Service. 150 s.
21. BOGEN, J. 1980. The hysteresis effect of sediment transport system. *Norsk Geografisk Tidsskrift* 34. 45-54.
22. BORAH, D. K. 1989. Sediment discharge model for small watersheds. *Transactions of the*

- ASAE 32. 874-880.
23. BORAH, D. K., BERA, M. 2003. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of mathematical bases. *Transactions of the ASAE* 46. 1553-1566.
 24. BOVIS, M. J., MILLARD, T. H., ODEN, M. E. (Eds.). 1998. Gully processes in coastal British Columbia: the role of woody debris. *Land Management Handbook* 41. Ministry of Forest Research, Victoria B. C. 49-76.
 25. BREUER, L., FREDE, H. 2003. PlaPaDa - an online plant parameter data drill for eco-hydrological modelling approaches [online]. [cit. 2011-01-12]. Dostupné z WWW: <<http://www.uni-giessen.de/~gh1461/plapada/plapada.html>>.
 26. BREZONIK, P. L., STADELMANN, T. H. 2002. Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area, Minnesota, USA. *Water Research* 37. 1743-1757.
 27. BRONSDON, R., K., NADEN, P., S. 2000. Suspended sediment in the Rivers Tweed and Tevoit. *The Science of the Total Environment* 251/252. 95-113.
 28. BROWNING, G. M., PARISH, C. L., GLASS, J. A. 1947. Metod for determining the use and limitations of rotations and conservation. *Practices in control of soil erosion in Iowa. Journal of American Society for Agronomy* 39. 65-63.
 29. BUTTURINI, A., GALLART, F., LATRON J., VAZQUEZ, E., SABATER F. 2006. Cross-site comparison of variability of DOC and nitrate c-q hysteresis during autumn – winter period in three Mediterranean headwater streams: a synthetic approach. *Biogeochemistry* 77. 327-349.
 30. BUZEK, L. 1983. Eroze půdy, Pedagogická fakulta v Ostravě, Ostrava. 123 s.
 31. CÁBLÍK, J., JUVA, K. 1954. Protierozní ochrana pudy. SZN Praha, Praha. 154 s.
 32. CARSON, M. A., TAYLOR, C. H., GREY, B. J. 1973. Sediment production in a small Appalachian watershed during spring runoff: the Eaton basin. *Canadian Journal of Earth Science* 10. 1707-1734.
 33. CHIKITA, K. H., KEMNITZ, R., KUMAI, R. 2002. Characteristics of sediment discharge in the subarctic Yukon River, Alaska. *Catena* 48. 235-253.

34. CERDA, A., IMESON, A. C. 2007. Soil water erosion in rural areas. *Catena* 71. 191-192.
35. COFFEY, M. E., WORKMAN, S. R., TARABA, J. L., FOGLE, A. W. 2004. Statistical procedures for evaluating daily and monthly hydrologic model predictions. *Transactions of the ASAE* 47. 59-68.
36. COLLINS, A. L., WALLING, D. E. 2004. Documenting catchment suspended sediment sources: problems, approaches and prospects. *Progress in Physical Geography* 28. 159-196.
37. COOK, L. H. 1936. The Nature and Controlling Variables of the Water Erosion Process. *Soil science society of America Journal* 1. 487-494.
38. COTTER, A. S., CHAUBEY, I., COSTELLO, T. A., SOERENS, T. S., NELSON, M. A. 2003. Water quality model output uncertainty as affected by spatial resolution of input data. *Journal of the American Water Resources Association* 39. 977-986.
39. COWEN, D. J. 1988. GIS vs. CAD versus DBMS: what are the differences? *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 54. 1551-1555.
40. DAŇHELKA, J., KREJČÍ, J., ŠÁLEK, M., ŠERCL, P., ZEŽULÁK, J. 2003. Posouzení vhodnosti aplikace srážko-odtokových modelů s ohledem na simulaci povodňových stavů pro lokality na území ČR. ČZU, Praha. 196 s.
41. DAWSON, E. J., MACKLIN, M. G. 1998. Speciation of heavy metals on suspended sediments under high flow conditions in the River Aire, West Yorkshire, UK. *Hydrological Processes* 12. 1483-1494.
42. DEMEK, J. 1965. Geomorfologie českých zemí. Praha: Nakladatelství Československé akademie věd. 335 s.
43. DE ROO, A. P. J., WESSELING, C. G., RITSEMA, C. J., 1996. LISEM: a single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins: I. Theory, input and output. *Hydrological Processes* 10. 1107-1117.
44. DiLUZIO, M., SRINIVASAN, R., ARNOLD, J. G., NEITSCH, S. L. 2002. ArcView Interface for SWAT2000. Blackland Research and Extension Center. USDA Agricultural Research Service.
45. DOSTÁL, T. 1998. Erozní a transportní procesy v povodí (doktorská disertační práce).

ČVUT, Praha. 148 s.

46. DOSTÁL, T., VÁŠKA, J., VRÁNA, K. 1993. Erozní, transportní a sedimentační procesy v povodí VN Želivka. *Vodní hospodářství a ochrana ovzduší* 43. 14-17.
47. DROPPA, I. G. 2001. Rethinking what constitutes suspended sediment. *Hydrological Processes* 15. 1551-1564.
48. DROPPA, I. G., LEPPARD, G. G., FLANNIGAN, D. T., LISS, S. N. 1997. The freshwater floc: the functional relationship of water and organic and inorganic floc constituents affecting suspended sediments properties. *Water, Air and Soil Pollution* 99. 43-53.
49. DUB, O. 1957. *Hydrológia, hydrografia, hydrometria*. SNTL Bratislava, Bratislava. 219 s.
50. ECKHARDT, K., HAVERKAMP, S., FOHRER, N., FREDE, H. G. 2002. SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments. *Physics and Chemistry of the Earth* 27. 641-644.
51. FANCETTE, L. B., GORERNO, J., JORDAN, C. F. 2007. Evaluation of erosion methods for storm water quality. *Journal of soil and water conservation* 62. 288-297.
52. FIENE, P., AUERSWALD, K. 2007. Rotation effect of potatos, maize, and winter wheat on soil erosion by water. *Soil science society of America Journal* 71. 1919-1925.
53. FERRO, V., PORTO, P. 2000. Sediment delivery distributed (SEDD) model. *ASCE, Journal of Hydraulic Engineering* 5. 411-422.
54. FOHRER, N., HAVERKAMP, S., FREDE, H.-G. 2005. Assessment of the effects of land use patterns on hydrologic landscape functions: development of sustainable land use concepts for low mountain range areas. *Hydrological Processes* 19. 659-672.
55. FOSTER, G. R., MEYER, L. D., 1972. A closed-form soil erosion equation for upland areas. In: Shen, H. W. (Ed.), *Sedimentation Symposium in Honor Prof. H.A. Einstein*. Colorado State University, Fort Collins, CO. 12.1–12.19.
56. FOSTER, G. R., LANE, L. J., NOWLIN, J. D., LAFLEN, J. M., YOUNG, R. A., 1981. Estimating erosion and sediment yield on field-sized areas. *Transactions of the ASAE* 24. 1253– 1262.
57. FOURNIER, F. 1969. Suspended load transport by streamflows. *Bulletin of the*

- International Association of Scientific Hydrology 14. 25-36.
58. GASSMAN, P. W., GREEN, C. H., ARNOLD, J. G. 2007. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. Ames: Center for Agricultural and Rural Development, Iowa State University. 100 s.
59. GHIDEY, F., ALBERTS, E. E. 1998. Runoff and soil losses as affected by corn and soybean tillage systems. *Journal of Soil and Water Conservation* 53. 64-70.
60. GOODCHILD, M. F. 1985. Geographic information système in undergraduate geography: a contemporary dilemma. *The Operational Geographer* 8. 34-38.
61. GREGORY, K. J., WALLING D. E. 1970. The measurements of the effects of building construction on drainage basin dynamics. *Journal of Hydrology* 11. 129-144.
62. GREGORY, K. J., WALLING, D. E. 1973. Drainage basin form and process. Wiley, New York. 456 s. ISBN 0470326735.
63. GRISSINGER, E. H., BOWIE, A. J., MURPHEY, J. B. 1991. Goodwin Creek bank instability and seiment yield. 5th Federal Interagency Sedimentation Conference. 32-39.
64. GRIZZETTI, B., BOURAOUI, F. 2005. Evaluation of the SWAT model on the Zelivka catchment (CZ). Institute for Environment and Sustainability, Point Research Centre of the European Commission, Italy, 26 s. [online]. [cit. 2007-06-01]. Dostupné z WWW: [□http://www.euroharp.org/toolbox/catchment%20reports/SWAT/Zelivka_SWAT.pdf](http://www.euroharp.org/toolbox/catchment%20reports/SWAT/Zelivka_SWAT.pdf)>.
65. HALLEY, R. F., SHOWN, L. M. 1976. Relation of erosion to sediment yield. In: *Proceedings of Third Federal Inter-Agency sedimentation Conference*, Washington. 453 s.
66. HARGREAVES, G. L., HARGREAVES, G. H., RILEY, J. P. 1985. Agricultural benefits for Senegal River basin. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 108. 225-230.
67. HARMEL, R. D., KING, K. W. 2005. Uncertainty in measured sediment and nutrient flux in runou from small agricultural watershed. *Transactions of the ASABE* 48. 1713-1721.
68. HAYGARTH, P. M., BILOTTA, G. S., BOL, R., BRAZIER, R., BUTLER, P. J., FREER, J., GIMBERT, L. J., GRANGER, S. J., KRUEGER, T., NADEN, P., OLD, G., QUINTON, J. N., SMITH, B., WORSFOLD, P. J. 2006. Processes affecting transfer of sediment and colloids, with associated phosphorus, from intensively farmed grasslands: an overview of

- key issues. *Hydrological Processes* 20. 4407-4413.
69. HOLVOET, K., VAN GRIENSVEN, A., SEUNTJENS, P. 2005. Sensitivity analysis for hydrology and pesticide supply towards the river in SWAT. *Physics and Chemistry of the Earth* 30. 518-526.
70. HOLÝ, M. 1994. *Eroze a životní prostředí*. ČVUT, Praha, 383 s.
71. CHAPMAN, D. (Ed.). 2007. *Water Quality Assessments*. New York: Taylor & Francis. ISBN 0-419-21600-6.
72. CHMELOVÁ, R., ŠARAPATKA, F. 2002. Současné metody výzkumu eroze půdy. In: Borůvka, L. (Ed): *Pedologické dny 2002 (sborník konference)*. ČZU, Praha. 115-121.
73. IMESON, A., C. 1977. Splash erosion, animal activity and sediment supply in a small forested Luxembourg catchment. *Earth Surface Processes* 2. 153-160.
74. JANEČEK, M., BOHUSLÁVEK, J., DUMBROVSKÝ, M., GERGEL, J., HRÁDEK, F., KOVÁŘ, P., KUBÁTOVÁ, E., PASÁK, V., PIVCOVÁ, J., TIPPL, M., TOMAN, F., TOMANOVÁ, O., VÁŠKA, J. 2002. *Ochrana zemědělské půdy před erozí*. ISV, Praha. 201 s.
75. JANEČEK, M. 1992. *Ochrana půdy před erozí*. Metodika ÚVTIZ č.5. Praha.
76. JANEČEK, M. 1978. Vliv eroze půdy na znečištění povrchových vod, Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství, Praha. 72 s.
77. JAYAKRISHNAN, R., SRINIVASAN, R., SANTHI, C., ARNOLD, J.G. 2005. Advances in the application of the SWAT model for water resources management. *Hydrological Processes* 19. 749-762.
78. JOHNSON, B. E., JULIEN, P. Y., MOLNAR, D. K., WATSON, C. C. 2000. The two-dimensional upland erosion model CASC2D-SED. *Journal of the American Water Resources Association* 36. 31-42.
79. KANG, M. S., PARK, S. W., LEE, J. J., YOO, K. H. 2006. Applying SWAT for TMDL programs to a small watershed containing rice paddy fields. *Agricultural Water Management* 79. 72-92.
80. KAUR, R., SINGH, O., SRINIVASAN, R., DAS, S. N., MISHRA, K. 2004. Comparison of

- a Subjective and Physical Approach for Identification of Priority areas for Soil and Water Management in a Watershed - A Case Study of Nagwan Watershed in Hazaribagh district of Jharkhand, India. *Environmental Modelling and Assessment* 9. 115-127.
81. KIRKBY, M., BRACKEN, L., REANEY, S. 2002. The influence of land use, soils and topography on the delivery of hillslope runoff to channels in SE Spain. *Earth Surface Processes and Landforms* 27. 1459–1473.
82. KLEIN, M. 1984. Anti clockwise hysteresis in suspended sediment concentration during individual storms. *Catena* 11. 251-257.
83. KLIMENT Z., LANGHAMMER J., JURČÁK P. 2003. Dynamika plošného odnosu látok z povodí v geograficky odlišných podmínkach Českej Republiky. ZZ grantu GAUK. 178/2000/B-GEO/PF, Praha, 98 s.
84. KOVAR P., CUDLIN P., KORYTAR M., ZEMEK F., HERMAN M. 2001. Comparative study of water balance on the experimental catchments Vseminka and Drevnice. *Rostlinná Vyroba* 47. 260-266.
85. KRONVANG, B. 1990. Sediment-associated Phosphorus transport from two intensively farmed catchment areas. *Soil erosion on agricultural land. Boardman–Foster– Earing (Eds.) – John Wiley & Sons, New York.* 313-330.
86. KRONVANG, B., LAUBEL, A., LARSEN, S. E., FRIBERG, N. 2003. Pesticides and heavy metals in Danish streambed sediments. *Hydrobiologia* 494. 93-101.
87. KRYSANOVA, V., HATTERMANN, F., WECHSUNG, F. 2005. Development of the ecohydrological model SWIM for regional impact studies and vulnerability assessment. *Hydrological Processes* 19. 763-783.
88. KULHAVÝ, Z. 1995. Příspěvek řešení vodohospodářského managementu zemědělsky využívaného povodí. Disertační práce. VÚMOP Praha.
89. KULHAVÝ, Z., KOVÁŘ, P. 2000. Využití modelů hydrologické bilance pro malá povodí. Praha. 123 s.

90. LAFLEN, J. M., ELLIOT, W.J., FLANAGAN, D. C., MEYER, C. R., NEARING, M. A. 1997. WEPP – predicting water erosion using a process-based model. *Journal of Soil and Water Conservation*. 96–102.
91. LAHLOU, M., SHOEMAKER, L., CHOUDHURY, S., ELMER, R., HU, A., MANGUERA, H., PARKER, A. 1998. Better assessment science integrating point and nonpoint sources: BASINS Version 2.0. Washington, D.C.
92. LEAVESLEY, G. H., LICHTY, R. W., TROUTMAN, B. M., SAINDON, L. G. 1983. *Precipitation Runoff Modeling System – User’s Manual*. Washington, D.C.
93. LENHART, T., ECKHARDT, K., FOHRER, N., FREDE, H.-G. 2002. Comparison of two different approaches of sensitivity analysis. *Physics and Chemistry of the Earth* 27. 645-654.
94. LENZI, M., A., MARCHI, L., 2000: Suspended sediment load during floods in a small stream of the Dolomites (northeastern Italy). *Catena*, 39, 267-282.
95. LEPŠ, J., ŠMILAUER, P. 2000. *Mnohorozměrná analýza ekologických dat*. České Budějovice: Biologická fakulta JU. 130 s.
96. LOPES, V. L. 1987. A numerical model of watershed erosion and sediment yield. PhD thesis, The University of Arizona. 156 s.
97. LOPES, V. L., LANE, L. J. 1988. Modeling sedimentation processes in small watersheds. *IAHS Publications* 174. 497-508.
98. LOWE, W. H., BOLGER, D. T. 2000. Local and landscape-scale predictors of salamander abundance in New Hampshire headwater streams. *Conservation Biology* 16. 183-193.
99. MICHAEL, A. 2001. Anwendung des physikalisch begründeten erosions prognose modells erosion 2D, 3D – empirische ansätze zur ableitung der modell parametr. 156 s.
100. MCGUINNESS, J. L., HARROLD R. L., EDWARDS, W. W. 1978. Relation of rainfall energy and streamflow to sediment yield from small and large watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation* 26. 233-235.

101. MONTEITH, J. L. 1965. Evaporation and environment. In: The State and Movement of Water in living Organisms, Proceedings of 19th Symposium Swansea, U.K. Society of Experimental Biology. Cambridge University Press. 133 s.
102. MORGAN, R. P. C. 1986. Soil Erosion and Conservation. New York, John Willey and Sons. 346 s.
103. MORGAN, R. P. C., QUINTON, J. N., SMITH, R. E., GOVERS, G., POESEN, J. W. A., AUERSWALD, K., CHISCI, G., TORRI, D., STYCZEN, M. E., 1998. The European soil erosion model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms* 23. 527-544.
104. MOTL, V. 2006. Hodnocení erozních procesů v Národní přírodní rezervaci Praděd. Diplomová práce. Ostravská univerzita v Ostravě, Ostrava. 78 s.
105. NACHTERGAELE, L., POESEN, J. 1999. Assessment of soil losses by ephemeral gully erosion. *Earth Surface Processes and Landforms* 24. 693-706.
106. NASH, J. E., SUTCLIFFE, J. V. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I. – A discussion on principles. *Journal of Hydrology* 10. 282-290.
107. NEARING, M. A., FOSTER, G. R., LANE, L. J., FINKNER, S. C., 1989. A process-based soil erosion model for USDA-water erosion prediction project technology. *Transactions of the ASAE* 32. 1587-1593.
108. NEARING, M. A., JETTEN, V., BAFFAUT, C. 2005. Modelling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. *Catena* 61. 131-154.
109. NEITSCH, S. L., ARNOLD, J. G., KINIRY, J. R., SRINIVASAN, R., WILLIAMS, J. R. 2002. Soil and Water Assessment Tool User's Manual. Version 2000. Texas Water Resources Institute, College Station, Texas. TWRI Report TR-192. 378 s.
110. NEITSCH, S. L., ARNOLD, J. G., KINIRY, J. R., WILLIAMS, J. R. 2005. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation, version 2005. Temple, TX: Grassland. 460 s.
111. NEITSCH, S. L., ARNOLD, J. G., WILLIAMS, J. R. 2009. Overview of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Model. In: Arnold, J. (Ed.). 2009. Soil and Water Assessment

- Tool (SWAT) Global Applications. World Association of Soil and Water Conservation. Special Publication No. 4. 413 s.
112. NERBONNE, B. A., VONDRACEK, B. 2001. Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environmental Management* 28. 87-99.
113. NOVOTNY, V. 2003. *Water Quality*. John Wiley & Sons, New Jersey. 864 s. ISBN 0-471-39633-8.
114. OWENS, P. N., APITZ, S., BATALLA, R., COLLINS, A., EISMA, M., GLINDEMANN, H., HOONOSTRA, S., KOTHE, H., QUINTON, J., TAYLOR, K., WESTRICH, B., WHITE, S., WILKINSON, H. 2004. Sediment management at the river basin scale: synthesis of SedNet Working Group 2 outcomes. *Journal of Soils and Sediments* 4. 219-222.
115. OWENS, P. N., PETICREW, E. L. 2006. Sediment dynamics and pollutant mobility in river basin. *Sedymo 2006 Symposium, Hamburg University of Technology. Journal of Soils and Sediments* 6. 122-124.
116. OZCAN, A. U., ERPUL, G., BASARAN, M. 2008. Use of USLE/GIS technology integrated with geostatistics to assess soil erosion risk in different land uses of Indagi Mountain Pass-Cankiri, Turkey. *Environmental Geology* 53. 1731-1741.
117. PARK, S. W., MITCHELL, J. K., SCARBOROUGH, J. N. 1982. Soil erosion simulation on small watersheds: a modified ANSWERS model. *Transactions of the ASAE*. 1581-1588.
118. PFENNIG, B. 2003. Anwendungsspezifischer Vergleich zweier hydrologischer Modellansätze in Untersuchungsgebieten mit unterschiedlichen naturräumlichen Ausstattungen.
119. PHILLIPS, J. M., WALLING, D. E. 1995. An assessment of the effects of sample collection, storage and resuspension on the representativeness of measurements of the effective particle size distribution of fluvial suspended sediment. *Water Research* 29. 2498-2508.
120. PODHRÁZSKÁ, J. DUFKOVÁ, J. 2005. *Protierozní ochrana půdy*. Brno, Mendlova

zemedelská a lesnická univerzita Agronomická fakulta Brno.

121. PRIESTLY, C. H. B., TAYLOR, R. J. 1972. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review* 100. 81-92.
122. QUITT, E. 1971. Klimatické oblasti ČSSR. Brno: Studia geographica.
123. REFSGAARD, J. C., STORM, B. 1995. MIKE SHE. In: Singh, V.P. (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highlands Ranch, Colorado. 809-846.
124. RENARD, K. G., FOSTER, G. R., WEESIES, G. A., PORTER, J. P. 1991. RUSLE – Revised Universal Soil Loss Equation. *Journal of Soil and Water Conservation* 46. 30-33.
125. RENARD, K. G., FOSTER, G. R., WEESIES, G. A., Mc COOL, D. K., YODER, D. C. 1996. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). *Agricultural Handbook no. 703*, U.S. Department of Agriculture. 404 s.
126. REICHERT, P. 2006. A standard interface between simulation programs and system analysis software. *Water Science and Technology* 53. 267-275.
127. RODRIGUEZ-ITURBE, I. 2000. Ecohydrology - A hydrologic perspective of climate - soil - vegetation dynamics. *Water Resources Research* 36. 3-9.
128. RUSSELL, M. A., WALLING, D. E., HODGKINSON, R., A. 2001. Suspended sediment sources in two small lowland agricultural catchments in the UK. *Journal of Hydrology* 252. 1-24.
129. RYAN, P. A. 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 25. 207-221.
130. SADEGHI, S. H. R, BAHRAMI, H. A. 2008. Modeling the USLE K-factor for calcareous soils in northwestern Iran. *Geomorphology* 97. 414-423.
131. SANTOS, C. A. G., WATANABE, M., SUZUKI, K., SRINIVASAN, V. S. 1998. Influence of the moisture-tension parameter on sedigraphs and hydrographs from a semiarid region in Brazil. *IAHS Publications* 249. 231– 240.

132. SANTOS, C. A. G., WATANABE, M., SUZUKI, K. 2000. Application of a physically-based erosion model for a largeriver basin in Japan. Paper Presented in the Symposium on Integrated Water Resources Management, Davis, CA, April 2000.
133. SAXTON, K. E., RAWLS, W. J. 2006. Soil Water Characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. Soil Science Society of America Journal 70. 1569-1578.
134. SCHMIDT, J. (Ed.). 2000. Soil erosion: Application of physically based models.
135. SEEGER, M., ERREA, M. P., BEGUERÍA, S., ARNÁEZ, J., MARTÍ, C., GARCÍA-RUIZ, J. M. 2004. Catchment soil moisture and rainfall characteristics as determinant factors for discharge/suspended sediment hysteretic loops in a small headwater catchment in the Spanish Pyrenees. Journal of Hydrology 288. 299-311.
136. SINGH, V. P. (Ed.). 1995. Computer models of watershed hydrology. Water resources publications. Highland Ranch, Colorado. 1-22.
137. SINGH, V.P., PRASAD, S.N., 1982. Explicit solution to kinematic equations for erosion on an infiltrating plane. In: Singh, V.P. (Ed.), Modeling Components of Hydrologic Cycle. Water Resources Research, Littleton, CO. 515-538.
138. SINGH, V.P., WOOLHISER, D.A., 2002. Mathematical modeling of watershed hydrology. ASCE, Journal of Hydrologic Engineering 7. 270-292.
139. SKLENIČKA, P. 2003. Základy krajinného plánování, Nadežda Sklenicková, Praha. 321 s. ISBN 80-903206-1-9.
140. SMITH, D. D. 1941. Interpretatin of Soil Conservation Data for Field Use. Agricultural Engineering 38. 422-425.
141. SMITH, R. E. 1981. A kinematic model for surface mine sediment yield. Transactions of the ASAE 24. 1508-1514.
142. SMITH, R. E., GOODRICH, D. C., WOOLHISER, D. A., UNKRICH, C. L. 1995. KINEROS – A kinematic runoff and erosion model. In: Singh, V.P. (Ed.) Computer Models of Watershed Hydrology. Highlands Ranch, Colorado. 697-732.
143. SNYDER, G. G., HAUPT, H. F., BELT, G. H. 1975. Clearcutting and burning slash alter

- quality of stream water in Northern Idaho. Research Paper International 168. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 26 s.
144. SOPHOCLEOUS, M. A., KOELLIKER, J. K., GOVINDARAJU, R. S., BIRDIE, T., RAMIREDDYGARI, S. R., PERKINS, S. P. 1999. Integrated numerical modeling for basin-wide water management: The case of the Rattlesnake Creek Basin in south-central Kansas. *Journal of Hydrology* 214. 179-196.
145. SRINIVASAN, R., JACOBS, J., DAY, D., ABBASPOUR, K. (Eds.). 2005. 3rd International SWAT Conference Proceedings. Zurich. 752 s.
146. STORM, B., JORGENSEN, G. H., STYCZEN, M. 1987. Simulation of water flow and soil erosion processes with a distributed physically-based modeling system. *IAHS Publications* 167. 595-608.
147. SVOBODA, J. 1964. Regionální geologie ČSSR. Praha: Nakladatelství Československé akademie věd. 380 s.
148. ŚWIECHOVICZ, J. 2001. Rola stoków i den dolin w odprowadzaniu zawiesiny ze zlewni pogórskiej. *Przemiany środowiska na Pogórzu Karpackim, t. 1. Procesy, gospodarka, monitoring*, Insytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej UJ, Kraków. 31-50.
149. TAKKEN, I. A KOL. 2001. The effect of tillage-induced roughness on runoff and erosion patterns. *Geomorphology* 37. 205–214.
150. TER BRAAK, C. J. F., ŠMILAUER, P. 2002. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca: Microcomputer Power. 550 s.
151. TLAPÁK, V., ŠÁLEK, J., LEGÁT, V. 1992. Voda v zemědělské krajině, *Zemědělské nakladatelství Brázda*, Praha. 320 s.
152. TRIMBL, S. 1981. Changes in the sediment storage in the Coon Creek Basin, Driitley Area, Wisconsin, 1953-1975. *Science* 214. 181-183.
153. TRIPATHI, M. P., RAGHAWASHI, N. S., RAO, G. P. 2005. Effects of watershed subdivision on water balance components. *Hydrological Processes* 20. 267-275.
154. TUČEK, J. 1998. Geografické informační systémy principy a praxe. Computer Press.

- Praha. 424 s.
155. UHROVÁ, J. 2008. Metody výpočtu erozního smyvu. Vodní hospodářství a vodní stavby.
 156. VACHE, K. B., EILERS, J. M., SANTELMANN, M. V. 2002. Water wuality modelling of alternative agricultural scenarios in the US corn belt. Journal of the American Water Resources Association 38. 773-787.
 157. VAN GRIENSVEN, A., FRANCOS, A., BAUWENS, W. 2002. Sensitivity analysis and auto-calibration of an integral dynamic model for river water quality. Water Science and Technology 45. 325-332.
 158. VAN GRIENSVEN, A., BAUWENS, W. 2003. Multiobjective autocalibration for semidistributed for water quality models. Water Resources Research 39. 1348-1353.
 159. VAN GRIENSVEN, A., BAUWENS, W. 2005. Application and evaluation of ESWAT on the Dender basin and Wister Lake basin. Hydrological Processes 19. 827-838.
 160. VAN GRIENSVEN, A., MEIXNER, T., GRUNWALD, S., BISHOP, T., DiLUZIO, M., SRINIVASAN, R. 2006. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. Journal of Hydrology 324. 10-23.
 161. VANONI, V.A. 1975. Sedimentation engineering. Report in Engineering Practice No. 54, American Society of Civil Engineers, New York. 236 s.
 162. VAN ROMPAEY A., GOVERS, G., VAN HECKE, E., JACOBS, K. 2001. The impact of land-use policy on the soil erosion risk: case study in central Belgium. Agriculture, Ecosystems and Environment 83. 83-94.
 163. VAŠKŮ, Z. 2002. Hodnocení vodní eroze půdy v rámci podrobného pedologického průzkumu. In: Borůvka, L. (Ed.). Pedologické dny 2002 (sborník konference). ČZU, Praha. 115-121.
 164. VERSTRAETEN, G., POESEN, J. 2000. Estimating trap efficiency of small reservoirs and ponds: methods and implications for the assessment of sediment yield. Progress in Physical Geography 24. 219-251.

165. VINEY, N.R., SIVAPALAN, M. 1999. A conceptual model of sediment transport: application to the Avon River Basin in Western Australia. *Hydrological Processes* 13. 727-743.
166. VINEY, N. R., SIVAPALAN, M., DEELEY, D. 2000. A conceptual model of nutrient mobilisation and transport applicable at large catchment scales. *Journal of Hydrology* 240. 23-44.
167. WALLING, D. E., AMOS, C. M. 1999. Source, storage and mobilisation of fine sediment in a chalk stream system. *Hydrological Processes* 13. 323-340.
168. WALLING, D. E., WEBB, B. W. 1981. The reliability of suspended load data. In: *Erosion and Sediment transport measurement*. IAHS Publications 133. 177-194.
169. WATERS, T. F. 1995. *Sediment in streams: sources, biological effects and controls*. American Fisheries Society Monograph 7. 78 s.
170. WESTRICH, B., FÖRSTNER, U. (Eds.). 2007. *Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers*. Heidelberg: Springer. 430 s. ISSN 1863-5520.
171. WICKS, J. M., 1988. *Physically-based mathematical modelling of catchment sediment yield*. Thesis submitted for the degree of doctor of philosophy, Department of Civil Engineering, University of Newcastle Upon Tyne.
172. WICKS, J.M., BATHURST, J.C., 1996. SHESED: a physically based, distributed erosion and sediment yield component for the SHE hydrological modeling system. *Journal of Hydrology* 175. 213-238.
173. WILCOCK, P. R., CROWE, J. C. 2003. Surface-based transport model for mixed-size sediment. *Journal of Hydraulic Engineering – ASCE* 129. 120-128.
174. WILLIAMS, G. P. 1989. Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic event in rivers. *Journal of Hydrology* 111. 89-106.
175. WILLIAMS, N. D., WALLING, D. E., LEEKS, G. J. L. 2007. High temporal resolution in situ measurement of the effective particle size characteristics of fluvial suspended sediment. *Water Research* 41. 1081-1093.
176. WISCHMEIER, W. H., SMITH, D. D. 1965. Predicting rainfall erosion losses from

- cropland east of the Rocky Mountains. USDA Handbook No. 282. 47 s.
177. WOOLHISER, D. A., SMITH, R. E., GOODRICH, D. C., 1990. KINEROS, a kinematic runoff and erosion model. Documentation and User Manual, USDA, Agricultural Research Service, ARS-77. 130 s.
178. WU, F. C., CHOU, Y. J. 2003. Simulation of gravel-sand bed response to flushing flows using a two-fraction entrainment approach: Model development and flume experiment. *Water Resources Research* 39. 1211-1234.
179. WU, Q., WANG, M. Y. 2007 A framework for risk assessment on soil erosion by water using an integrated and systematic approach. *Journal of Hydrology* 337. 11-21.
180. YOUNG, R. A., ONSTAD, C. A., BOSCH, D. D., ANDERSON, W. P. 1989. AGNPS: A Nonpoint Source Pollution Model for Evaluating Agricultural Watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation* 44. 168-173.
181. ZAVOIANU, I. 1996. Relationship between rainfall, slope runoff and erosion in the Valea Muscel Basin. *Geografický časopis* 48. 113-120.
182. ZINGG, A. W. 1940: Degree and Length of Land Slope as it Affects Soil Loss in Runoff. *Agricultural Engineering* 21. 59-64.

8. Abstrakt

Cílem této disertační práce bylo zhodnotit možnosti výpočtu odnosu nerozpuštěných látek pomocí erozních matematických modelů v prostředí GIS ve vybraném povodí a na změřených datech o průtocích a koncentracích nerozpuštěných látek při konkrétních zaznamenaných srážko-odtokových událostí provést výpočet odnosu nerozpuštěných látek kontinuálním modelem.

Povodí se nachází v území Kopaninského potoka v kraji Vysočina, okrese Pelhřimov. Na povodí Kopaninského potoka byl pro vyhodnocení srážko-odtokových událostí zvolen odběrný profil označený P23. Pro výstavbu a následné využití modelu SWAT byl použit uzávěrový profil celého povodí označený T7U.

Data o průtocích a nerozpuštěných látkách při srážko-odtokových událostech byla zpracována pomocí metody hysterezních smyček a RDA analýzi. Model SWAT byl použit na určení množství vody a sedimentů vstupujících do toku v povodí. Pro povodí Kopaninského potoka byly vytvořeny celkem čtyři možné scénáře změn land use a pomocí modelu SWAT byl simulován jejich vliv na průtok a koncentrace nerozpuštěných látek ve vodních tocích.

Z naměřených dat je u většiny srážko-odtokových událostí jasně patrný vzestup koncentrací nerozpuštěných látek, který přesně kopíruje i vzestup hladiny v toku. Z porovnání datových řad je jasně patrné nadhodnocování reakce modelu na podněty srážek. Poměrně výrazné nadhodnocení časné jarní události je spojené s táním sněhu. Lze konstatovat, že dobré výsledky ve snížení průtoků i koncentrací nerozpuštěných látek byly dosaženy u všech simulovaných scénářů.

Abstract

The aim of this thesis is to evaluate the possibilities of suspended solids calculation by mathematical-erosion models in GIS in experimental catchment. Furthermore, there were calculated losses of suspended solids during measured rainfall-runoff events via continuous model.

The Kopaninský stream experimental catchment is situated in Czech-Moravian Highlands, district Pelhrimov. To evaluate rainfall-runoff events there was selected subcatchment of Kopaninský stream named P23. Data from Kopaninský stream catchment outlet T7U were applied for building and subsequent using of SWAT model.

Data of discharge and concentration of suspended solids during rainfall-runoff events were analysed by methods of hysteretic loops and statistical method called Redundancy analysis. SWAT model was used for quantifying flow volume and volume of suspended solids. Four scenarios of possible land use changes were built up for Kopaninský stream and subsequently the influences of land use changes on discharge and concentration of suspended solids in stream were simulated by SWAT model.

Measured data of rainfall-runoff events in most cases show rise of concentration of suspended solids, which coincide with water level rise. Comparing measured data series and modelled data series leads to conclusion, that SWAT model overestimated reaction of catchment on precipitation amount. Relatively strong overestimating of spring event is connected with snow-melting. It can be said, that good results in runoff and suspended solids concentration reduction were achieved by all simulated scenarios.

9. Souhrn publikací

2006

Mazín, V., Váchal, J., Koupilová, M., Pavlíček, T., Moravcová, J., Lechner, P. Krajinné plánování a projekce PÚ. 2006. Skripta dostupná v PDF na webových stránkách Katedry pozemkových úprav, Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. České Budějovice.

Mazín, V., Váchal, J., Moravcová, J., Pavlíček, T., Koupilová, M., Lechner, P. Pozemkové úpravy. 2006. Skripta dostupná v PDF na webových stránkách Katedry pozemkových úprav, Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. České Budějovice.

Váchal, J., Mazín, V., Pavlíček, T., Koupilová, M., Moravcová, J., Lechner, P. Základy správy krajiny. 2006. Skripta dostupná v PDF na webových stránkách Katedry pozemkových úprav, Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. České Budějovice

2008

Moravcová, J., Pavlíček, T., Koupilová, M. Monitoring and evaluation of selected indicators of water quality and nutrients loss by extreme rainfall-drain events in dependence on cultures representation in small catchments. In *Environmental sciences - sborník abstraktů, ČZU v Praze*. Praha : Česká zemědělská univerzita v Praze, 2008, ISBN-ISSN: 978-80-213-1781-9.

Moravcová, J., Pavlíček, T., Koupilová, M., Kvítek, T., Váchal, J. Monitoring and valuation of selected indicators of water quality and nutrients loss by extreme rainfall-drain events in dependence on cultures representation in small catchments. In: *EGU General Assembly 2008*, Vol. 10. Vídeň, 2008. ISSN 1029-7006.

2009

Moravcová, J., Pavlíček, T., Koupilová, M., Ondr, P., Váchalová, R., Váchal, J. Behavior of selected c-q hysteresis parameters by extreme rainfall-runoff events in artificially drained localities. *Journal of Landscape Studies*, 2009, roč. 2, č. 3-4, s. 77-88, ISSN 1802-4416.

Pavlíček, T., Moravcová, J., Koupilová, M., Ondr, P., Kvítek, T., Váchal, J. The impact of soil use in resource catchment areas on water quality and runoff conditions. In: *EGU General Assembly 2009*, Vol. 11. Vídeň, 2010. ISSN 1029-7006.

Moravcová, J., Pavlíček, T., Koupilová, M., Ondr, P., Kvítek, T., Váchal, J. Valuation of selected indicators of water quality by extreme rainfall-drain events in dependence on land-use representation in artificially drained areas. In: *EGU General Assembly 2009*, Vol. 11. Vídeň, 2010. ISSN 1029-7006.

2010

Moravcová, J., Pavlíček, T., Koupilová, M., Ondr, P., Bystřický, V., Váchal, J. Land adjustment and its impact on landscape stability increase in Czech Republic. In: *EGU General Assembly 2010*, Vol. 12. Vídeň, 2010. ISSN 1029-7006.

Moravcová, J., Pavlíček, T., Ondr, P., Koupilová, M. Valuation of selected indicators of water quality by extreme rainfall-drain events and by normal hydrological conditions - differences between manual and automatic sampling.. In *EGU Leonardo 2010 - Looking at catchments in colors*. Luxembourg : Centre de Recherche Public - Gabriel Lippmann, 2010, s. 7.

Ondr, P., Moravcová, J., Koupilová, M., Pavlíček, T., Duffková, R. Infiltration area localization based on meteorological measurements. In: *EGU General Assembly 2010*, Vol. 12. Vídeň, 2010. ISSN 1029-7006.

Pavlíček, T., Moravcová, J., Koupilová, M., Ondr, P. Valuation of selected indicators of water quality by extreme rainfall-drain events and by normal hydrological conditions. In: *EGU General Assembly 2010*, Vol. 12. Vídeň, 2010. ISSN 1029-7006.

2011

Ondr, P., Brom, J., Moravcová, J., Koupilová, M., Pavlíček, T., Duffková, R. The impact of selected meteorological components on discharge in the small agricultural catchment. In: *EGU General Assembly 2011*, Vol. 13. Vídeň, 2011. ISSN 1029-7006.

Moravcová, J., Pavlíček, T., Koupilová, M., Ondr, P., Kvítek, T., Váchal, J. The comparison between theoretical annual loss of sediments and real sediment loss during the extreme rainfall runoff events. In: *EGU General Assembly 2011*, Vol. 13. Vídeň, 2011. ISSN 1029-7006.