

**UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE**

**Přírodovědecká fakulta**

**Ústav pro životní prostředí**



**MODELOVÁNÍ ZNEČIŠTĚNÍ POVRCHOVÝCH VOD V CHKO  
KŘIVOKLÁTSKO S VYUŽITÍM GIS**

**MODELLING OF SURFACE WATER POLLUTION IN KRIVOKLATSKO  
PROTECTED AREA USING GIS**

**DIPLOMOVÁ PRÁCE**

Autor: Michal Šereš

Vedoucí DP: Ing. Luboš Matějček, Ph.D.

Květen 2014

## **Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré (i přejeté) informace budou řádně citovány. Rovněž prohlašuji, že předložená diplomová práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze, 5. 5. 2014

Michal Šereš

## **Poděkování:**

Na tomto místě bych rád poděkoval svému školiteli Ing. Luboši Matějčkovi, Ph.D. za odborné vedení práce a cenné rady poskytnuté během mnohých konzultací. Dále bych rád poděkoval ČHMÚ, Povodí Vltavy, státní podnik a správě CHKO Křivoklátsko za poskytnutá data, bez nichž by práce nemohla vzniknout. Závěrem bych rád poděkoval své rodině a všem blízkým za podporu, kterou mi během studia poskytovali.

# OBSAH

ABSTRAKT	6
SEZNAM ZKRATEK	8
1 ÚVOD	10
2 ENVIRONMENTÁLNÍ MODELOVÁNÍ	12
2.1 Environmentální informatika	12
2.2 GIS a environmentální modelování	12
2.3 Modelování znečištění povrchových vod	13
2.4 Vybrané nástroje pro modelování znečištění povrchových vod	17
2.4.1 SWAT	17
2.4.2 ArcGIS	23
2.4.3 SWAT-CUP	24
2.5 Dusík a eutrofizace povrchových vod	25
3 METODIKA	26
3.1 Popis zájmového území	26
3.1.1 Obecná charakteristika	26
3.1.2 Geomorfologie a geologie území	26
3.1.3 Půdní charakteristiky	27
3.1.4 Klimatické podmínky	27
3.1.5 Fauna	28
3.1.6 Flora	28
3.1.7 Socioekonomická charakteristika	29
3.1.8 Zájmová povodí	30
3.2 Vstupní data	34
3.2.1 Topografie	34
3.2.2 Land use	36
3.2.3 Půdy	37
3.2.4 Svažitost	38
3.2.5 HRU	38
3.2.6 Hydrologie	39
3.2.7 Meteorologie	39
3.2.8 Plošné zdroje znečištění	41

3.2.9	Bodové zdroje znečištění	42
3.3	Parametrizace	44
3.4	Citlivostní analýza, kalibrace a validace modelu	46
3.5	Nejistoty modelování	48
3.6	Statistické metody vyhodnocení	49
4	VÝSLEDKY	51
4.1	Klíčava	51
4.2	Klučná	55
4.3	Rakovnický potok	58
4.4	Skryjský potok	61
4.5	Tyterský potok	64
4.6	Úpořský potok	67
4.7	Vůznice	70
4.8	Zbirožský potok	73
4.9	Žloukava	76
4.10	Celé území	78
5	DISKUSE	81
6	ZÁVĚR	86
7	ZDROJE	87
8	PŘÍLOHY	94

## ABSTRAKT

Environmentální modelování se v posledních letech stává významným nástrojem na podporu rozhodování. Zejména v oblasti ochrany povrchových vod představují hydrologické modely významné potenciální uplatnění. V diplomové práci byly pomocí hydrologického modelu SWAT simulovány koncentrace dusičnanů v povrchových vodách na území devíti povodí v oblasti CHKO Křivoklátsko v letech 2003 – 2010.

Postup práce se skládal z několika na sebe navazujících kroků. Nejprve byly vytvořeny modely povodí. Na základě citlivostní analýzy byly následně určeny parametry modelu vykazující největší citlivost. Ty byly během kalibrace upravovány v programu SWAT-CUP. Výsledky simulací kalibrovaného modelu byly následně vyhodnoceny.

Provedené modelování ukázalo, že zájmové území není celoplošně ohroženo dusičnanovým znečištěním. V rámci jednotlivých povodí je možné vytipovat konkrétní ohrožené lokality. Ve většině případů se jedná o území s významným zastoupením zemědělských půd. Množství vyplavených dusičnanů ze zemědělsky zatížených ploch se pohybuje v rozmezí 6 – 10 kg.ha<sup>-1</sup>. Některé velmi disponované plochy vykazují i hodnoty vyšší. Z většiny území se vyplavuje mezi 0 – 4 kg.ha<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub> za rok. Sledované vodní toky nevykazují překračování limitních koncentrací NO<sub>3</sub> stanovených nitrátovou směrnicí. Průměrné koncentrace se většinou pohybují v rozmezí 9 – 19 mg.l<sup>-1</sup>. V některých zemědělsky exponovaných lokalitách průměrné koncentrace vystupují nad 20 mg.l<sup>-1</sup> a v několika případech dosahují vlivem bodových zdrojů znečištění hodnot vyšších než 35 mg.l<sup>-1</sup>.

Samotný model se projevil citlivý zejména vůči parametrům řídícím povrchový odtok, podpovrchový odtok, denitrifikaci a vyplavování dusičnanů z půdy. Zejména v malých povodích model nadhodnocoval základní odtok. Statistické parametry hodnotící kvalitu modelu neukazují na dobrou shodu modelovaných hodnot s hodnotami měřenými. Průměrné simulované koncentrace dusičnanů v povrchových vodách jsou podobné průměrným měřeným hodnotám. Vzhledem k nejistotám vstupních dat nelze očekávat přesnější výsledky.

### **Klíčová slova:**

Dusičnany, CHKO Křivoklátsko, land use, modelování znečištění povrchových vod, SWAT.

## **ABSTRACT**

Environmental modelling is lately becoming to be one of the most important decision support systems. Hydrological models present significant potential for use especially in area of surface and groundwater protection. In the diploma thesis, the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) was used to evaluate nitrate surface water pollution in nine catchments situated in Křivoklátsko protected area during the period of 2003 – 2010.

Modelling process consist of assorted consequent steps. First the hydrological model of each catchment was created. Afterwards the sensitivity analysis was conducted to select most sensitive model parameters. Calibration process was carried out after the parameters selection using SWAT-CUP automatic calibration tool. Model results were visualized and evaluated.

The results of the model suggested, that the area of interest was not widely endangered by nitrate pollution. Within each catchment the critical source areas of nitrate pollution were identified. It was observed that these areas are related with intensive agricultural areas. Nitrate leaching ranged from 6 kg.ha<sup>-1</sup> to 10 kg.ha<sup>-1</sup> per year in agriculture areas. Some areas exceed this amount. Nitrate loss from most of the area of interest ranged from 0 kg.ha<sup>-1</sup> to 4 kg.ha<sup>-1</sup> per year. Concentrations of nitrates in modeled streams didn't exceed limits given by nitrate direction. Average concentrations of nitrates in the streams ranged from 6 mg.l<sup>-1</sup> to 15 mg.l<sup>-1</sup>. Higher concentrations (> 20 mg.l<sup>-1</sup>) were observed in some intensive agricultural areas. Few reaches indicated average concentration higher than 35 mg.l<sup>-1</sup> due to point source influence.

Model appeared sensitive especially to parameters controlling surface runoff, subsurface flow, denitrification and nitrate percolation. Base flow was overestimated especially in small catchments. Statistical evaluation of model showed weak simulation performance. Nevertheless simulated average nitrate concentrations were similar to measured average nitrate concentrations. Due to model data uncertainty a better model performance cannot be expected.

### **Key words:**

Nitrates, Křivoklátsko protected area, land use, water pollution modelling, SWAT.

## Seznam zkratek

AGNPS	Agricultural Non-Point Source Pollution Model
ANSWERS	Areal Non-point Source Watershed Environmental Response Simulation model
BASINS	Better Assessment Science Integrating Point & Nonpoint Sources
BMP	Best management practices
DHI	Danish Hydraulic Institute
CEAP	Conservation Effects Assessment Project
CHESS	Climate, Hydrochemistry and Economics of Surface-water Systems
CORINE	Coordination of Information in the Environment
CREAMS	Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems
ČOV	Čistírna Odpadních Vod
ČÚZK	Český úřad zeměměřičský a katastrální
DEM	Digital Elevation Model
DIBAVOD	Digitální báze vodohospodářských dat
DSS	Decision Support Systems
DWSM	Dynamic Watershed Simulation Model
EO	Ekvivalentní obyvatel
EPIC	Environmental Impact Policy Climate model
ESRI	Environmental Systems Research Institute
EU	Evropská Unie
EUROHARP	Towards European Harmonised Procedures for Quantification of Nutrient Losses from Diffuse Sources
FAO	Food and Agriculture Organization
GIS	Geografický informační systém, Geographical Information System
GLEAMS	Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems
GLUE	Generalized Likelihood Uncertainty Estimation
HRU	Hydrological Response Unit
CHKO	Chráněná krajinná oblast
LCA	Life Cycle Assessment
LHS	Latin Hypercube Sampling
MCMC	Markov Chain Monte Carlo
NL-CAT	Nutrient Losses at Catchment scale
ParaSol	Parameter Solution



PEZ	Populační ekvivalent znečištění
PSO	Particle Swarm Optimization
PVL	Povodí Vltavy, státní podnik
ROTO	Routing Outputs to Outlet
SIJAK	Simulační model jakosti povrchových vod
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
SWAT-CUP	SWAT Calibration and Uncertainty Programs
SWRRB	Simulator for Water Resources in Rural Basins
SUFI 2	Sequential Uncertainty Fitting version 2
SWIM	Soil and Water Integrated Model
TMDLs	Total Maximum Daily Loads
TRK	Transport, Retention, Källfördelning
USDA ARS	United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service
U. S. EPA	United States Environmental Protection Agency
VÚPE	Vybrané údaje provozní evidence
VÚMOP	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd
WASP 7	The Water Quality Analysis Simulation Program
95PPU	95 % prediction uncertainty

# 1 ÚVOD

Problém znečištění povrchových vod živinami je dnes velmi aktuálním tématem. Na otázky týkající se vstupu dusíku a ostatních živin do povrchových vod se snaží odpovědět nejedna vědecká práce. Problematikou se zabývají i mnohé mezinárodní projekty jako např. celoevropský projekt EUROHARP (Kronvang et al., 2009). Proč je ale dusík takovým problémem? Je potřeba si uvědomit, že jde o významný biogenní prvek, ovlivňující zásadním způsobem biosféru. Jeho výskyt v atmosféře je majoritní, ale pro organismy, potažmo rostliny, je v plynném stavu ve formě  $N_2$  nedostupný. Dostupným se stává až ve formě sloučenin dusíku, jejichž vstup do biosféry je umožněn chemickými reakcemi v atmosféře či různorodými pochody v horninovém prostředí a pedosféře. Člověk přirozený koloběh dusíku výrazně narušil dvěma činnostmi - produkcí potravin a produkcí energie (Galloway et al., 2004). Zvýšené množství dusíku způsobuje problémy jako je eutrofizace a s tím spojené další negativní jevy.

Zvyšování obsahu živin v povrchových vodách neovlivňuje pouze zemědělství či energetika. Zásadní roli v uvolňování dusíku hraje také celkové využití krajiny, tzv. land use. Zcela jinak se totiž vstup dusíku projeví na území využívaném jako les, jako zemědělská plocha či jako obytná zástavba (Jha et al., 2010). Jinak probíhá vyplavování dusíku na ploše s různým vegetačním pokryvem (Akhavan, 2010) či různorodými půdními charakteristikami (Panagopoulos, 2007). Významný vliv má také topografie území (Glavan, 2012) a v neposlední řadě také bodové a plošné zdroje znečištění (Silgram, 2009).

Diplomová práce hodnotí znečištění povrchových vod dusíkem na území CHKO Křivoklátsko s využitím programu ArcGIS a jeho nadstavby, komplexního hydrologického modelu ArcSWAT 2012, pro roky 2003 - 2010. Sledované území je přírodně cennou lokalitou díky komplexu zachovalých lesních ekosystémů rozkládajících se po obou březích řeky Berounky. Neuniklo však hospodářským zásahům a výsledky dosavadního monitoringu povrchových vod ukazují, že kvalita vody je značně ovlivněna antropogenními zásahy. Sledování kvality vody na tomto území se již od 90. let 20. století věnovala řada výzkumných projektů (Matějček et al., 2003) či diplomových prací. Výsledky těchto prací vždy vyzdvihují doporučení pokračovat v monitoringu kvůli stále znepokojivému stavu některých toků (Udatný, 2009; Cepáková, 2012; Kesnerová, 2013). V diplomové práci Komárkové (2013) bylo využito nástroje SWAT pro modelování znečištění v povodí Rakovnického potoka. Práce shrnuje, že model je aplikovatelný na daném území. Cílem provedeného modelování není přesné stanovení koncentrace dusičnanů ve vodních tocích, ale poskytnutí rámcového přehledu o kvalitě toků v zájmových lokalitách.

## **Cíle:**

- S využitím programu ArcSWAT vytvořit model znečištění povrchových vod pro devět povodí ležících uvnitř CHKO Křivoklátsko (Klíčava, Klučná, Rakovnický potok, Skryjský potok, Tyterský potok, Úpořský potok, Vůznice, Zbirožský potok, Žloukava).
- Pomocí citlivostní analýzy určit důležité parametry modelu a kalibrací stanovit jejich místně specifické hodnoty.
- Pomocí vybraných statistických metod ověřit přesnost simulací modelovaných dějů (hydrologie, rozložení dusičnanového znečištění).
- Vyhodnotit míru znečištění povrchových toků v zájmových povodích.
- Vytipovat hlavní rizikové oblasti spojené se znečištěním a diskutovat příspěvek bodových a plošných zdrojů ke znečišťování toků.
- Diskutovat vliv bodových a plošných zdrojů na kvalitu povrchových vod a popsat možnosti snížení těchto dopadů.

## **2 ENVIRONMENTÁLNÍ MODELOVÁNÍ**

### **2.1 Environmentální informatika**

Děje, probíhající v reálném světě, se vědci pokoušeli popisovat matematickými vztahy již od pradávna. Dnes běžně používané matematické či fyzikální vztahy pocházejí často z dob antiky, a vědecké disciplíny, které se opírají o matematiku, prošly významným rozvojem již během středověku. Moderní přírodní vědy jsou na matematice a statistice vysoce závislé a lze tvrdit, že rozvoj výpočetní techniky tomuto trendu významně napomohl. Právě rozvoj výpočetní techniky hrál důležitou roli pro vznik nové disciplíny, environmentální informatiky. Ta vznikla v 80. letech v Německu jako odnož nově vznikajícího oboru aplikované informatiky, která byla tehdy pouze teoretickou vědou zaměřenou na matematické metody (Hilty, 2005). Lze ji definovat jako speciální subdisciplínu aplikované informatiky pracující s metodami, technikami a nástroji výpočetní techniky za účelem analýzy a podpory informačních procedur, které se podílejí na výzkumu, zneškodňování a minimalizaci zátěží na životní prostředí (Page a Hilty, 1995). Jejich smyslem je, že umožňují zpracování obrovského množství dat, která jsou pak využívána pro simulace a predikce, slouží během hledání optimálních postupů environmentálního managementu (Nondek, 2011), umožňují shromažďovat data, která jsou využívána pro rutinní administrativní úkony, ale také slouží pro politicko-strategické rozhodování (Page a Rautenstrauch, 2001). Environmentální informační systémy lze dle Page a Hiltyho (1995) rozdělit do několika kategorií: i) monitorovací a kontrolní systémy, ii) konvenční informační systémy, iii) výpočetní analytické a vyhodnocovací systémy, iv) systémy plánování a podpory rozhodování a v) integrované environmentální informační systémy. V posledních dvou dekáдах vznikla řada počítačových modelů zaměřených na popis dějů a problémů v životním prostředí, které slouží jako nástroje na podporu rozhodování (Huang a Chang, 2003). Tyto nástroje bývají obecně označovány zkratkou DSS (Decision Support Systems) a v současnosti hrají roli významného pomocníka státního aparátu.

### **2.2 GIS a environmentální modelování**

Historicky se pro zobrazování prostorových dat využívaly většinou mapy. Digitalizací prostorových dat a vývojem GIS se dosáhlo stavu, kdy i malé území lze popsat obrovským množstvím informací, které moderní technika s použitím GIS dokáže efektivně zpracovávat

a vyhodnocovat (DeVantier, 1993). S rozvojem GIS se tak hydrologům již v 90. letech naskytla možnost zefektivnit jejich práci díky rozvoji hydrologického modelování.

V modelování přírodních dějů, resp. hydrologických procesů hrají GIS důležitou roli, protože samotné modely často nabízejí pouze nástroje pro simulace procesů. Postrádají však intuitivní vizualizaci a prostorovou analýzu, kterou poskytují právě GIS (Sweeney, 1999). Propojení GIS s hydrologickými modely se stává nezbytnou součástí modelování. Dá se obecně rozdělit do 4 hlavních přístupů (dle Sui a Maggio, 1999):

- uložení GIS uvnitř modelu,
- uložení modelu uvnitř GIS,
- volné propojení,
- pevné propojení.

Každý z přístupů si s sebou nese jak výhody, tak určité nevýhody. První z možností má výhodu v tom, že ponechává vývojářům modelu volné ruce pro uspořádání modelu a ti pak nejsou vázání na již existující struktury GIS. Slabinou tohoto přístupu je špatná správa dat a horší vizualizace než by poskytovaly komerční GIS. Druhý přístup je možné vidět častěji. Jedná se např. o propojení modelu ArcSWAT se softwarem ArcMap. Výhoda oproti prvnímu přístupu je zřejmá v oblasti správy dat a vizualizace. Problém tohoto přístupu však spočívá v horších možnostech propojení obou systémů. Přístup volného propojení modelu a GIS spočívá v tom, že jednotlivé součásti (GIS, model, statistický program) jsou navzájem provázány výměnou dat. Modeláři se takto vyhýbají přebytečnému programování, problém však může být ve výměně dat mezi jednotlivými součástmi komplexu. U posledního přístupu se model napevno propojuje s komerčním GIS skrze makro či jiné programové řešení.

### **2.3 Modelování znečištění povrchových vod**

Matematickým modelem rozumíme abstraktní model používající matematický zápis pro popis chování soustavy. Jde o umělý objekt nebo myšlenkový koncept, užívaný pro reprezentaci izolované části reálného světa (Nondek, 2011). Využití modelů v environmentálních vědách je hojné. Jejich aplikace je nedocenitelná hlavně v oblastech, kde z jakýchkoliv důvodů není možné provádět kontinuální monitoring. V České republice bylo v souladu s implementační strategií

Rámcové směrnice vodní politiky Evropských společenství nutno zavést systém sledování a hodnocení ekologického stavu povrchových vod. V rámci tohoto systému je nutno mít jednotnou metodiku pro hodnocení ekologického stavu řek pro složky biologické, hydromorfologické, chemické a fyzikálně chemické a pro specifické znečišťující látky (Jarkovský et al., 2005). Za tímto účelem probíhá vývoj a zavádění vhodných technických nástrojů, které by umožnily popis stavu povrchových vod a určení souvislostí mezi antropogenními tlaky a stavem vodních ekosystémů. Státní aparát musí v oblasti ochrany vodních ekosystémů užívat řadu nástrojů na podporu rozhodovacích procesů, mezi něž patří i různé modely. Ty lze rozdělit do několika kategorií (Jeníček et al., 2011), přičemž pro popis znečištění povrchových vod jsou důležité zejména: i) srážko-odtokové modely a ii) modely šíření znečištění ve vodním prostředí.

Následující přehled uvádí nejdůležitější modely predikující znečištění povrchových vod:

- AGNPS

Model vyvinutý ministerstvem zemědělství Spojených států (United States Department of Agriculture - USDA). Slouží k hodnocení šíření znečištění a jeho pohybu v povodí z nebodového zdroje pro jednotlivé události. Je schopen simulovat řadu dějů v povodí, mezi něž patří akumulace živin, sedimentů a pesticidů ve spojitosti s různými scénáři využívání krajiny (Young., 1987).

- ANSWERS-2000

Plánovací model určený k simulacím dlouhodobých hydrologických a erozních procesů v zemědělsky využívaných povodích, zejména pak k transportu dusíku a fosforu (Bouraoui a Dillaha, 2000). Jde o nástupce modelu ANSWERS vyvinutého na konci 70. let 20. století za účelem vyhodnocení efektů aplikace tzv. nejlepších pracovních postupů (Best Management Practices – BMP) na povrchový odtok a vyplavování sedimentů.

- AQUATOX

Model vydávaný americkou agenturou ochrany životního prostředí (Environmental Protection Agency - EPA). Simuluje transport polutantů, jako jsou živiny, organické zbytky, sedimenty, toxické organické chemikálie a jejich vliv na vodní organismy a celé ekosystémy (Park et al., 2008). Model je schopen predikovat chování řady konkrétních chemických látek, ale i odezvu konkrétních druhů organismů. Je určen zejména pro ekology, biology a modeláře zabývající se kvalitou vody.

- EPD-RIV1

Model vyvinutý na univerzitě v Ohio v 90. letech slouží k jednorozměrným kvalitativním simulacím vodních toků za účelem regulace tzv. maximálních denních přípustných hodnot (Total Maximum Daily Loads - TMDLs). Model není určený k simulacím transportu sedimentů či toxických látek (Sharma, 2012).

- CE-QUAL-W2

Jedná se o dvourozměrný hydrodynamický model jakosti vody povrchových vodních těles. Model simuluje procesy eutrofizace skrze vztahy mezi teplotou, živinami, řasami, rozpuštěným kyslíkem, organickou hmotou a sedimenty. Hydrodynamický komponent modelu predikuje změny výšky hladiny, teploty vody či rychlosti proudění (Osfeld a Salomons, 2005).

- DWSM

Model byl vyvinut za účelem simulace povrchového odtoku během srážek, vzniku povodňových vln, půdní eroze, transportu sedimentů či chemikálií běžně užívaných v zemědělství v rámci zemědělsky využívaných povodí (Borah a Bera, 2004).

- MIKE-SHE

Srážko-odtokový, koncepční distribuovaný model schopný v rámci modulárního systému simulovat šíření znečištění, erozi, transport sedimentů či řešení zavlažování. Model je vydáván dánskou firmou DHI. Jde o propracovaný model napojený na GIS, se kterým lze modelovat řadu hydrologických úkolů včetně analýzy a řešení technických zásahů v povodí (Jeníček et al., 2011).

- MIKE 11

Jde o další model vyvíjený dánskou firmou DHI, který je určen zejména pro simulace proudění, kvality vody a pohybu splavenin v otevřených korytech a inundačních územích. Model je aplikovatelný u rizikové analýzy povodní, posuzování ekologické a chemické kvality vody v tocích a nádržích, předpovědi změn kvality vody a posouzení vlivu bodových zdrojů. Hodí se pro integrovanou ochranu povrchových a podzemních vod (Jeníček et al., 2011).

- SHETRAN

Distribuovaný, na transport zaměřený, fyzikálně založený, prostorový model povodí, vytvořený pro modelování odtoku vody, transportu sedimentů a transportu látek znečišťujících prostředí. SHETRAN je schopen modelovat např. výšku sněhové pokrývky, toky v nasycené a nenasyčené zóně či objem odnesených sedimentů (Foltýn, 2011).

- SIJAK

Aplikace SIJAK je simulační model jakosti povrchových vod vyvinutý ve Výzkumném ústavu vodohospodářském T. G. M. v rámci výzkumného projektu MŽP0002071101. Model na základě informací o vstupech znečištění, popisu říční sítě, charakteristice jednotlivých úseků toků, informacích o významných vodních nádržích a průtokových řadách počítá koncentrace znečišťujících látek v bilančních profilech. Model v současnosti zpracovává informace o chování tří jakostních ukazatelů – BSK<sub>5</sub>, celkového dusíku a celkového fosforu (Mičaník et al., 2009).

- SWAT

Koncepční kontinuální hydrologický model SWAT (Soil and Water Assessment Tool) byl vyvinut pro účely posuzování vlivu využívání krajiny na kvalitu vody ve velkých povodích. Zaměřuje se zejména na predikce dopadu zemědělství na bilanci sedimentů, živin a znečištění v povrchových vodách. Operuje v rámci denních kroků, nepotřebuje kalibraci, je schopný počítat v rámci velikých ploch a dlouhých časových řad, přičemž postihuje i dlouhodobé změny v managementu krajiny (Arnold et al., 1998). Více o modelu viz další kapitola.

- SWIM

Model vyvíjený v německé Potsdamí, určený zejména pro Evropu a temperátní zóny, je schopen modelovat hydrologické procesy v povodích od 100 do 10 000 km<sup>2</sup>. Je založen na modelech SWAT a MATSALU a propojuje hydrologii, vegetaci, erozi a dynamiku živin. Lze jej využít např. k modelování regionálních dopadů změn klimatu a vegetace na hydrologické systémy (Němečková et al., 2011).

- WASP 7

Model vyvíjený EPA je posledním nástupcem modelu WASP. Simuluje změny jakosti vody



a to jak v důsledku přírodních dějů, tak antropogenních vlivů (Ambrose, 2009). Model nabízí řadu modulů pro simulace transportu běžných ukazatelů kvality vody stejně jako různých toxických látek.

- **QUAL 2K**

Hydrologický model s velmi širokým uplatněním. V rámci modelu QUAL 2K lze simulovat teplotu, pH, vodivost, anorganické rozpuštěné částice, biochemickou spotřebu kyslíku, organický, amoniakální či nitrátový dusík, organický a anorganický fosfor, fytoplankton, patogeny, alkalitu, celkový anorganický uhlík, biomasu řas atd. (Sharma, 2012).

## **2.4 Vybrané nástroje pro modelování znečištění povrchových vod**

Pro účely modelování znečištění povrchových vod existuje řada nástrojů. Výběr správného modelu je zásadním mezníkem rozhodujícím o úspěchu výzkumu. Při zpracování této práce byly použity 3 programy – model SWAT (ArcSWAT 2012 10.1.11), program ArcGIS (ArcMap 10.1) a kalibrační nástroj SWAT-CUP 5.1.5.4.

### **2.4.1 SWAT**

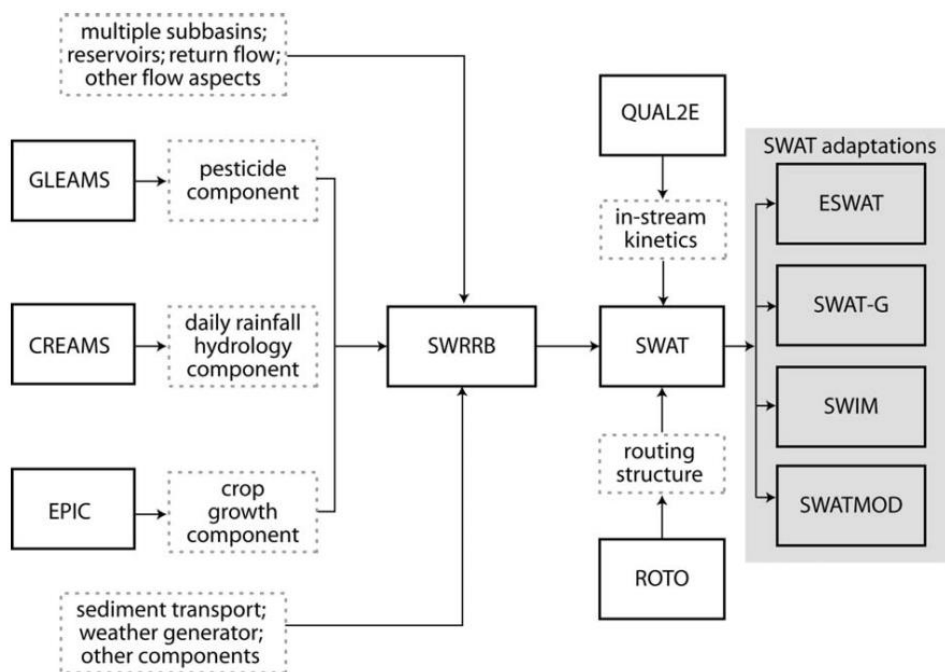
Důvodů, proč byl model pro účely diplomové práce vybrán, je několik. Prvním důvodem je, že byl již v zájmové oblasti ověřen, a to konkrétně v povodí Rakovnického potoka (Komárková, 2013). Dalším důvodem je, že se koncepce modelu shoduje se záměrem diplomové práce. Model dále disponuje řadou výhod – dostupnost (freeware ke stažení na stránkách <http://swat.tamu.edu>), propojení s programem ArcGIS, uživatelsky přátelské prostředí včetně kvalitně zpracované dokumentace. Důležitým faktem je také to, že pro dlouhodobější modelování jsou výstupy z modelu SWAT oproti jiným modelům přesnější (Foltýn et al., 2011). Mezi nevýhody modelu patří např. poměrně vysoké nároky na dostupnost dat, manuální režim kalibrace, absence grafických výstupů či výpočetní náročnost a s tím spojené požadavky na hardwarové vybavení.

## Historie modelu

Historie modelu je spjatá s modelářskými aktivitami na USDA ARS z posledních třiceti let (Santhi et al., 2001). Vznik SWATu lze odvodit od vývoje starších modelů CREAMS, GLEAMS a EPIC, které spolu utvořili základ pro model SWRRB. Ten byl vytvořen v 80. letech úpravou srážkového modelu CREAMS a rozšířením výpočtů povrchového odtoku za účelem simulování dopadu hospodaření na pohyb vody a sedimentů. Na začátku 90. let byl vyvinut model ROTO, který byl zaměřený na vliv hospodaření na povodí. Ten byl také propojený s modelem SWRRB. Toto spojení bylo základem modelu SWAT, ale v separátní formě nebylo zcela ideálním řešením. Problémy propojení nakonec vedly k vytvoření samostatného modelu SWAT. Dalším důležitým krokem vývoje bylo rozšíření modelu o transport polutantů, směřování sedimentů, vlivy rezervoárů, mokřadů, bodových zdrojů znečištění atp. z modelu QUAL2E (Arnold et al., 2012). Model SWAT od svého vzniku v 90. letech prošel intenzivním vývojem a dodnes postupně vyšel v mnoha verzích jako SWAT 94.2, 96.2, 98.1, 99.2, 2000, 2009 a 2012 a vytvořil základ pro další modifikace, jako jsou např. model ESWAT, SWAT-G, SWIM či SWATMODE (Gassman et al., 2007). Nelze opomenout, že se díky své oblíbenosti dočkal rozšíření do prostředí ArcGIS pod názvem ArcSWAT. Dalšími často užívanými extenzemi jsou vizualizační nástroj VizSWAT či kalibrační SWAT-CUP. Schématické znázornění vývoje modelu SWAT viz Obr. 1.

## Popis modelu

Model SWAT je koncepční kontinuální, semi-distribučný hydrologický model vyvíjený USDA ARS. Pojem koncepční vyjadřuje, že reflektuje fyzikální zákony ve zjednodušené, koncepční formě a obsahuje i určitou dávku empiricky odvozených vztahů (Jeníček et al., 2011). Cílem vývoje tohoto modelu bylo predikovat dopady využívání krajiny na vodu, sedimenty a vstup zemědělských chemických látek do velkých, nesledovaných povodí (Arnold et al., 2012). Aby byl model pro danou činnost efektivní, tak: i) využívá již existující dostupná data, ii) nevyžaduje vždy nutně kalibraci, iii) je výpočetně efektivní i pro velké plochy, iv) provádí kontinuální výpočet i pro dlouhé časové řady, které zachycují změny využití krajiny. Model obsahuje několik zásadních komponent – hydrologii, počasí, sedimentaci, teplotu půdy, růst vegetace, živiny, pesticidy a zemědělské hospodaření (Arnold, 1998).



**Obr. 1. Schéma vývoje modelu SWAT dle Gassman et al. (2007)**

Nezávisle na účelu použití SWATu je pro všechny ostatní složky modelu nejdůležitějším procesem simulace vodní bilance. Proto, aby všechny předpovědi, které jsme s pomocí modelu schopni provádět, byly přesné, je nutné přesně nasimulovat hydrologický cyklus zkoumaného povodí. Základním principem výpočtu hydrologického cyklu je rozdělení hydrologie povodí do 2 částí – půdní fáze hydrologického cyklu a fáze „routingu“.

- Půdní fáze hydrologického cyklu modeluje objem vypouštěné vody, sedimentů, živin a pesticidů do hlavního toku v jednotlivých dílčích povodích. Hydrologický cyklus simulovaný modelem SWAT se dá vyjádřit rovnicí vodní bilance v této podobě:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - w_{seep} - Q_{gw})$$

, kde  $SW_t$  je konečný obsah vody v půdě [mm],  $SW_0$  je počáteční obsah vody v půdě [mm],  $t$  je čas [dny],  $R_{day}$  je množství spadlých srážek [mm/den],  $Q_{surf}$  je velikost povrchového odtoku [mm/den],  $E_a$  je velikost evapotranspirace [mm/den],  $w_{seep}$  je množství vody vstupující do vadózní zóny z půdního profilu [mm/den] a  $Q_{gw}$  je objem zpětného toku [mm/den].

Hlavní složky půdní fáze spolu s jejich důležitými komponenty jsou:

- Klima – generátor počasí (srážky, teplota, solární radiace), sníh, teplota půdy.
- Hydrologie – rostlinná zásobárna vody, infiltrace, redistribuce v půdě, evapotranspirace, laterální podpovrchový odtok, povrchový odtok, nádrž, přítokové kanály, zpětný tok.
- Půdní kryt a růst rostlin – potenciální růst, potenciální a aktuální transpirace, příjem živin.
- Eroze – model USLE a MUSLE.
- Živiny – celkový, dusičnanový, dusitanový a amoniakální dusík, fosfor.
- Pesticidy – rotace a zavlažování.
- Hospodaření – rotace plodin a závlahy.

● Fáze „routingu“ se stará o pohyby v rámci vodního cyklu – pohyb vody, sedimentů, živin a pesticidů skrze síť kanálů až do ústí celého povodí. Aby během modelování bylo možné sledovat pohyby látek, modeluje SWAT transformaci chemické složky přímo v tocích. Hlavními komponenty této fáze jsou:

- „Routing“ v hlavním toku – proudění, sedimentace, živiny, pesticidy,
- „Routing“ v rezervoárech – odtok, sedimentace a živiny v rezervoárech (Neitsch et al., 2011).

## **Příklady použití**

Model SWAT našel díky své komplexnosti poměrně široké uplatnění v řadě výzkumů probíhajících po celém světě a mnohdy slouží jako nástroj DSS různým státním orgánům. Tuppad et al. (2011) udává, že bylo publikováno již přes 820 článků týkajících se aplikace modelu SWAT. Většina aplikací modelu je zaměřena na hodnocení antropogenních, klimatických či jiných vlivů na kvalitu vodních zdrojů. Model byl od svého vzniku využit např. pro hodnocení vlivů zemědělství na vyplavování polutantů a živin, hodnocení environmentálních benefitů ochrannářských praktik v povodí, hodnocení vlivu změn klimatu na vodní cyklus, simulace vyplavování dusíku a fosforu do pobřežních vod, hodnocení půdní eroze, pro analýzu TMDLs, a mnoho dalších aplikací (Gassman et al., 2007).

SWAT je díky svým vlastnostem hojně využíván pro modelování znečištění povrchových vod dusíkem. Častým tématem prací spojených s tímto problémem je hodnocení vlivu bodových a plošných zdrojů znečištění na celkovou kvalitu vody (Santhi et al., 2001; Lam et al., 2010;

Wu a Chen, 2013). Řada studií se zabývá modelováním vlivu land use a jeho změn (Akhavan et al., 2010; Jha et al., 2010; Shen et al., 2013; Zhang, 2013) a to z toho důvodu, že v oblastech s dominantními plošnými zdroji či spoustou bodových zdrojů je regionální modelování z finančních a technických důvodů prakticky jedinou možnou metodou hodnocení vlivu těchto zdrojů znečištění na kvalitu vod. Byl např. využit v povodí řeky Oudon v severozápadní Francii pro vyhodnocení vlivu BMPs na zlepšení kvality vod (Laurent a Ruelland, 2011). Další uplatnění našel při hodnocení dopadu pěstování energetických plodin pro účely výroby biopaliv na jihu USA (Sarkar et al., 2011) metodou LCA (Life Cycle Assessment). V projektu BASINS byl SWAT použit pro hodnocení dopadu různých zemědělských technik (orba a rotace plodin) na vstupy amoniakálního dusíku do povrchových vod (Tong a Naramngam, 2007). Panagopoulos et al. (2007) pomocí modelu popisuje, jak dochází k uvolňování dusíku do vody v závislosti na různém typu půd v prostředí chladného Skandinávského klimatu.

SWAT využívá řada mezinárodních, federálních či státních organizací jako nástroj DSS. Americká USDA jej využívá např. v programu Conservation Effects Assessment Project (CEAP) zaměřeném na hodnocení environmentálních benefitů některých ochranných aktivit v obhospodařovaných povodích (Van Liew et al., 2007). Projekt hodnotí výkonnost modelu v různých klimatických, topografických, půdních či land use podmínkách v pěti povodích, rozmístěných napříč Spojenými státy, o velikosti variující mezi 7 až 610 km<sup>2</sup>. Studie ukazuje, že model simuluje průtoky poměrně spolehlivě. Důležitým poznatkem je, že lépe pracuje v podmínkách vlhčího klimatu než v pouštním či polopouštním prostředí, kde převládá evapotranspirace jako hlavní hydrologický proces.

V Evropě se model dostal do pozornosti při řešení celoevropského projektu EUROHARP, jehož záměrem bylo poskytnout evropským národním a mezinárodním orgánům životního prostředí nástroj a metodiku pro hodnocení znečištění povrchových a pobřežních vod živinami z plošných zdrojů. Projekt vznikl v návaznosti na implementaci Rámcové směrnice EU o vodě a Nitrátové směrnice (Kronvang et al., 2009). Dílčím cílem projektu bylo podrobit 9 různých hydrologických modelů srovnání. SWAT se ukázal jako model schopný hodnotit specifický pohyb a retenci dusíku v povrchových vodách a spolu s modely TRK a NL-CAT se stal nejvhodnějším nástrojem pro hodnocení dopadu změny land use a hospodaření na obsah živin v povodí. Při srovnání se také ukázal jako vhodný nástroj pro modelování dusíku v podmínkách střední Evropy s ohledem na zdejší specifické klimatické podmínky, krajinný ráz, říční síť, zemědělské aktivity a půdní podmínky (Schoumans a Silgram, 2003).

V České republice byl SWAT využit v rámci projektu EUROHARP na povodí Želivky (Vagstad et al., 2009). Studie se zabývala srovnáním předpovídaných změn vyplavování živin do povodí vlivem měnícího se hospodaření (hnojení, množství hospodářských zvířat a typu land use) v povodí Želivky a italské řeky Enzi. Model prokázal největší redukci vstupu dusíku do povodí Želivky pro scénář, kdy 20 % zemědělských ploch bylo nahrazeno lesními půdami a zároveň aplikace průmyslových hnojiv do povodí byla redukována o 20 %. Výsledky studie dokazují, že model SWAT má významnou odezvu na změny land use v povodí a je vhodný pro účely predikce dopadu těchto změn.

Dalším z evropských projektů, který použil model SWAT, byl projekt Climate, Hydrochemistry and Economics of Surface-water Systems (CHESS), který se zaměřil na výzkum potenciálních dopadů změny klimatu na kvalitu evropských řek (Boorman, 2003). Podobně jako v projektu EUROHARP, který na CHESS navazoval, bylo cílem vytvořit ucelenou metodiku modelování kvality povrchových vod pro oblast Evropy. Projekt probíhal v pěti různých evropských povodích reflektujících různé klimatické podmínky. Dopad změny klimatu měl být určen na základě šesti různých klimatických scénářů. Výstupy modelu SWAT byly srovnávány s výstupy modelu CREAM, resp. jeho verzí pro chladné podmínky nazvanou ICECREAM. Výsledky ukazují, že SWAT má tendence nadhodnocovat povrchový odtok dusičnanů. Zajímavým poznatkem je, že při parametrizaci a citlivostní analýze se jako nejdůležitější parametry projeví ty, které se intuitivně zdály být nejméně důležité. Studie nedokázala odhadnout přesné dopady změny klimatu na kvalitu vody, ale dokázala, že pro změnu vyplavování živin a sedimentů do povodí hrají větší roli procesy hydrologické (změna průtoků a dalších hydrologických procesů – převaha srážek působících na povrchový odtok nad tání sněhu působící na infiltraci a opačně) než procesy hydrochemické.

V práci Kadlece (2007) byl model SWAT srovnáván s modelem AnnAGNPS při vyhodnocování transportu plavenin v povodí Blšanky. Závěry práce ukazují, že model SWAT má tendenci nadhodnocovat malé průtoky (základní odtok). Simulace průtoků ve SWATu však mnohem lépe odpovídají měřením. Model prokazuje menší efektivitu simulace odnosu splavenin. V situacích krátkodobých intenzivních srážek model odtok spíše podhodnocuje. Autor dokazuje, že model lépe predikuje v území s vyššími ročními úhrny srážek a nižšími hodnotami evapotranspirace. Simulaci transportu plavenin hodnotí kladně, záporně pak hodnotí neuspokojivé simulace odtoku během přívalových srážek po předchozím suchém období.

**Tab. 1. Výhody a nevýhody modelu SWAT.**

<b>Přednosti modelu</b>	<b>Nedostatky modelu</b>
<ul style="list-style-type: none"><li>• Kontinuální výpočet a schopnost simulovat dlouhé časové řady</li><li>• Výpočetně efektivní pro velké plochy</li><li>• Schopnost analýzy různých scénářů změny hospodaření či klimatu</li><li>• Detailní popis cyklu dusíku</li><li>• Možnost modelovat vliv bodových zdrojů</li><li>• Vhodný pro oblast střední Evropy</li><li>• Hojně využití v celém světě i v Evropě</li><li>• Volně přístupný a kompatibilní s programem ArcGIS či GRASS GIS</li><li>• Uživatelsky pohodlná obsluha</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Poměrně rozsáhlé požadavky na vstupní data</li><li>• Slabá simulace růstu lesů</li><li>• Hydrologické jednotky HRU geograficky nereflektují dílčí povodí</li><li>• Nadhodnocování základního odtoku</li><li>• Komplikované propojení nástrojů pro citlivostní analýzu a automatickou kalibraci</li><li>• Absence modulu pro vyhodnocování a vizualizaci výsledků</li><li>• Vzhledem k dostupnosti dat vhodný pro USA (v ostatních oblastech naráží na problémy dostupnosti a kompatibility dat)</li></ul>

*Upraveno dle Schoumans a Silgram (2003)*

## 2.4.2 ArcGIS

Program ArcGIS, vyvíjený americkou firmou ESRI od roku 1999, je v současnosti nejrozšířenějším GIS na trhu. Jeho centrální aplikací je ArcMap, který řeší hlavně tyto úkony:

- zprostředkovává práci s mapami a tištění map,
- usnadňuje kompilace a zpracování datových zdrojů GIS,
- automatizuje zpracování prostorových dat a provádí jejich analýzu,
- organizuje a řídí geodatabáze ArcGIS,
- poskytuje mapové dokumenty skrze mapové servery ArcGIS.

Úloha programu ArcMap je pro velkou část hydrologických modelů klíčová, protože umožňuje řadu úkonů od zpracování vstupních dat (tzv. pre-processing) po vizualizaci výstupů modelování (post-processing). Program ArcSWAT 2012 je do systému ArcMap integrován v rámci několika extenzí:

- SWAT Project Manager,
- SWAT Watershed delineator,
- SWAT HRU Delineator (Winchell et al., 2013).

Model SWAT jako takový provádí simulace mimo rozhraní programu ArcMap. Ten modelu v první řadě zprostředkovává grafické prostředí skrze jmenované extenze. Ty potom mají na starost tyto činnosti: *SWAT Project Manager* komunikuje s uživatelem, sbírá a upravuje informace o povodích a ukládá je ve formátu použitelném pro SWAT; *SWAT Watershed delineator* má na starosti nastavení digitálního modelu terénu, vymezení povodí a dílčí povodí a definování dalších vstupních parametrů (bodové zdroje, ústí, ...); *SWAT HRU Delineator* rozděluje povodí na základě předešlých nastavení na jednotlivá HRUs.

### 2.4.3 SWAT-CUP

Program ArcSWAT 2012 umožňuje pouze manuální kalibraci. Pro automatickou kalibraci byla během let vytvořena řada externích programů. Jedním z nich je program SWAT-CUP, vydávaný firmou Neprash Technology. Program umožňuje provádět citlivostní analýzu, kalibraci, validaci a hodnocení nejistot modelu SWAT s využitím nástrojů *SUF12*, *PSO*, *GLUE*, *ParaSol* a *MCMC*. Pro účely této práce byl pro kalibraci a validaci modelu využit nástroj *SUF12* (Sequential Uncertainty Fitting version 2).

Program SWAT-CUP má v sobě integrovaný model SWAT, ale neumožňuje provádět změny v nastavení. Všechna nastavení jsou do programu importována z výstupních databázových souborů vytvořených modelem v rozhraní ArcSWAT. Kalibrace modelů funguje na principu citlivostní analýzy a hodnocení nejistot různých parametrů. Automatické rozhraní umožňuje provádění systematických změn vybraných parametrů, ohraničených limitními hodnotami. Model je spuštěn po každé provedené změně parametru a systém následně automaticky extrahuje výsledky simulace z výstupních textových souborů. Výstupy jsou statisticky zhodnoceny, poté následuje další automatická úprava parametru a proces se opakuje od začátku. Aby se dosáhlo nejlepších výsledků simulací, tak by množství opakovaných kalibračních procedur mělo být 5 – 10, přičemž každé opakování by mělo zahrnovat 300 – 500 samostatných simulací. Pro odhad parametrů využívá model metody Latin Hypercube Sampling (LHS) a výstupy měření doplňuje o odhad přesnosti, vyjádřený s pomocí 95 PPU (95% nejistota modelu). Přesnost modelu se dále kvantifikuje s využitím *P-faktoru* a *R-faktoru* (Abbaspour, 2013) a dalších statistických veličin, které jsou blíže popsány v dalších kapitolách. Kromě kalibrace umožňuje program také validaci modelu, která je pro dodržení správného postupu modelování nezbytnou součástí (Arnold et al., 2012). Výhodou programu kromě možnosti statistického vyhodnocení je také poměrně kvalitní nástroj pro vizualizaci výstupů.



## 2.5 Dusík a eutrofizace povrchových vod

Od roku 1860 do začátku 90. let minulého století vzrostlo množství N vyprodukovaného antropogenními procesy více jak 10krát (Galloway et al., 2004). Problémy se znečišťováním životního prostředí v důsledku nadměrného vypouštění dusíkatých látek do prostředí jsou přirozeným následkem tohoto vzrůstu. Do popředí zájmu se tak v posledních desetiletích dostávají problémy s eutrofizací povrchových vod.

Negativním dopadům na životní prostředí se věnuje nejedna vědecká studie (Sutton et al., 2013; Galloway et al., 2004). Praktické poznatky jsou implementovány do legislativy, která jako právní rámec zastřešuje snahy o nápravu těchto negativních vlivů. V české legislativě se kvalitou vody zabývá zákon o vodách č. 254/2001 Sb. Dalším důležitým dokumentem je Rámcová směrnice EU vodní politiky (2000/60/ES). Cílem této směrnice je dosáhnout do roku 2015 zlepšení celkového ekologického stavu povrchových vod. V roce 2001 vstoupila v platnost tzv. nitrátová směrnice (Směrnice Rady 91/676/EHS o ochraně vod před znečištěním způsobeném dusičnany ze zemědělských zdrojů). Ta si slibuje chránit vodu předcházením úniku dusičnanů ze zemědělských zdrojů do povrchových a podzemních vod. Na základě nitrátové směrnice vypracovalo všech 27 členských států akční programy k redukci znečišťování dusičnany. V současnosti probíhá na celkem 39,6 % území EU provádění akčních programů, které zahrnují např. opatření stanovující období zákazu hnojení či zásady kontroly aplikace hnojiv v blízkosti povrchových vod.

Aby bylo možné vyhodnocovat efektivitu opatření přijatých na základě nitrátové směrnice, je nutné vytvořit monitorovací rámec, který bude zajišťovat jednotnou metodiku měření a vyhodnocování dusičnanového znečištění tak, aby bylo umožněno srovnávání na celoevropské úrovni. K těmto účelům lze využít hydrologické modely a modely transportu znečištění, tak jak bylo popsáno např. v programu EUROHARP (Kronvang et al., 2009).

Na neuspokojivý stav vodních toků v CHKO Křivoklátsko upozorňuje několik prací (Udatný, 2009; Kesnerová, 2013). Kolbek a Vítková (1999) konstatují, že na celé ploše území CHKO Křivoklátsko dochází k eutrofizaci. Ta způsobuje poměrně rychlé změny vegetační složky ekosystémů. Lze předpokládat, že nejvýznamnější roli v tom hrají plošné, zemědělské zdroje, jak potvrzuje řada autorů (Beaudoin et al., 2005; Panagopoulos et al., 2007, Kronvang et al., 1999). Z tohoto důvodu je nutné věnovat vlivům plošných a bodových zdrojů znečištění větší pozornost a doplnit analýzu kvality povrchových vod v zájmovém území o komplexnější přístup hodnocení, kterým je právě modelování.

### **3. METODIKA**

#### **3.1 Popis zájmového území**

##### **3.1.1. Obecná charakteristika**

CHKO Křivoklátsko se rozkládá na ploše 628 km<sup>2</sup> a je zajímavé z řady důvodů, zejména pak díky velké členitosti terénu, pestré geologické stavbě a údolnímu fenoménu řeky Berounky, různorodé orientaci stanovišť ke světovým stranám, klimatickým podmínkám a vývoji osidlování (Ložek et al., 2005). Spolu s Brdy se jedná o největší souvislý komplex lesů v rámci vnitrozemských vrchovin a pahorkatin, za což lze vděčit nízké intenzitě kolonizace v historii. Kombinace rozmanitých přírodních podmínek, jako jsou zejména teplé a suché podnebí, říční i vrcholové charakteristiky geologického podkladu a nízké antropogenní ovlivnění, dává krajině Křivoklátska mimořádně přírodní charakter, který zahrnuje řadu vzácných a původních biocenóz (Ložek, 2011). Chráněná krajinná oblast zde byla vyhlášena již v roce 1978. Správa CHKO, která sídlí ve Zbečně, má ve správě 4 národní přírodní rezervace, 16 přírodních rezervací a 6 přírodních památek. V roce 1977 se Křivoklátsko stalo biosférickou rezervací UNESCO a později zde byla vyhlášena ptačí oblast v rámci soustavy Natura 2000. Od roku 2008 se také diskutuje o možném přechodu části CHKO na nejvyšší stupeň zákonné ochrany, národní park.

##### **3.1.2. Geomorfologie a geologie území**

Z geomorfologického hlediska zasahuje území CHKO částečně do Plaské pahorkatiny, ale většina území (84 %) se geomorfologicky řadí do celku zvaného Křivoklátská vrchovina, který je součástí Brdské oblasti. Křivoklátská vrchovina se dále dělí na dva podcelky – Zbizožskou vrchovinu a Lánskou pahorkatinu (Balatka a Kalvoda, 2006). Zbizožská vrchovina, s nejvyšším vrcholem Těchovín (616 m n. m.), se vyznačuje vyšší členitostí. Charakterem reliéfu a bioty je podobná blízkým Brdům. Lánská pahorkatina je zvlněná mírně a reliéf rozčleňuje hlavně údolí Klíčavy a Kačáku. Nejvyšší vrchol je se svými 487 metry Tuchonín.

Hranice celého území je předurčována geologickým podkladem (Ložek, 2011), který formuje celkem tři geologické jednotky. Nejstarší, barrandienské svrchní proterozoikum, zaujímá většinu území a je tvořené hlavně starohorními mořskými usazeninami jako jsou břidlice,

droby a prachovce spolu s vyvřelými bazalty. Během kambria bylo území částečně zaplaveno mořem a koncem tohoto období se díky sopečné činnosti zformoval vulkanický komplex Křivoklátsko-Rokycanského pásma, tvořícího jedinečný kompaktní celek vyvřelin odkrytých údolním zářezem Berounky. Podél jihovýchodní hranice území vystupují pískovce, křemence, prachovce či jílové břidlice, které vznikly usazováním na dně moře. Pro čtvrtohory je charakteristickým geologickým procesem zvětvování vedoucí ke vzniku suťových svahů (Hůla, 2009).

### **3.1.3. Půdní charakteristiky**

V záplavě přírodovědných výzkumných prací z Křivoklátska jakoby chyběl dostatek poznatků o půdním pokryvu (Žigová, 2011). Z dostupných pedologických průzkumů víme, že na území celého CHKO převládají půdy odpovídající vývojové sérii na živiny chudších hnědých půd (kambizemí) v různém stupni vývoje (Ložek et al., 2005) s převahou kambizemí modálních. Přechod k vyvinutějším půdám s procesem braunifikace indikuje přítomnost rankerů kambických jako zástupců leptosolů. Luvisoly pak reprezentují hnědozemě luvické. Přídatnou složkou půdního pokryvu jsou pseudogleje luvické z referenční třídy stagnosoly (Žigová, 2011).

### **3.1.4. Klimatické podmínky**

Celé území klimaticky náleží do mírně teplé oblasti okrsku MT 11 s průměrnou roční teplotou mezi 7 a 8 °C (Quitt, 1971). Podnebí je ovlivněno srážkovým stínem Krušných hor a je označováno jako mírně suché až suché, se srážkami nepřesahujícími 600 mm a ve vegetačním období nepřesahujícími 350 mm. Nejvíce srážek připadá na červen (80 mm) a nejméně na únor (27 mm). Léta jsou zde teplá a suchá, přechodná období jsou krátká s mírně teplými jary a podzimy a mírně teplou a suchou zimou. Sněhová pokrývka je průměrně 20 cm vysoká a udržuje se okolo 50 dnů. Směr větrů je převážně západní až jihozápadní. Specifické klima panuje pro hluboká údolí kaňonovitého tvaru, kde se vyvíjí výrazná teplotní inverze (Boháč, 2003).

### 3.1.5. Fauna

Skladba křivoklátské fauny je odvozena od výskytu zachovalých původních biotopů. Jde zejména o zástupce fauny střeoevropské teplé lesní oblasti. Z ochránářského hlediska je zajímavé, že byl ověřen výskyt 24 kriticky ohrožených, 60 silně ohrožených a 60 ohrožených druhů živočichů (Ložek et al., 2005).

Doposud zde bylo zaznamenáno celkem 70 druhů savců. Žádný z druhů není pro oblast vyloženě typický. Mezi zajímavé savce patří např. 18 druhů netopýrů s kriticky ohroženým netopýrem velkým (*Myotis myotis*) či netopýrem černým (*Barbastella barbastellus*), dále silně ohrožené druhy, bobr evropský (*Castor fiber*), vydra říční (*Lutra lutra*), rys ostrovid (*Lynx lynx*) a los evropský (*Alces alces*) a ohrožené druhy, veverka obecná (*Sciurus vulgaris*) a plch velký (*Glis glis*) (Anděra a Hoffmanová, 2011). Mezi významné druhy hnízdící avifauny patří výr velký (*Bubo bubo*), čáp černý (*Ciconia nigra*), tetřívka (*Tetrao tetrix*), skorec vodní (*Cinclus vodní*), ledňáček říční (*Alceio atthis*), dudek chocholatý (*Upupa epops*) a orlovec říční (*Pandion haliaetus*). Prokazatelně zde žije 12 taxonů obojživelníků a 8 druhů plazů. Běžným druhem je mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*) a čolek obecný (*Triturus vulgaris*), vzácnější je pak čolek velký (*T. cristatus*). Mezi vzácnější žáby patří kuňka žlutobřichá (*Bambina variegata*), ropucha zelená (*B. viridis*) či skokan skřehotavý (*R. ridibunda*). Zajímavými plazy jsou užovka podplamatá (*N. tessellata*) a zmije obecná (*Vipera berus*) (Zavadil, 2011). V tekoucích vodách byl prokázán výskyt mihule potoční (*Lampetra planeri*) a dalších 28 druhů ryb, mezi něž patří např. pstruh obecný (*Salmo trutta*), štika obecná (*Esox lucius*), podoustev říční (*Vimba vimba*), hrouzek obecný (*Gobio gobio*), mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*), ježdík obecný (*Gymnocephalus cernua*), vranka obecná (*Cottus gobio*) či úhoř říční (*Anguilla anguilla*) (Švátora et al., 2011).

### 3.1.6. Flora

Velké množství přírodně blízkých ekosystémů se zde zachovalo v důsledku kombinace geologického vývoje krajiny a osidlování. Významnou historickou událostí bylo vytvoření Přemyslovského loveckého hvozdu a Lánské obory, které mohou za vysokou míru zalesnění (Stolz, 2011). Lesy pahorkatinného stupně s přirozenou strukturou porostů reprezentující širokou škálu biotopů (Kolbek a Petříček, 1990). Celá oblast spadá do fytogeografické oblasti mezofytika s vegetací a květenou temperátního pásma (Kolbek a Vítková, 1999) a náleží mezi dva fytogeografické celky: malý severní výběžek přísluší k fytogeografickému okresu

30 Jesenicko-rakovnická plošina a zbytek území řadíme do okresu 32 Křivoklátsko (Kolbek, 2011). Celkově lze na území Křivoklátska nalézt až 1600 taxonů cévnatých rostlin, z čehož se celkem 345 nachází na červeném seznamu (Kolbek, 2001). Mezi význačné druhy bylin patří např. česnek tuhý (*Allium strictum*), kapradinka skalní (*Woodsia ilvensis*), kavyl Ivanův (*Stipa joannis*), lipnice bádenská (*Poa badensis*), pcháč různolistý (*Cirsium heterophyllum*), prha horská (*Arnica montana*), prstnatec listenatý (*Dactylorhiza longibracteata*), rosnatka okrouhlolistá (*Drosera rotundifolia*), rozchodník huňatý (*Sedum villosum*), tis červený (*Taxus baccata*), udatna lesní (*Aruncus vulgaris*), vachta trojlistá (*Menyanthes trifoliata*) či zevar nejmenší (*Sparganium minimum*) (Kolbek, 2011).

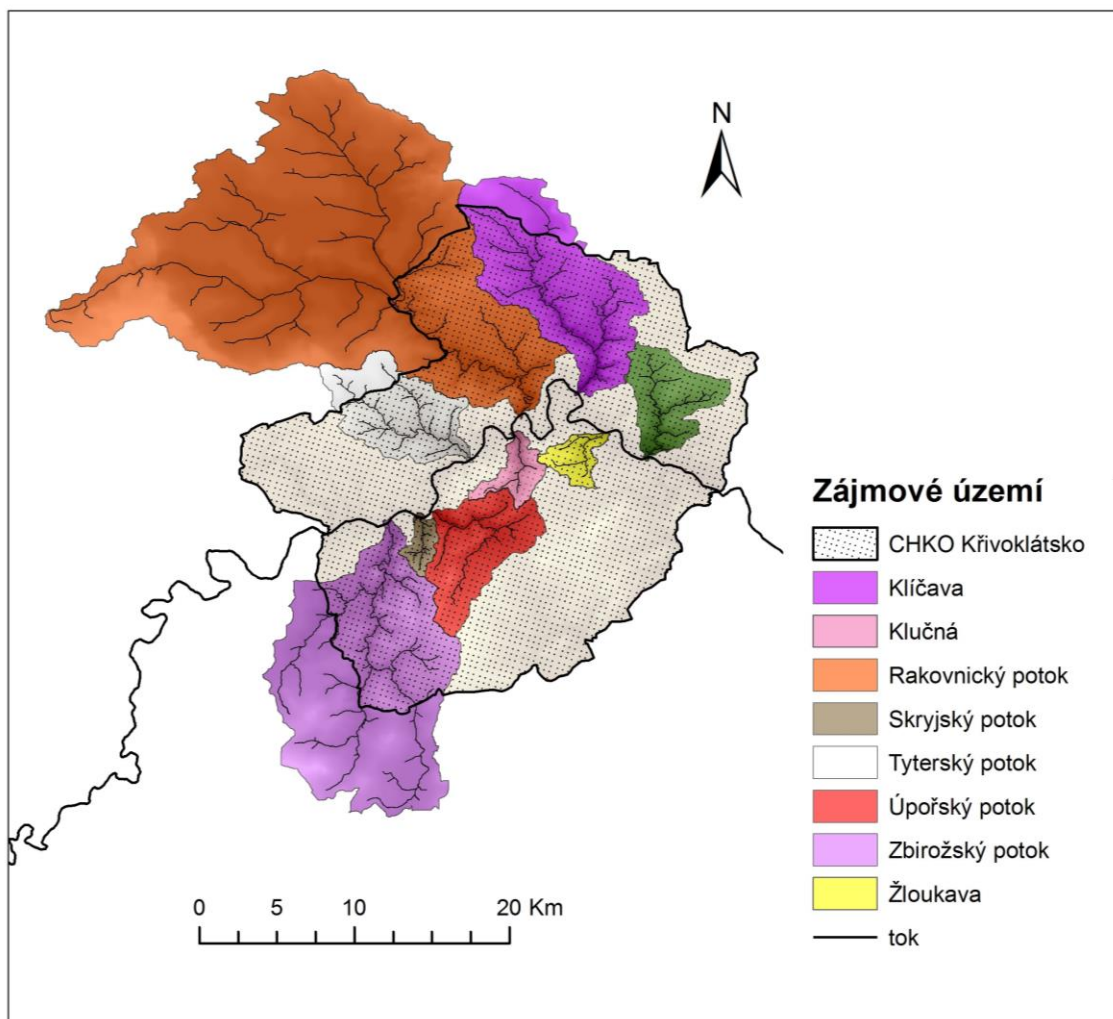
Většinu území pokrývá les (62 %). Dendrologický výzkum na Křivoklátsku prokázal výskyt více než 80 druhů původních dřevin, stromů a keřů. Na strmých suťových svazích a v roklích převažují habrové javořiny (*Aceri-Carpinetum*) a na některých lokalitách lze nalézt suťové porosty s tisem červeným (*Taxus baccata*). K typickým porostům patří teplomilné doubravy a kyselé doubravy. Na skalních vrcholech kopců se zachovaly zbytky teplomilné a suchomilné vegetace, zejména reliktní porosty dubu zimního (*Quercus petraea*) s jeřábem břekem (*Sorbus torminalis*), jeřábem mukem (*Sorbus aria*) a borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) (Ložek et al., 2005).

### 3.1.7. Socioekonomická charakteristika

Oblast Křivoklátska leží mimo starou sídelní oblast. Osídlení až do raného středověku bylo velmi řídké. Nejstarší osídlení se váže k příchodu Keltů zhruba v polovině 4. století před naším letopočtem. Z archeologických výzkumů vyplynulo, že oblast byla v této době zemědělsky obdělávána. Ve středověku pak oblast pokrývaly převážně lesy, bohaté na zvěř a osídlení bylo řídké. Zalesněný charakter si krajina ponechala až dodnes a na lesním území hospodaří různé subjekty, především Lesy České republiky. Oblast Křivoklátska bývá nazývána kolébkou českého železářství (v některých lokalitách jako je Hýskov, Nižbor či Nový Jáchymov se dobývala a zpracovávala železná ruda), přesto se zde nejvíce rozvíjelo zemědělství. Zemědělství je také hlavním rizikovým faktorem při ochraně vody a půd. Ani návrat zemědělských ploch k soukromému vlastnictví nijak příznivě nepřispěl ke zlepšení zemědělské krajiny. Mezi hlavní rizikové faktory kromě zemědělských ploch patří průmyslové závody, situované spíše v oblasti Rakovnického či Zbirožského potoka. Dále jsou to sídelní oblasti. V zájmové oblasti žije okolo 47 000 lidí a nachází se zde téměř 60 obcí. Obce jsou spíše menší (do 500 obyvatel) a najdeme zde pár měst, ve kterých žije více jak 1000 obyvatel. Největším městem v oblasti je Rakovník (16 500 obyvatel).

### 3.1.8. Zájmová povodí

Všech 9 zájmových povodí je přítokem řeky Berounky a odvodňuje většinu území CHKO Křivoklátsko. Navzájem se mezi sebou liší nejen velikostí, ale i převažujícím typem land use a intenzitou osídlení a hospodaření. Výběr zájmových povodí byl proveden na podkladě dostupných dat kvality vody a odkazuje na předešlé výzkumné projekty v daném území.



Obr. 2. Mapa zájmového území a jednotlivých povodí.

#### • Klučná

Plocha povodí je 10,3 km<sup>2</sup> a délka toku 4,3 km. Potok pramení ve výšce 450 m n. m. v Mlynářově luhu a do Berounky ústí jako pravostranný přítok v Roztokách (Švátora et al., 2011). Polovinu plochy území pokrývá jehličnatý les a dalších 44 % listnaté lesy a sady. V povodí se nachází pouze obec Karlova ves a Roztoky. Měření kvality vody byly odebrány v ústí potoka v profilu č. 11 – Klučná.

### • Klíčava

Plocha povodí je 87,1 km<sup>2</sup> a délka toku 22,4 km. Klíčava pramení 3 km jihovýchodně od Řevničova ve výšce 450 m n. m. a do Berounky ústí zleva ve Zbečně v 226 m n. m. Průměrný průtok v ústí je 0,14 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Na potoce je umístěna hydrologická stanice Lány – Městečko. Na třináctém říčním kilometru byla vybudována vodárenská nádrž Klíčava s celkovým objemem 10,69 mil. m<sup>3</sup> (Vlček et al., 1984). Celkem 57 % povodí pokrývá jehličnatý les a dalších 18 % les smíšený. Zemědělské plochy pak zaujímají 13 % plochy povodí. Povodí je také velmi řídko osídleno. Měření kvality probíhalo v profilech č. 0 – Myší díra a č. 15 – Ruda.

### • Rakovnický potok

Plocha povodí rakovnického potoka je 368,1 km<sup>2</sup> a délka toku je 48,4 km. Potok pramení 1,5 km jihovýchodně od obce Drahouš ve výšce 569 m n. m. a ústí zleva do Berounky pod Křivoklátem v 253 m n. m. Průměrný průtok v ústí je 0,86 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (Vlček et al., 1984). Jde o největší povodí procházející Křivoklátskem. Území je antropogenně silně ovlivněno, lesy zaujímají pouze 30 % plochy, ale zemědělské plochy tvoří až 50 % území. Zástavba také pokrývá významné procento plochy povodí. V území se nachází přes 30 obcí, z nichž největším je město Rakovník s 16,5 tis. obyvatel. Měření kvality vody se provádělo v profilu č. 10 – Ryzava, č. 13 – Jez a č. 14 – pod ČOV.

### • Skryjský potok

Plocha povodí je 5,7 km<sup>2</sup> a délka toku 8,5 km. Skryjský potok je pravostranným přítokem Berounky, do níž ústí blízko Skryjí. Po pravé straně toku je území z většiny zalesněno. Levou stranu pokrývají pastviny a obytná zástavba. Měření kvality vody probíhalo v ústí v profilu č. 8.

### • Tyterský potok

Plocha povodí je 42,9 km<sup>2</sup> a délka toku 13,8 km. Tyterský potok pramení 0,5 km západně od Hvozdu ve výšce 495 m n. m. a do Berounky ústí zleva 1 km od Nezabudic ve výšce 241 m n. m. Průměrný průtok v ústí je 0,09 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (Vlček et al., 1984). Tok střídavě protéká loukami, které spolu s ornou půdou pokrývají 60 % plochy a lesy, které pokrývají přes 30 % plochy. Tok je několikrát rozdělen malými rybníky. Kvalita vody byla měřena v profilu č. 9 – Gypsárna.

### • Úpořský potok

Plocha povodí je 39,5 km<sup>2</sup>, délka toku 11,2 km. Úpořský potok pramení 1 km jižně od kóty Vlastec (612 m) ve výšce 498 m n. m. a ústí zprava do Berounky nad Týřovicemi. Průměrný průtok v ústí je 0,08 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (Vlček et al., 1984). V dolní části protéká NPR Týřov. Do potoka vtéká 1,5 km nad ústím do Berounky 3,7 km dlouhý Prostřední potok. Téměř 75 % plochy povodí jsou lesy. Zejména dílčí povodí Prostředního potoka je celé lesnaté. Západní strana povodí je významně ovlivněna zemědělsky a to jak pastvinami, tak ornou půdou v okolí obce Broumy. Měření kvality vody probíhalo v profilu č. 3 – Kučerův mlýn a č. 7 – pod Týřovem a na Prostředním potoce v profilu č. 4 – Mostek.

### • Vůznice

Plocha povodí je 28,2 km<sup>2</sup> a délka toku 8,0 km. Vůznice je levostranným přítokem Berounky a pramení v obci Běleč ve výšce 415 m n. m. Průměrný průtok v ústí je 0,05 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (Vlček et al., 1984). Území je ze 74 % zalesněno a 21 % plochy povodí tvoří zemědělské plochy. V dolní části protéká NPR Vůznice (Vlček et al., 1984). Měření kvality vody probíhalo v profilech č. 1 – Skalka a 2 – pod rezervací.

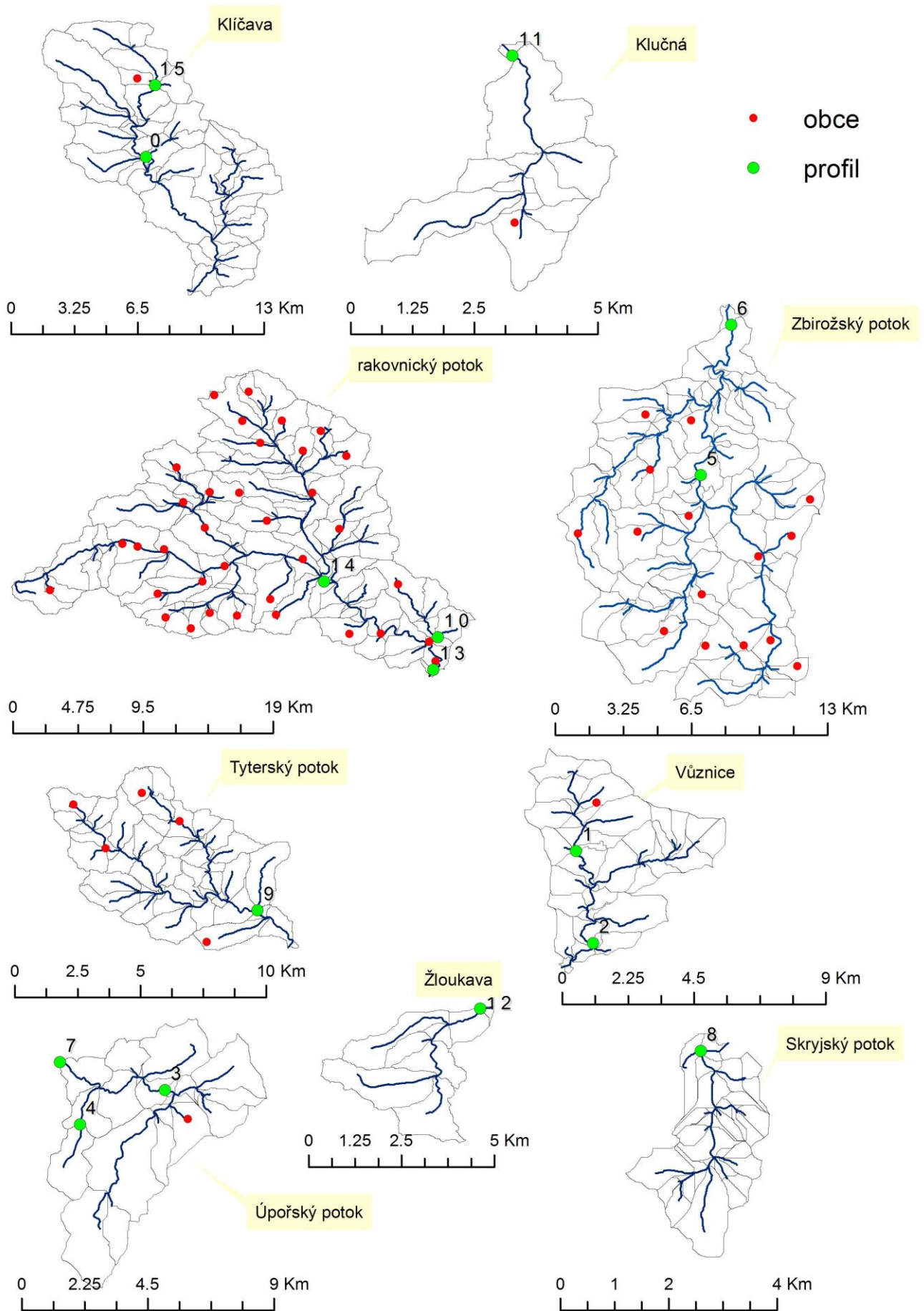
### • Zbirožský potok

Plocha povodí je 155,7 km<sup>2</sup>, délka toku 29 km. Potok pramení 1,5 km severozápadně od Mýta ve výšce 514 m n. m. a ústí zprava do Berounky u obce Čilá, 249 m. n. m. Průměrný průtok v ústí je 0,6 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (Vlček et al., 1984). Území Zbirožského potoka je s 16 obcemi včele se Zbirohem (2,5 tis. obyvatel) významně osídleno a přes 20 % území pokrývají zemědělské plochy. I přesto pokrývají lesy 50 % plochy povodí. Kvalita vody byla měřena v profilu č. 5 – Sýkorův mlýn a č. 6 – Slapnice.

### • Žloukava

Žloukava je s celkovou plochou 8,8 km<sup>2</sup> druhým nejmenším povodím v CHKO. Tok pramení jihovýchodně od Kamenných vrchů ve výšce 410 m n. m. a jeho délka je 4,5 km. Ústí zprava do Berounky v Račicích. Území je z 95 % pokryto lesem a je jen velmi řídko osídleno. Měření kvality vody proběhlo v ústí potoka v profilu č. 8.





**Obr. 3. Zájmová povodí a kontrolní profily.**

## 3.2 Vstupní data a primární nastavení

Model SWAT je poměrně náročný na vstupní data. Aby bylo možné provádět náročné modelování systémů, tak jak to model umožňuje, je nutné zajistit tato data:

**Tab. 2. Přehled vstupních dat.**

KOMPONENT	SWAT INPUT	POSKYTNUTÝ FORMÁT	VSTUPNÍ FORMÁT	ZDROJ
Topografie a vymezení povodí	<i>Digital Elevation Model</i>	výškopisný GRID	ESRI GRID	ČÚZK
	<i>Watershed Delineation</i>	10x10 m	Rozlišení 10x10 m	
Půdní kryt	<i>Soil Data</i>	půdní mapa 1:50 000	ESRI GRID Rozlišení 10x10 m	VÚMOP
Land use	<i>Land Use Data</i>	CORINE land cover 1:100 000	ESRI GRID Rozlišení 10x10 m	EEA
Klima	<i>Weather Generator</i>	textové soubory weatherdata.txt 2000 - 2010	Textový soubor weatherdata.txt	<a href="http://globalweather.tamu.edu">http://globalweather.tamu.edu</a>
Plošné zdroje znečištění	<i>Management</i>	mapové listy ČR 1:50 000	Textový soubor txt.mgt	Veřejný registr půdy LPIS
Bodové zdroje znečištění	<i>Point Source Discharges</i>	ArcCR 500 vz.3 1:500 000	Textový soubor Discharge.dbf	ArcData
Říční síť	<i>Stream Definition</i>	Mapa říční sítě ČR 1:10 000	Databázový soubor digistream.mdb	DIBAVOD
Hydrologie*	<i>Reach Flow Out</i>	denní průtoky ve vybraných profilech 2000 - 2010	Textový soubor FLOW_OUT_rch.txt	PVL ČHMÚ
		měsíční konc. NO <sub>3</sub> ve vybraných profilech 2005 – 2010	Textový soubor NO3_OUT_rch.txt	CHKO Křivoklátsko

\* Komponent nevstupuje přímo do modelu, ale je využíván nepřímo pro kalibraci modelu.

### 3.2.1. Topografie

Základním vstupním komponentem modelu je digitální model terénu (Digital Elevation model - DEM). Ten slouží k vymezení rozvodnice, definování hlavního toku a jeho přítoků a určení dílčích povodí. DEM je vytvořen na základě výškopisné čtvercové sítě (rastru) o rozlišení 10x10 m na základě výškopisného digitálního modelu reliéfu (gridu) ZABAGED. Pro vymezení hlavního a dílčích povodí se využívá nástroj *Watershed Delineator*. Tento nástroj také definuje toky a vodní

rezervoáry nacházející se v povodí. Vymezení povodí a dalších charakteristik probíhá následovně:

- Vymezení povodí:
  - načtení výškopisného rastru
  - výběr hranice povodí – připravený shape file území s „bufferem“ 500 m
  - výběr závěrového profilu
  - vymezení hranic hlavního a dílčích povodí
  - výpočet parametrů hlavního a dílčích povodí
- Specifikace říční sítě:
  - načtení říční sítě z vrstvy DIBAVODu,
  - výpočet směru proudění a akumulace (*Flow direction and Accumulation*),
  - definice prahové hodnoty minimální velikosti dílčího povodí (5 – 10 % celkové plochy povodí) a vytvoření odtokových buněk.
- Nastavení vstupních a výstupních parametrů:
  - automatické načtení kontrolních profilů (*Subbasin outlet*),
  - automatické načtení bodových zdrojů znečištění z vrstvy definičních bodů obcí a ruční výběr bodových zdrojů znečištění,
- Výběr vodních rezervoárů:
  - Výběr nádrží a rybníků o velikosti větší než 2 ha z mapové vrstvy DIBAVOD.

**Tab. 3. Základní parametry povodí.**

POTOK	POVODÍ		STREAM DEFINITION		NÁDRŽE		HRU
	Plocha [km <sup>2</sup> ]	Počet dílčích p.	Plocha [km <sup>2</sup> ]	Počet buněk	Plocha [km <sup>2</sup> ]	Počet	Počet
Klíčava	87,1	45	1	1111	0,8	5	220
Klučná	10,3	10	0,5	5000	-	-	61
Rakovnický potok	368,1	100	2	2222	0,98	10	539
Skryjský potok	5,7	33	0,1	1000	-	-	183
Tyterský potok	42,9	45	0,5	556	-	-	231
Úpořský potok	39,5	22	1	10000	-	-	131
Vůznice	28,2	35	0,5	5000	-	-	151
Zbizožský potok	155,7	87	1	10000	1,23	8	570
Žloupava	8,8	8	0,5	5000	-	-	63

### 3.2.2. Land use

Dalším krokem při tvorbě modelu je definování land use. K tomuto účelu byly využity mapové podklady CORINE land cover 2000. Tato databáze rozděluje land use do 5 hlavních tříd na i) urbanizovaná území, ii) zemědělské plochy, iii) lesy a polopřírodní oblasti, iv) mokřadní území a v) vodní plochy. Celkem určuje 44 typů land use (Bossard et al., 2000). Mapový podklad byl importován nástrojem *Land Use definition* a kategorie pak byly překlasifikovány do podoby vyžadované SWATem. Následně byla vytvořena vrstva land use, překrývající celé území. Převládající typy land use se v jednotlivých povodích významně liší, což dokládá Tab. 4.

**Tab. 4. Přehled typů land.**

KATEGORIE	ZKRATKA	KLÍČAVA		KLUČNÁ		RAKOVNICKÝ P.		SKRYJSKÝ P.		
		PLOCHA [ha]	%	PLOCHA [ha]	%	PLOCHA [ha]	%	PLOCHA [ha]	%	
Křoviny s nálety	RNGB	341,6	3,9	-	-	176,4	0,5	-	-	
Les - smíšený	FRST	1584,6	18,2	449,7	43,6	3759,1	10,2	394,5	69,4	
Les - stálezelený	FRSE	4955,8	57,0	515,9	50,0	7697,5	20,9	106,4	18,7	
Obytná zástavba	URBN	83,9	1,0	0,8	0,1	397,3	3,8	-	-	
Ovocný sad	ORVD	416,1	4,8	41,7	4,0	1821,1	5,0	11,5	2,0	
Orná půda	AGRL	1054,5	12,1	22,8	2,2	19326,2	52,5	34,5	6,1	
Pastvina	PAST	82,6	1,0	1,2	0,1	646,5	1,8	-	-	
Průmyslová plocha	UIDU	125,9	1,5	-	-	287,8	0,8	-	-	
Vodní plocha	WATR	57,0	0,7	-	-	59,9	0,2	21,4	3,8	
Zahrada	STRW	-	-	-	-	12031,0	3,3	-	-	
ZKRATKA	TYTERSKÝ P.		ÚPOŘSKÝ P.		VŮZNICE		ZBIROŽSKÝ		ŽLOUKAVA	
	PLOCHA [ha]	%	PLOCHA [ha]	%	PLOCHA [ha]	%	PLOCHA [ha]	%	PLOCHA [ha]	%
RNGB	37,8	0,9	27,7	0,7	106,5	3,8	57,1	0,4	0,2	0,0
FRST	770,0	18,1	1 224,2	31,8	1060,8	38,1	2198,7	14,1	581,3	65,7
FRSE	582,6	13,7	1 671,4	43,5	995,8	35,8	5694,8	36,6	265,7	30,0
URBN	116,5	2,7	47,1	1,2	2,0	0,1	304,9	2,0	2,7	0,3
ORVD	259,5	6,1	153,2	4,0	31,3	1,1	828,1	5,3	16,7	1,9
AGRL	2474,6	58,0	578,8	15,1	585,0	21,0	5805,8	37,3	-	-
PAST	-	-	144,7	3,8	-	-	487,4	3,1	16,4	1,9
UIDU	-	-	-	-	-	-	25,1	0,2	-	-
WATR	-	-	-	-	-	-	95,4	0,6	-	-
STRW	25,2	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-

### 3.2.3. Půdy

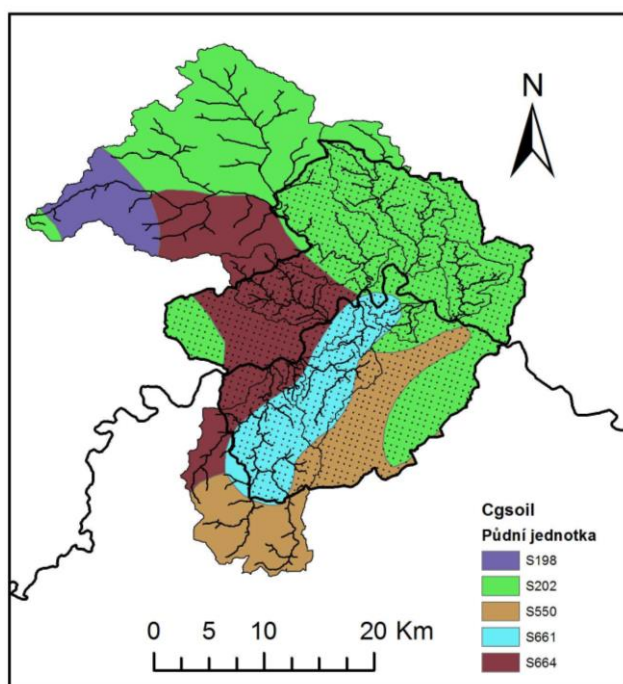
Pro definování půdního pokryvu jsou potřeba detailní data nejen o rozložení jednotlivých typů půd v rámci zájmového území, ale i o jejich fyzikálních charakteristikách a rozložení jednotlivých horizontů. Pro tento účel byly využity mapové podklady půdního krytu z databáze VÚMOP. Tyto mapy obsahují celkem 6 půdních sond popisujících půdní profil napříč zájmovým územím. Informace z těchto sond bylo nutné převést do formátu půdní databáze modelu SWAT (*User Soils Databases*). Získaná data o půdním pokryvu byla přepočítána s pomocí programu *Soil Water Characteristics* dle Saxtona a Rawlse (2006).

Tab. 5. Přehled půdních jednotek a jejich charakteristik.

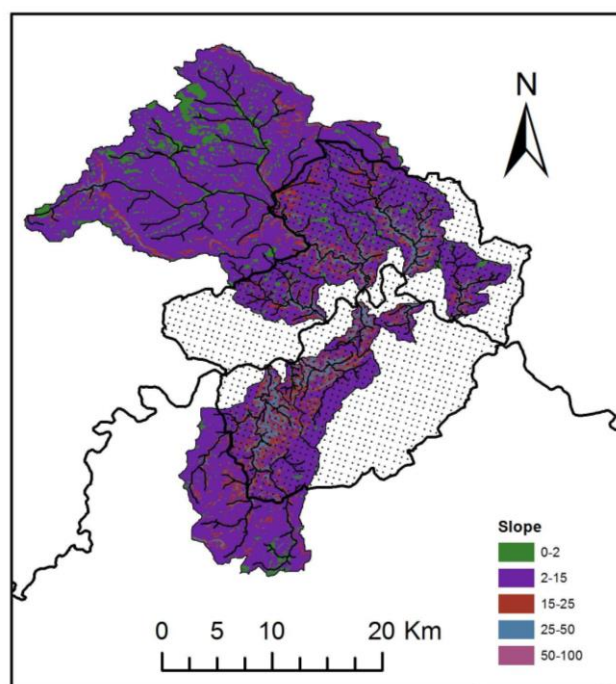
PŮDNÍ TYP	POČ. VRSTEV	HYDROLOGICKÁ SKUPINA	HLOUBKA KOŘENOVÉ ZÓNY	OBJEM PÓRŮ	PŮDNÍ ZRNITOST	HORIZONT	HLOUBKA VRSTVY	OBJEMOVÁ HMOTNOST	VODNÍ KAPACITA	HYDRAULICKÁ KONDUKTIVITA	ORGANICKÝ UHLÍK	JÍL	JEMNÝ PRACH	PÍSEK	ŠTĚRK
-	-	-	[mm]	[m <sup>3</sup> ]	-	-	[mm]	[g/cm <sup>3</sup> ]	[mm/mm]	[mm/hod]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
S198	5	B	1300	0,5	Si-L	1	320	1,39	0,18	15	1,10	27	49	24	0
						2	480	1,32	0,16	5	1,00	36	48	16	0
						3	650	1,29	0,16	5	0,50	39	50	11	0
						4	1000	1,36	0,17	9	0,20	26	53	21	0
						5	1300	1,51	0,09	18	0,11	21	12	67	0
S202	4	B	1200	0,5	Sa-L	1	300	1,47	0,11	20	1,10	19	25	56	20
						2	600	1,46	0,05	76	0,11	9	3	88	40
						3	850	1,51	0,06	41	0,11	15	2	83	60
						4	1200	1,46	0,05	75	0,11	9	4	87	0
S550	2	B	350	0,5	Sa-L	1	150	1,46	0,10	50	1,80	10	26	64	7
						2	350	1,47	0,08	58	0,80	10	16	74	70
						3	300	1,49	0,07	42	0,05	14	9	77	10
						4	600	1,48	0,06	53	0,05	12	7	81	0
S661	3	B	720	0,5	L	1	180	1,43	0,16	28	2,00	12	49	39	20
						2	440	1,41	0,18	22	0,40	13	58	29	45
						3	720	1,41	0,17	19	0,20	15	55	30	50
						4	600	1,48	0,06	53	0,05	12	7	81	0
S664	5	B	1500	0,5	Si-L	1	180	1,36	0,20	13	1,30	18	67	15	0
						2	320	1,33	0,20	9	0,60	24	67	9	0
						3	520	1,31	0,18	7	0,40	29	61	10	0
						4	1150	1,30	0,17	6	0,05	35	54	11	0
						5	1500	1,34	0,17	7	0,05	30	54	16	0

### 3.2.4. Svažitost

Svažitost je dalším parametrem podílejícím se na generování jednotek HRU. Vypočítává se na základě DEM sestaveného v prvních krocích přípravy modelu. SWAT uživatelé umožňuje rozdělit území do jedné až pěti skupin na základě procentuální svažitosti. Použití více jak pěti skupin by již bylo nepraktické, proto většinou postačí skupiny 3 (Winchell et al., 2013). Já jsem pro výpočet HRU rozdělil území do pěti skupin dle svažitosti 0-2, 2-15, 15-25, 25-50 a 50-100 %.



Obr. 4. Mapa půdního krytu.



Obr. 5. Mapa rozložení skupin svažitosti.

### 3.2.5. HRU

Model SWAT může být aplikován na povodí o velikosti až několika tisíc km<sup>2</sup>. Vzhledem k tzv. disagregačnímu schématu (Boorman, 2003) rozdělí povodí na základě topografie na dílčí povodí a následně na základě land use, půd a svažitosti rozdělí území na tzv. hydrological response units (HRU). Tyto jednotky pak slouží přímo k výpočtu samotných hydrologických, transportních a chemických procesů. Výsledky jsou nakonec převáděny do dílčích povodí (Ferrant et al., 2011). Počet jednotek HRU se odvíjí od různorodosti prostředí a obecně platí, že čím je povodí více heterogenní, tím je jednotek HRU více. Počet HRU pro záměrná povodí je uveden v Tab. 3.

Předtím, než SWAT vytvoří vrstvu HRU, je potřeba definovat vrstvy land use, půd a svažitostí a spustit nástroj *HRU Definition*. Nejprve je však nutné definovat tzv. hraniční hodnoty (*HRU Thresholds*) pro jednotlivé komponenty. Hraniční hodnoty jsou uváděny v procentech a vyjadřují minimální dovolený pokryv území pro dané kritérium. Pokud je pokryvnost nižší, nepočítá program s daným kritériem při tvorbě HRU. Já jsem při výpočtech HRU nastavil hraniční hodnoty na 5 % pro land use, 10 % pro půdy a 10 % pro svažitosti.

### 3.2.6. Hydrologie

Hydrologii model počítá na základě rovnice hydrologické bilance, která je popsána v kapitole 2.4.1. Hydrologické procesy jsou počítány na úrovni HRU. Správné nastavení vstupních dat a parametrů a následný správný výpočet hydrologické bilance povodí je zásadní pro modelování všech ostatních jevů (Cibin et al., 2010). Pro výpočet hydrologické bilance nestačí pouze informace o HRU, ale je potřeba znát i data meteorologická, zejména pak srážky a teplotu.

Pro ověření predikce odtoku z povodí byly využity desetileté řady měření průtoků v povodí Rakovnického potoka a Klíčavy, které poskytlo ČHMÚ a PVL. Jedná se o denní průtoky z let 2000 – 2010 naměřené na limnigrafu ve stanici č. 1901 na Rakovnickém potoce a stanici Lány – Městečko na Klíčavě. Pro ostatní povodí data o průtocích nejsou dostupná. Proto byla pro ověření správnosti predikce odtoků použita data z Klíčavy a Rakovnického potoka, která byla přepočtena na základě analogie povodí dle rovnice:

$$Q_B = \frac{Q_A \cdot S_B}{S_A}, \text{ kde}$$

$Q_A$  a  $Q_B$  jsou průtoky v tocích A a B a  $S_A$  a  $S_B$  jsou plochy povodí A a B. Více o ověřování průtoků a kalibraci hydrologie je uvedeno v kapitole 3.4.

### 3.2.7. Meteorologie

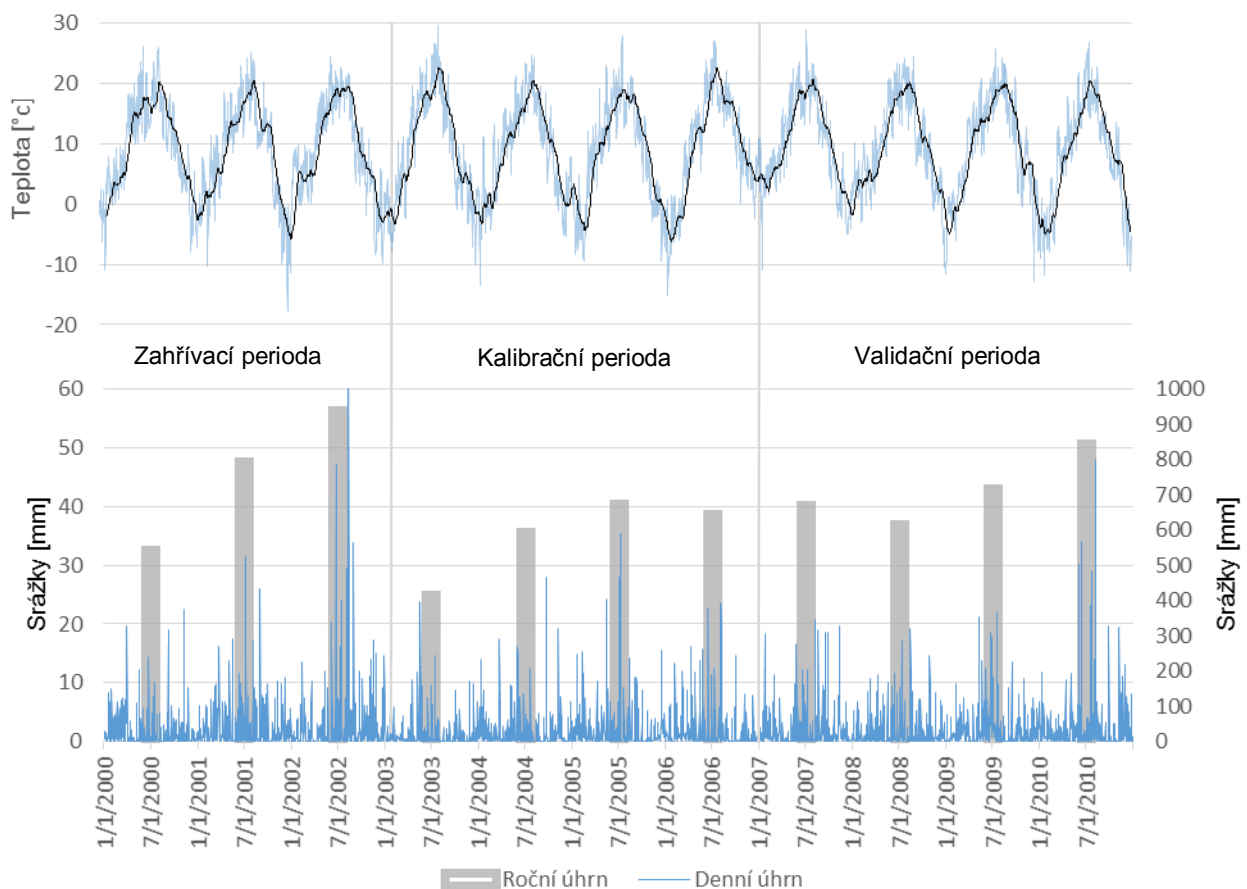
Pro výpočet hydrologické bilance je nutné poskytnout modelu informace o průměrných denních srážkách, teplotě (minimální a maximální), relativní vlhkosti vzduchu, solární radiaci a rychlosti větru. Meteorologická data byla stažena z meteorologické databáze

*globalweather.tamu.edu* pro roky 2000 – 2010. Tato data pocházejí ze dvou meteorologických stanic v blízkosti zájmového území. Během modelování jsou meteorologická data automaticky interpolována pro konkrétní povodí. Protože model SWAT provádí simulace pouze pro období, kdy máme dostupná meteorologická data, probíhaly simulace pouze v letech 2000 – 2010. Arnold et al. (2012) doporučuje vybrat pro modelování dostatečně dlouhou časovou řadu, kterou je možné rozdělit do 3 dílčích period:

- zahřívací perioda (warm up period),
- kalibrační perioda,
- validační perioda.

Výstupy ze zahřívací periody se neuvažují, protože bývají do značné míry nepřesné a rozkolísané. Pro kalibrační a validační periodu by se měli pokud možno vybrat stejně dlouhé časové řady, ve kterých budou zahrnuty roky srážkově průměrné, podprůměrné a nadprůměrné (Arnold et al., 2012).

**Graf. 1. Meteorologická data v letech 2000 – 2010.**





### 3.2.8. Plošné zdroje znečištění

Kvalitu povrchových vod ovlivňují zejména plošné zdroje znečištění (Wu a Chen, 2013). Kronvang et al. (1999) zmiňuje, že zemědělské plošné zdroje se na vyplavování dusíku do povodí podílejí až ze 76 %. Lam et al. (2010) udává až 95% podíl.

Pro modelování kvality povrchových vod je důležité definovat zemědělské půdy a způsob hospodaření na nich. To se provedlo na základě vyhodnocení vrstvy land use. Všechny plochy, které spadají do kategorie AGRL (orná půda) byly zrevidovány dle registru zemědělských půd LPIS. Registr je přístupný online na [www.lpis.cz](http://www.lpis.cz). Z revize byl navržen zemědělský osevní plán, který se skládá z rotace 3 plodin. Zájmové území leží v obilnářské výrobní oblasti. Navržené zemědělské plány a rotace plodin, shrnuté v Tab. 6, byly vytvořeny na základě mapových podkladů a doporučených osevních postupů pro danou oblast, přístupných na [www.sowac-gis.cz](http://www.sowac-gis.cz). Pro popis plošných zdrojů a definování hospodaření a osevních postupů byl použit nástroj *Management edit*.

**Tab. 6. Plány hospodaření a rotace plodin.**

OS_PLAN	ROK	PLODINA	HNOJENÍ			TERMÍN (DÁVKA) MĚSÍC (kg.ha <sup>-1</sup> )
			CELKEM kg N.ha <sup>-1</sup>	ORG. HNOJIVO kg N.ha <sup>-1</sup>	MIN. HNOJIVO kg N.ha <sup>-1</sup>	
OS_1	1	kukuřice	182,5	142,5	40	III (126) - VI (54)
	2	hrách	27,5	7,5	20	III (27,5)
	3	ozimý ječmen	117,5	67,5	50	V (82,3) - VI (35.3)
OS_2	1	ozimá řepka	212,5	52,5	160	III (42.5) - IV (85) - V (85)
	2	ozimá pšenice	147,5	127,5	20	V (73.5) - VI (73.5)
	3	vojtěška	30	30	0	III (18) - VII (12)
OS_3	1	kukuřice	180	40	140	III (126) - VI (54)
	2	jarní ječmen	95	45	50	X (57) - IV (38)
	3	vojtěška	30	30	0	III (18) - VII (12)
OS_4	1	hrách	27,5	7,5	20	III (27,5)
	2	ozimá řepka	212,5	52,5	160	III (42.5) - IV (85) - V (85)
	3	oves	97,5	67,5	30	X (97.5)
TTP	1	trvalý travní porost	150	150	0	IV (90) - X (60)
	2	trvalý travní porost	150	150	0	IV (90) - X (60)
	3	trvalý travní porost	150	150	0	IV (90) - X (60)
PASTVA	1	1,25 DJ.ha <sup>-1</sup>	31	31	0	IV - IX (10,3)

\*DJ = Dobyččí Jednotka (500 kg živé hmotnosti)

Dalším významným plošným zdrojem znečištění jsou suché a mokré atmosférické depozice. Dle ČHMÚ (2010a) se roční mokrá, resp. suchá depozice dusičnanů a  $\text{NO}_x$  v letech 2000 – 2010 na ploše České republiky pohybovala mezi 24 – 30 tis. t, resp. 15 – 20 tis. t. Celková mokrá depozice dusíku byla  $78\,925 \text{ t.rok}^{-1}$  (ČHMÚ, 2010a). Dle tabelární ročenky znečištění ovzduší a atmosférické depozice pro rok 2010, spadá zájmové území do oblasti s průměrnou mokrou roční depozicí dusičnanového i amoniakálního dusíku  $0,25 - 0,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$ . Nejbližší stanicí měření chemického složení srážek a atmosférické depozice je Praha – Libuš. V roce 2010 zde byla naměřena při ročním úhrnu srážek 752 mm (ČHMÚ, 2010b) celková mokrá atmosférická depozice  $\text{NO}_3^-$ , resp.  $\text{NH}_4^+$   $1,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$ , resp.  $0,6 \text{ g.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$ .

### 3.2.9. Bodové zdroje znečištění

Kontrastem k plošným zdrojům znečištění jsou zdroje bodové. Jedná se zejména o zdroje zemědělské, jako jsou farmy a hnojiště a poté sídelní oblasti s výstupy z čistíren odpadních vod a obecních stok (Wu a Chen, 2013). Určení sídelních bodových zdrojů bylo provedeno na základě databáze obcí obsažené v mapových listech ArcČR 500. Další bodové zdroje byly určeny na základě zemědělské databáze LPIS a ortofotomap ČÚZK. Pro popis produkce odpadní vody ze sídel a pro lokalizaci ČOV bylo využito databáze VÚPE, dostupné na internetových stránkách Ministerstva zemědělství.

Živočišná výroba je zaměřena zejména na chov skotu a prasat. Laurent a Ruelland (2011) udávají, že člověk přispěje ke znečištění povrchových vod  $3,7 \text{ kg}$  celkového N za rok. Toto množství je rovno jednomu populačnímu ekvivalentu znečištění (PEZ). Kráva vyprodukuje téměř 30 krát více a prase 11 krát více dusíku než člověk (Shang et al., 2012). Množství chovaných hospodářských zvířat bylo odhadnuto na  $160\,000 \text{ PEZ}$ . Znečišťování dusíkem z domácích odpadních vod se tak může uvažovat ve srovnání s živočišnou produkcí jako velmi slabé (Laurent a Ruelland, 2011). V Tab. 7 je uvedena průměrná produkce celkového dusíku člověka a hospodářských zvířat a přepočty těchto produkcí na hodnotu PEZ. V případě dusíku pocházejícího ze živočišné výroby byla uvažována celková produkce organické hmoty využitelná jako hnojivo pro zemědělství. Tato produkce byla zohledněna v plánech hospodaření a hnojení konkrétních plodin.

**Tab. 7. Produkce N člověkem a hospodářskými zvířaty.**

POLOŽKA	PEZ	EXKREMENT		MOČ		CELKOVÝ N	
		[kg/den]	PODÍL N [%]	[kg/den]	PODÍL N [%]	[kg N /den]	[kg N /rok]
<b>Kráva</b>	27,5	30	0,437	18	0,8	0,275	100,4
<b>Prase</b>	3,1	3	0,588	4	0,33	0,031	11,3
<b>Kuře</b>	0,1	0,12	0,984	-	-	0,001	0,4
<b>Člověk</b>	1	0,3	0,64	1,6	0,53	0,01	3,7

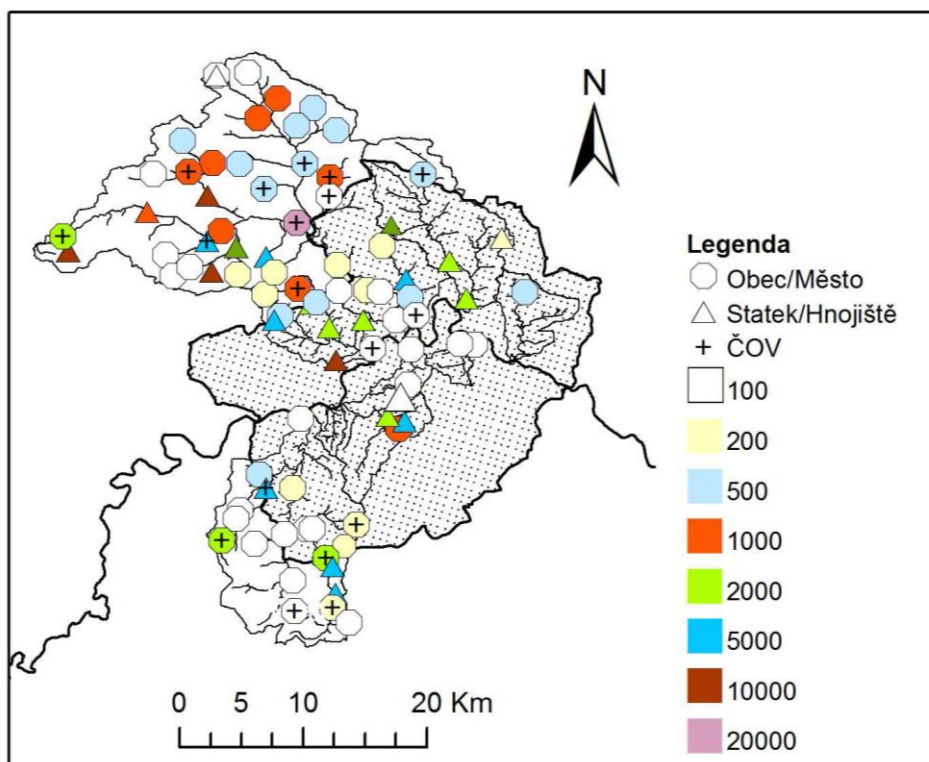
Shang et al. (2012)

V zájmové oblasti žije na 47 000 lidí v téměř 60 obcích. Převažují zde menší sídla a vesnice do 500 obyvatel. Najdeme zde několik měst, ve kterých žije více jak 1000 obyvatel a největším městem v oblasti je Rakovník, kde žije 16 500 obyvatel. Celkem je v zájmovém území v provozu 19 ČOV o kapacitě 32 000 EO. Dle průzkumu kvality přečištěné odpadní vody na odtoku byla zjištěna průměrná účinnost čištění  $\text{NH}_4$  85 %, celkového N 74 % a BSK 96 %. V Tab. 8 jsou uvedeny průměrné hodnoty základních ukazatelů přečištěné odpadní vody získané z údajů z 38 ČOV provozovaných ve Středočeském kraji společností Středočeské vodárny.

**Tab. 8. Ukazatele znečištění z bodových zdrojů.**

KATEGORIE	výtok [ $\text{m}^3/\text{den}$ ]	N-org [kg/den]	N- $\text{NO}_3$ [kg/den]	N- $\text{NH}_3$ [kg/den]	N- $\text{NO}_2$ [kg/den]	BSK [kg/den]
DLE EO	FLOYR	ORGNYR	NO3YR	NH3YR	NO2YR	CBODYR
<b>1</b>	0,3	0,0007	0,0033	0,0024	0,00019	0,0018
<b>100</b>	27,4	0,1	0,3	0,2	0,02	0,18
<b>200</b>	54,8	0,1	0,7	0,5	0,04	0,36
<b>500</b>	137	0,3	1,7	1,2	0,09	0,9
<b>1000</b>	274	0,7	3,3	2,5	0,19	1,8
<b>2000</b>	548	1,4	6,7	4,9	0,38	3,6
<b>5000</b>	1370	3,5	16,7	12,3	0,94	9
<b>10000</b>	2740	7,0	33,4	24,6	1,89	18
<b>15000</b>	4110	10,4	50,1	37,0	2,83	27
<b>20000</b>	5480	13,9	66,8	49,3	3,77	36

Celkem bylo v oblasti vytipováno 82 bodových zdrojů znečištění. Ty jsou zobrazeny na Obr. 6. V programu ArcSWAT jsou vstupy znečištění z bodových zdrojů zadávány pomocí nástroje *Edit Point Source Inputs* ručně. Pro zjednodušení byly bodové zdroje rozděleny do 9 kategorií dle počtu EO na zdroje se 100, 200, 500, 1 000, 2 000, 5 000, 10 000, 15 000 a 20 000 EO. Vyžadované ukazatele kvality vody a jejich odvozené hodnoty jsou uvedeny v Tab. 8.



Obr. 6. Bodové zdroje znečištění dle kategorií.

### 3.3 Parametrizace

Po definování a nastavení všech vstupních dat přichází na řadu nastavení parametrů modelu, tzv. parametrizace. Smysl parametrizace tkví v tom, že samotný model nelze generalizovat pro jakékoliv povodí. Každá existující hydrologická jednotka, mající různý půdní kryt, land use či ležící v jiné klimatické zóně, bude mít pravděpodobně jiné hodnoty základních parametrů (Abbaspour, 2012). Na základě literární rešerše bylo vybráno 15 parametrů, pro které se předpokládá největší vliv na modelování hydrologie a dalších 7 parametrů ovlivňujících modelování cyklu dusíku.

Jako první byla kalibrována hydrologie modelu. Nejdůležitějšími parametry pro řízení povrchového odtoku jsou CN2, SOL\_AWC, SOL\_K, ESCO a SURLAG (Arnold et al., 2012; Lam et al., 2012), CH\_K2 (Van Liew et al., 2007) a CH\_N2 (Shen et al., 2013). Řízení podpovrchového odtoku ovlivňují zejména parametry GW\_REVAP, GW\_QMN (Lam et al., 2012), GW\_DELAY (Arnold et al., 2012), REVAPMN, ALPHA\_BF, RCHRG\_DP (Van Liew et al., 2007). Meteorologii a sníh ovlivňují zejména parametry SFTMP, SMTMP, SMFMX, SMFMN a TIMP (Van Liew et al., 2007; Arnold et al., 2012). Pokud je provedena parametrizace a kalibrace pro hydrologii, může se provést tato procedura i pro cyklus dusíku. Hlavními parametry, které ovlivňují cyklus dusíku, jsou N\_UPDIS a NPERCO (Lam, 2012), SOL\_ORGN, SOL\_NO3 (Shen et al., 2013).

**Tab. 9. Přehled důležitých parametrů**

PARAMETR	JMÉNO/POPIS	DATABÁZE	JEDNOTKY	MIN	MAX
CN2	SCS číslo odtokové křivky	mgt	-	0	98
ALPHA_BF	Konstanta recese odtoku	gw	dny	0	1
CH_K2	Hydraulická konduktivita kanálu	rte	mm/hod	-0,01	500
RCHRG_DP	Frakce perkolační fáze	gw	frakce	0	1
GWQMN	Minimální hladina podzemní vody vracející se do odtoku	gw	mm	0	5000
GW_DELAY	Zpoždění podzemního odtoku	gw	dny	0	500
GW_REVAP	"Revap" koeficient	gw	-	0,02	0,2
TIMP	Lag faktor teploty sněhové pokrývky	bsn	-	0	1
ESCO	Kompenzační faktor půdní evaporace	bsn	-	0	1
CH_N2	N hodnota obsazení hlavního kanálu	rte	-	-0,01	0,03
SOL_AWC	Kapacita dostupné půdní vody	sol	mm/mm	0	1
SMFMN	Faktor tání sněhu pro 21 prosinec	bsn	mm/°C den	0	10
SMFMX	Faktor tání sněhu pro 21 červen	bsn	mm/°C den	0	10
SMTMP	Základní teplota tání sněhu	bsn	°C	-5	5
SFTMP	Teplota sněhových srážek	bsn	°C	-5	5
RCN	Koncentrace dusíku v dešti	bsn	mg N/l	0	15
CDN	Koeficient rychlosti denitrifikace	bsn	-	0	3
SDNCO	Hraniční hodnota denitrifikace	bsn	-	0	1
N_UPDIS	Parametr distribuce využití dusíku	bsn	-	0	100
NPERCO	Perkolační koeficient dusíku	bsn	-	0	1
SOL_ORGN	Počáteční obsah organického N v půdě	chm	mg/kg	0	100
SOL_NO3	Počáteční obsah NO <sub>3</sub> v půdě	chm	mg/kg	0	100

Přehled jednotlivých parametrů, jejich jednotek a dovolených hodnot je uveden v Tab. 9. Důležité je správně porozumět, čemu jednotlivé parametry slouží. Parametr CN2 řídí výšku odtoku na základě velikosti srážek. Je to funkce vlastností povodí jako je půdní typ, land use a hospodaření, charakteristika povrchu apod. (Van Liew et al., 2007). SOL\_AWC je objem vody dostupný pro rostliny. SOL\_K je saturovaná hydraulická konduktivita první vrstvy půdy (Shen et al., 2013). ESCO upravuje hloubkovou distribuci vody pro evaporaci z půdy na základě kapilarity či tvorby krust na povrchu. CH\_K2 řídí pohyb vody z koryta do podpovrchového laterálního toku. Parametr GW\_REVAP kontroluje množství vody pohybující se z podzemních vod do kořenové zóny a GW\_QMN řídí množství vody pohybující se z podzemních vod do povrchového odtoku. GW\_DELAY je doba, za kterou se voda infiltruje z kořenové zóny na hladinu podzemní vody. ALPHA\_BF řídí recesy odtoku a RCHRG\_DP řídí perkolační fázi z kořenové zóny do podzemní vody. Parametry SFTMP a SMTMP upravují teplotu padání a tání sněhu. SMFMN a SMFMX pak upravují maximální a minimální množství tajícího sněhu za dané teploty (Van Liew et al., 2007). Mezi nejdůležitější parametry, které ovlivňují cyklus dusíku, patří SOL\_NO3, popisující počáteční

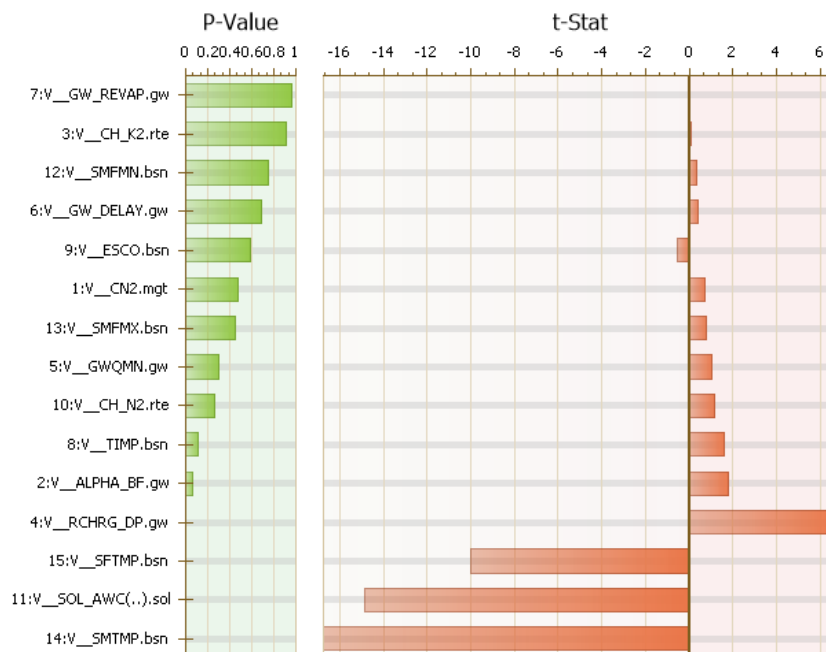
koncentrace dusičnanů ve vrchní vrstvě půdy a SOL\_ORGN, popisující počáteční koncentrace organického dusíku v půdě (Shen et al., 2013). Dále je důležité nastavit parametr NPERCO a N\_UPDIS popisující perkolaci dusíku a odebírání dusíku z povodí (Lam et al., 2012). Dalšími parametry významně ovlivňujícími koncentrace dusičnanů v povrchových vodách jsou koncentrace dusíku v dešti RCN, koeficient rychlosti denitrifikace CDN a hraniční hodnota denitrifikace SDNCO.

### 3.4 Citlivostní analýza, kalibrace a validace modelu

Parametrizace a kalibrace modelu probíhaly v několika na sebe navazujících krocích, jež je pro správné nastavení modelu nutné provést. Těmito kroky jsou citlivostní analýza, manuální kalibrace, auto-kalibrace a validace (Cibin et al., 2010).

Citlivostní analýza je proces determinace poměru změny výstupů modelu na základě změny vstupních parametrů modelu. Jde o nezbytný proces směřující k identifikaci klíčových parametrů a jejich nastavení pro kalibraci (Moriasi et al., 2010). Správně provedená citlivostní analýza napomáhá zpřesnění kalibrace. Lze použít dva typy citlivostní analýzy: i) lokální – změny jedné hodnoty v čase, nebo ii) globální – změny všech parametrů (Arnold et al., 2012). Nevýhodou globální citlivostní analýzy je nutnost vyššího počtu opakovaných simulací. Citlivostní analýza byla prováděna s pomocí programu SWAT-CUP. Ten výsledky zobrazoval v grafu jako  $p$  a  $t$  hodnoty testu.  $T$ -hodnoty ukazují míru citlivosti parametru – čím je větší, tím je parametr citlivější, a  $p$ -hodnoty určují význam – čím je menší  $p$ -hodnota, tím je nižší pravděpodobnost, že byl parametr označen náhodně za citlivý (Akhavan et al., 2010). Výsledky citlivostní analýzy každého povodí ukázaly, že vybrané parametry jsou vždy různě citlivé u jednotlivých povodí. Největší citlivost vykazovaly parametry CN2, SOL\_AWC, RCHRG\_DP, ALPHA\_BF, GWQMN, SFTMP a SMTMP.

Po citlivostní analýze je nutné provést kalibraci. Ta slouží k lepší parametrizaci modelu k daným podmínkám a ke snížení nejistoty předpovědi (Arnold et al., 2012). Provádí se opatrným výběrem vstupních parametrů a porovnáváním predikce modelu s pozorovanými daty pomocí doporučených statistických metod (Moriasi et al., 2007). V případě nepřijatelných dat se proces opakuje, dokud se nezískají nejlepší možné výsledky.



**Obr. 7. Ukázka výsledků citlivostní analýzy programu SWAT-CUP.**

Nejprve byla provedena manuální kalibrace přímo v prostředí programu ArcSWAT s využitím nástroje *Manual calibration helper*. Během manuální kalibrace byly postupně měněny všechny vytypované parametry vždy o 10 – 20 % své hodnoty v rámci povoleného rozsahu a byla spuštěna simulace a následně vyhodnocen vliv změny parametru s využitím tabulkového editoru Excel. Po každém opakování byl změněný parametr dále upraven či vrácen na původní hodnotu a proces se opakoval znovu s dalším parametrem. Celkem bylo provedeno takto přes 100 opakovaných kalibrací.

Dále následovala kalibrace automatická. Pro tu jsem využil program SWAT-CUP dle nastavení a doporučení z příslušné literatury (Abbaspour, 2013). Kalibrační období pro průtoky byly roky 2003 – 2006 a pro koncentrace dusičnanů roky 2005 – 2006. Povrchový i podpovrchový odtok byly v rámci této procedury kalibrovány společně. Nejprve byly nastavovány parametry povrchového odtoku, kvůli předpokladu, že jsou v dané lokalitě důležitější. Parametry podpovrchového odtoku hrají větší roli v lokalitách nížinných s málo členitým reliéfem (Lam et al., 2012). Proces automatické kalibrace je prováděn v několika krocích: i) import projektu SWAT; ii) vytvoření vstupních a výstupních databází nástroje *SUF2*; iii) vložení pozorovaných dat; iv) nastavení parametrů a dovozeného rozsahu hodnot (viz Tab. 9); v) nastavení počtu opakovaných simulací; vi) spuštění kalibrace; vi) vyhodnocení výsledků. Automatická kalibrace je v programu SWAT-CUP prováděna iteračním způsobem, tedy v rámci několikanásobného opakování výše popsané procedury. V každé iteraci je nastaven počet simulací na 300 – 500 a počet doporučených iterací je 5 – 10 (Abbaspour, 2013).

Posledním krokem přípravy modelu je validace sledovaných parametrů a procesů (Arnold et al., 2012). Validace je proces demonstrace, že daný místně specifický model je schopen vytvářet dostatečně přesné simulace v závislosti na požadavcích. Jde o proces porovnání předpovědi modelu s měřenými daty, které jsou jiná než ta použitá pro kalibraci (Cibin et al., 2010). Nastavení parametrů však musí zůstat nezměněno od nastavení získaného kalibrací. Pokud výsledky validace nejsou uspokojivé, je nutné přehodnotit kalibraci a případně dále zpřesňovat parametry (White a Chaubey, 2005). Kvalita předpovědi modelu a nastavení parametrů kalibrace byly testovány pro roky 2007 – 2010 u průtoků a roky 2009 – 2010 pro koncentrace dusičnanů.

### 3.5 Nejistoty modelování

Z podstaty modelů aplikovaných v životním prostředí vyplývá, že matematicky nelze postihnout fyzikální komplexitu sledovaného systému (Gaganis, 2009). Z tohoto důvodu je nutná kalibrace důležitých parametrů modelů. Kalibrace totiž pomáhá redukovat nejistotu parametrů a tím snižovat také nejistoty simulovaných výsledků (Cibin et al., 2010). Nejistoty modelů povodí lze dle Abbaspoura (2012) rozdělit do 4 skupin:

- Nejistoty zjednodušování konceptuálních modelů
- Nejistoty vstupních dat – zanedbání některých procesů probíhajících v povodí
- Nejistoty procesů zahrnutých v modelu, ale neznámých modeláři
- Nejistoty procesů známé modeláři, ale nezahrnuté v modelu

Dalšími zdroji nejistot mohou být chyby měření vstupních dat, jako např. měření meteorologických ukazatelů či chemismu vody (Ullrich a Volk, 2010) či malé rozlišení mapových podkladů sloužících pro vytvoření základních vrstev modelu (Chaubey et al., 2005). Hodnocení nejistot je nedílnou součástí modelování a to obzvlášť v případě, kdy model slouží jako nástroj pro podporu rozhodování (Refsgaard et al., 2007).

Nejistotu parametrů lze pro model SWAT opět provádět a vyhodnocovat s pomocí programu SWAT-CUP. V něm jsou nejistoty kvantifikovány měřeními odkazujícími k *P-faktoru*, což je procentuální vyjádření 95% pravděpodobnosti predikce (95PPU) a *R-faktoru*, který vyjadřuje průměrnou šířku 95PPU dělenou směrodatnou odchylkou měření (Abbaspour, 2012).



### 3.6 Statistické metody vyhodnocení

Pro vyhodnocení schopnosti modelu simulovat vybrané děje bylo použito několik statistických ukazatelů, které se běžně užívají v modelářské praxi a jsou uváděny v literatuře (např. Santhi et al., 2001). Těmito ukazateli byly koeficient determinace ( $R^2$ ), Nash-Sutcliffův koeficient účinnosti předpovědi ( $E_{NS}$ ) a procentuální systematické odchylky ( $PBIAS$ ).

Koeficient determinace  $R^2$  vyjadřuje procento, jakým je rozptyl hodnot závisle proměnné veličiny  $Y$  vysvětlen změnami hodnot nezávisle proměnné veličiny  $X$ . Koeficient nabývá hodnot od 0 do 1, přičemž čím je vyšší, tím je model kvalitnější (Pavliček, 2011). Je počítán dle rovnice:

$$R^2 = \frac{S_{reg}}{S_{yy}} = 1 - \frac{S_{rez}}{S_{yy}}$$

, kde  $S_{reg}$  je regresní součet čtverců odchylek predikcí od průměru,  $S_{rez}$  je reziduální součet čtverců,  $S_{yy}$  je celkový součet čtverců odchylek od průměru.

Nash-Sutcliffův koeficient účinnosti předpovědi  $E_{NS}$  (Nash a Sutcliff, 1970) vyjadřuje sílu předpovědi modelu. Jde o nejvíce aplikovaný bezrozměrný ukazatel hodnocení účinnosti hydrologických modelů. Koeficient nabývá hodnot od  $-\infty$  do 1, přičemž číslo jedna je absolutní shoda. Hodnota 0 znamená přesnost predikce na úrovni pozorovaných hodnot. Hodnoty mezi 0 – 1 jsou obecně přijímány za přijatelné (Moriasi et al., 2007). Počítá se dle rovnice:

$$E_{NS} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y^{mean})^2}$$

, kde  $Y_i^{obs}$  je hodnota naměřená v čase  $i$ ,  $Y_i^{sim}$  je hodnota simulovaná v čase  $i$ ,  $Y^{mean}$  je průměr všech naměřených hodnot a  $n$  je celkový počet pozorování.

Procentuální systematická odchylka  $PBIAS$  určuje, zda simulovaná data mají tendenci být průměrně vyšší či nižší než jejich měřené protějšky. Je běžně užíván pro kvantifikaci chyb vodní bilance a je schopen velmi čistě indikovat slabou výkonnost modelu (Moriasi et al., 2007). Optimální hodnota  $PBIAS$  je 0 a počítá se dle rovnice:

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim}) * 100}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs})}$$

, kde  $Y_i^{obs}$  je hodnota naměřená v čase  $i$ ,  $Y_i^{sim}$  je hodnota simulovaná v čase  $i$  a  $n$  je počet pozorování.

Všeobecně lze za uspokojivé považovat výsledky modelování s hodnotami NSE > 0,50 a PBIAS ± 25% pro průtoky, ± 55% pro sedimenty a ± 70% pro dusík (Moriassi et al., 2007). Během hodnocení statistických ukazatelů je však potřeba respektovat nejistotu vstupních dat. Pokud se používají data sbíraná dle různé metodiky či data s omezenou přesností, je to nutné zohlednit v hodnocení ukazatelů. Doporučované hodnoty zmiňovaných ukazatelů včetně přehledu výsledků publikovaných v literatuře jsou uvedeny v Tab. 10 a 11.

**Tab. 10. Shrnutí publikovaných hodnot koeficientů.**

SLOŽKA	STATISTIKA	KALIBRACE		VALIDACE		R <sup>2</sup>
		ENS	PBIAS	ENS	PBIAS	
ODTOK	$n$	92	72	128	82	9
	Minimum	-0,23	-91,70	-1,81	-155,60	0,63
	Maximum	0,95	26,50	0,89	47,18	87,00
	Median	0,89	-1,30	0,67	-1,90	0,84
NO <sub>3</sub>	$n$	2	0	2	0	3
	Minimum	-0,08	-	0,64	-	0,54
	Maximum	0,59	-	0,75	-	0,72
	Median	0,26	-	0,70	-	0,60

\* $n$  = počet revidovaných hodnot

dle Moriassi et al. (2007) a White a Chaubey (2005)

**Tab. 11. Doporučené hodnocení koeficientů pro měsíční krok.**

HODNOCENÍ	ENS	PBIAS	
		ODTOK	NO <sub>3</sub>
VELMI DOBRÉ	0,75 < ENS < 1,00	PBIAS < ± 10	PBIAS < ± 25
DOBRÉ	0,65 < ENS < 0,75	± 10 < PBIAS < ± 15	± 25 < PBIAS < ± 40
USPOKOJIVÉ	0,50 < ENS < 0,65	± 15 < PBIAS < ± 25	± 40 < PBIAS < ± 70
NEUSPOKOJIVÉ	0,50 < ENS	PBIAS > ± 25	PBIAS > ± 70

dle Moriassi et al. (2007)

## 4. VÝSLEDKY

Kapitola výsledky je rozdělena do dílčích podkapitol číslovaných 4.1 – 4.10. Každá z podkapitol se věnuje výsledkům modelování jednoho z devíti sledovaných povodí. Poslední kapitola shrnuje výsledky modelování v kontextu celého území.

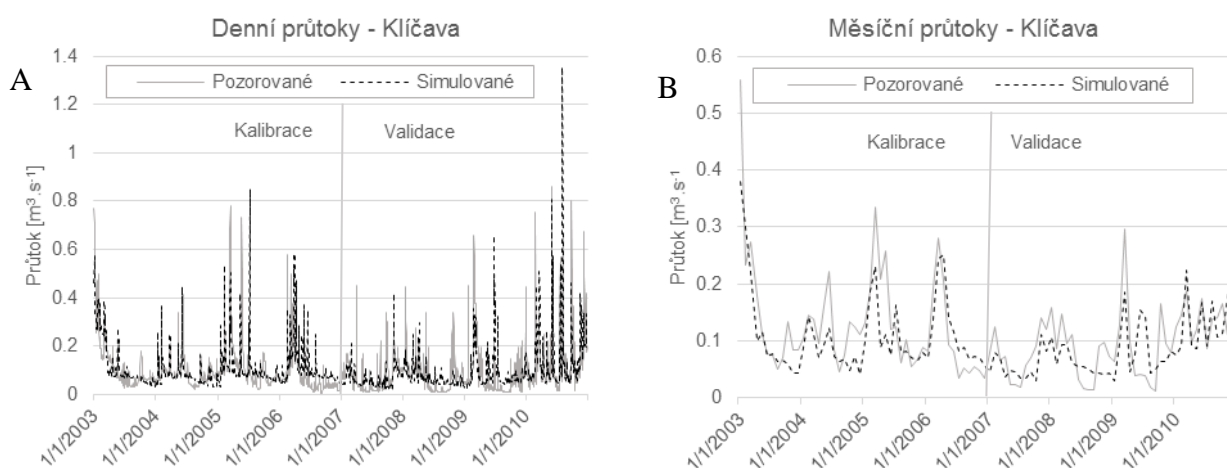
### 4.1 Klíčava

Pro kalibraci průtoků v povodí Klíčavy byla využita data o průtocích v denním kroku z profilu Lány – Městečko, která pro účely vypracování diplomové práce poskytlo Povodí Vltavy, státní podnik. Daný profil se nachází nad vodní nádrží Klíčava. Povodí Vltavy poskytlo také data o průtocích za vodní nádrží. Tato data však nebylo možné využít, jelikož režim upouštění vody z vodního díla, který se v měřeních projevuje jako konstantní odtok s velmi malými výkyvy, není možné pomocí modelu simulovat. Prvotní simulace ukazují, že nekalibrovaný model simuloval průtok chybně. Hodnoty průtoků byly ustálené. Při srovnání křivek průtoků a srážek, se pak model nejevil citlivým k silným srážkovým epizodám. Manuální kalibrací průtoků v Klíčavě byly vytipovány nejdůležitější parametry ovlivňující odtok a ty pak byly upravovány i pro další vodní toky. Automatickou kalibrací, provedenou pomocí nástroje SWAT-CUP, byly vytipované parametry upraveny tak, aby křivky průtoků lépe odpovídaly měřeným hodnotám. Konečné hodnoty upravovaných parametrů modelu jsou uvedeny v Tab. 12.

**Tab. 12. Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.**

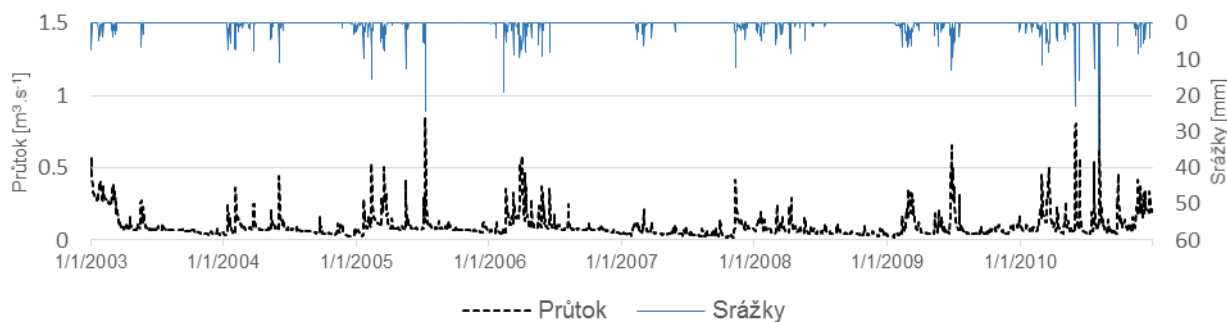
<b>PARAMETR</b>	<b>CN2</b>	<b>ALPHA_BF</b>	<b>CH_K2</b>	<b>RCHRG_DP</b>	<b>GWQMN</b>	<b>GW_DELAY</b>	<b>GW_REVAP</b>	<b>TIMP</b>
	35,2	0,82	7,04	0,39	0,85	115,25	0,17	0,99
<b>HODNOTA</b>	<b>ESCO</b>	<b>CH_N2</b>	<b>SOL_AWC</b>	<b>SMFMN</b>	<b>SMFMX</b>	<b>SMTMP</b>	<b>SFTMP</b>	<b>RCN</b>
	0,29	0,17	0,08	1,01	0,50	3,22	-1,83	5
	<b>CDN</b>	<b>SDNCO</b>	<b>N_UPDIS</b>	<b>NPERCO</b>	<b>SOL_ORGN</b>	<b>SOL_NO3</b>		
	0,05	0,9	20	0,15	5	5		

Na grafu 2 jsou zobrazeny průtoky simulované a naměřené během období kalibrace a validace. Shodu simulací s měřením dokládají hodnoty sledovaných statistických ukazatelů, uvedených v Tab. 13. Simulace průtoků v denním kroku byla horší než v kroku měsíčním a to zejména v období validace. Z grafu je možné vyčíst, že hodnoty minimálního průtoku korytem jsou simulovány vyšší, než by odpovídalo měřením (např. druhá polovina roku 2006). Významné odtokové události jsou většinou predikovány správně. Mezi roky 2007 – 2009 nebyly některé odtokové epizody modelem zaznamenány vůbec.



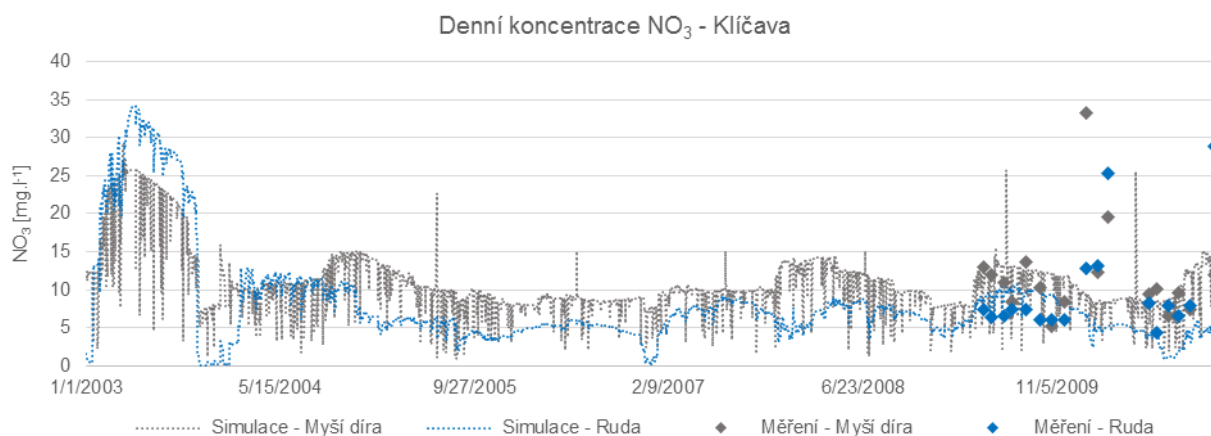
**Graf 2. Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.**

Na grafu 3 je zobrazena spojitost mezi srážkami a odtokovými epizodami. Je patrné, že v období bez srážek se průtoky pohybují mezi  $0,05 - 0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Pozorovaná lokální maxima průtoků v korytě jsou vždy spojena s vyššími srážkami. Z grafu je také možné vypočítat roční chod průtoků. Vyšší hodnoty jsou pozorovány zejména v jarních a letních měsících.



**Graf 3. Simulované průtoky a denní úhrn srážek v profilu Lány – Městečko.**

Po kalibraci průtoků byly upravovány parametry ovlivňující koncentrace dusičnanů v povodí. Pro kalibrování této veličiny byly použity měření kvality vody odebírané ve dvou profilech nad vodní nádrží Klíčava. Měření byla odebírána pouze v období 4/2009 – 12/2010. Validaci modelu tak nebylo možné provést. Statistický ukazatel Nash-Sutcliffův koeficient neukazuje dobrou schodu mezi měřením a simulací. Průměrné hodnoty koncentrací jsou však v profilu Myší díra (11,9 mg.l<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub> měřené a 10,8 mg.l<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub> simulované) i Ruda (9,9 mg.l<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub> měřené a 6,9 mg.l<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub> simulované) podobné. Důležité je, že byl v obou profilech pozorován rozdíl simulovaných koncentrací dusičnanů, způsobený rozdílným charakterem využití krajiny. Profil Myší díra je situován v oblasti s významným zastoupením zemědělských půd. Na toku přímo nad profilem navíc leží obec Ruda s téměř 700 obyvateli. Tuto část povodí lze považovat za místo s nejvyšším dusičnanovým znečištěním v rámci celého povodí, což dokládá také Obr. 8.



**Graf 4. Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací NO<sub>3</sub>.**

V prvním až třetím měsíci roku 2010 byly v měřeních pozorovány až 3x vyšší koncentrace NO<sub>3</sub> oproti normálu. Tento nárůst však v modelu nebyl pozorován. V daném období byly naměřeny také vyšší průtoky, které však model také simuloval nepřesně. Je možné, že pozorovaná nepřesnost byla způsobena chybou simulace průtoků.

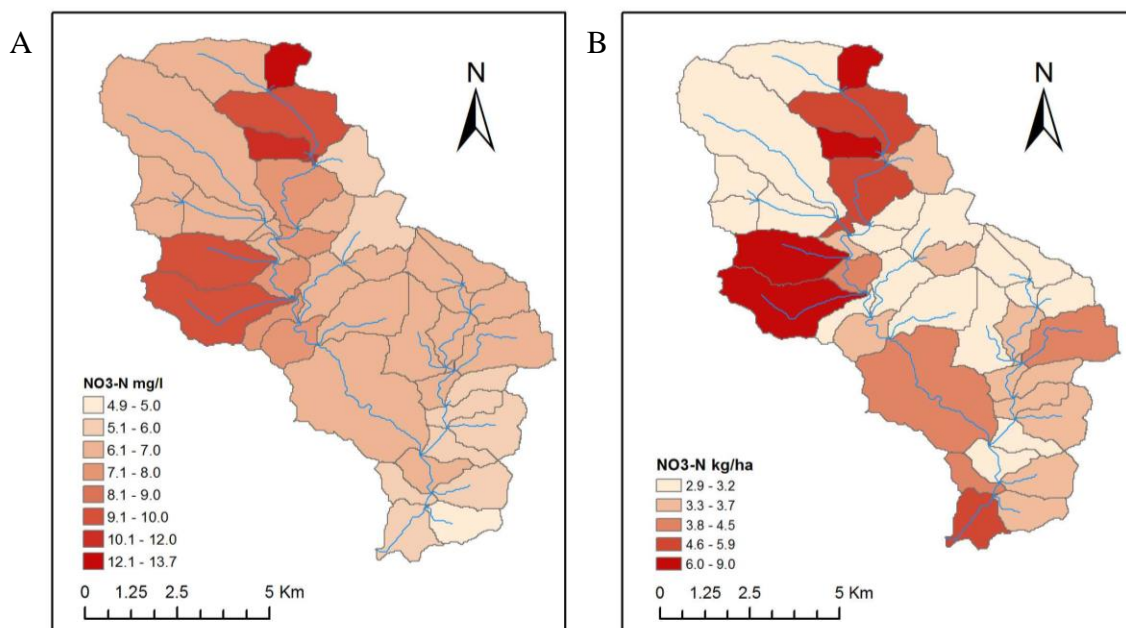
**Tab. 13. Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.**

	Průtok				NO <sub>3</sub> - Denní			
	Denní		Měsíční		Myší díra		Ruda	
	Kalibrace	Validace	Kalibrace	Validace	Kalibrace	Validace	Kalibrace	Validace
<b>p-faktor</b>	0,4	0,35	0,4	0,23	-	-	-	-
<b>r-faktor</b>	0,36	0,41	0,43	0,57	-	-	-	-
<b>R2</b>	0,52	0,28	0,71	0,49	0,00	-	0,0	-
<b>NS</b>	0,47	0,2	0,64	0,43	-0,3	-	-0,6	-
<b>PBIAS</b>	-6,5	6,7	1,2	13,1	9,6	-	33,0	-

S pomocí vytvořeného modelu a provedených simulací byla vytvořena mapa ohrožených lokalit dusičnanovým znečištěním. Na Obr. 8 (A) jsou pomocí barevné škály vyjádřeny průměrné roční koncentrace dusičnanů v jednotlivých částech toku a jeho přítocích v každém z dílčích povodí. Na Obr. 8 (B) je pak barevnou škálou vyjádřeno množství  $\text{NO}_3$  vyplaveného na jednotku plochy (v  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) za rok. Je patrné, že kvalita vody v toku je ovlivňována množstvím vyplavených dusičnanů z půdy.

Pomocí obrázků byly vytipovány dvě centra znečištění. První je situováno v severovýchodní části povodí. Toto území je hojně využíváno k zemědělství. Poměr zastoupení zemědělských půd na celkovém využití území se v této oblasti pohybuje mezi 39 až 69 %. V oblasti pak dochází k uvolňování více jak  $4,6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1} \text{ NO}_3$  za rok. Zmiňované zemědělské plochy jsou ze 100 % využívány pro účely rostlinné výroby. Navíc se zde nachází již zmiňovaná obec Ruda, jakožto významný bodový zdroj znečištění. Další centrum znečištění se nachází na západní straně přibližně ve střední části toku. Opět jde o území s významným zastoupením zemědělských půd (35 – 58 %). Na západním okraji tohoto území se navíc nachází kravín s cca pětistý kusy skotu.

Vzhledem k existenci vodárenské nádrže Klíčava a jejího ochranného pásma v daném povodí lze tvrdit, že tok není významně ohrožen dusičnanovým znečištěním. Za nepříznivé lze považovat, že obě vytipovaná centra znečištění jsou lokalizována nad samotnou přehradou. Simulace neprokázali, že by v průběhu sledovaného období došlo na dané lokalitě k překročení limitních hodnot stanovených pro pitnou vodu.



**Obr. 8.** Průměrné koncentrace  $\text{NO}_3$  ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vyplaveného  $\text{NO}_3$  na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010.

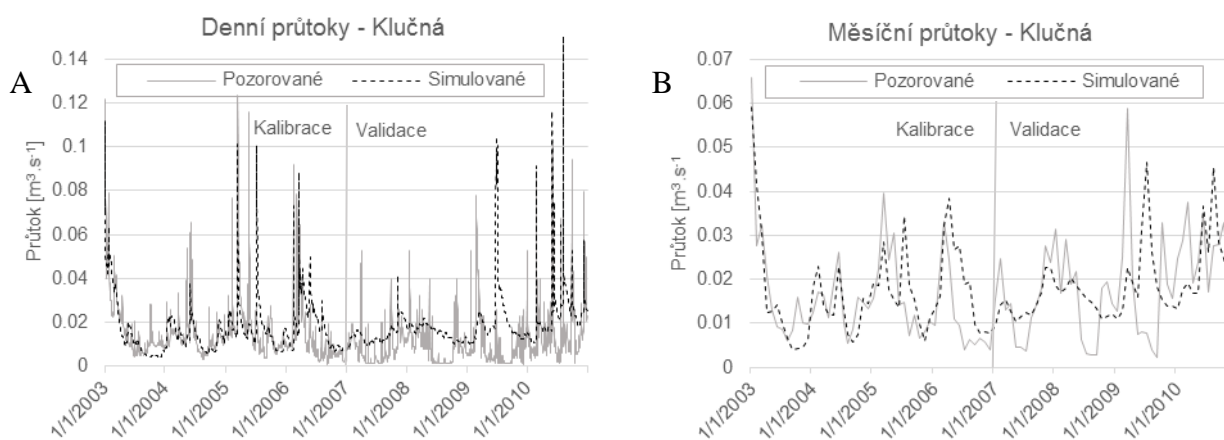
## 4.2 Klučná

Pro kalibraci průtoků v potoce Klučná nebylo možné využít jakýchkoliv kontinuálních měření. Pro kalibraci bylo využito výpočtu průtoků na základě analogie s povodím Rakovnického potoka. Provedená kalibrace nemohla poskytnout perfektní shodu s reálným vývojem průtoků ve sledovaném období, ale poskytla o něm alespoň rámcovou představu. Postup kalibrace byl obdobný jako v případě povodí Klíčavy. Manuální kalibrace byla přeskočena a automaticky byly kalibrovány pouze parametry, které zaznamenali dobrou odezvu v potoce Klíčava. Hodnoty parametrů získaných automatickou kalibrací jsou uvedeny v Tab. 14.

**Tab. 14. Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.**

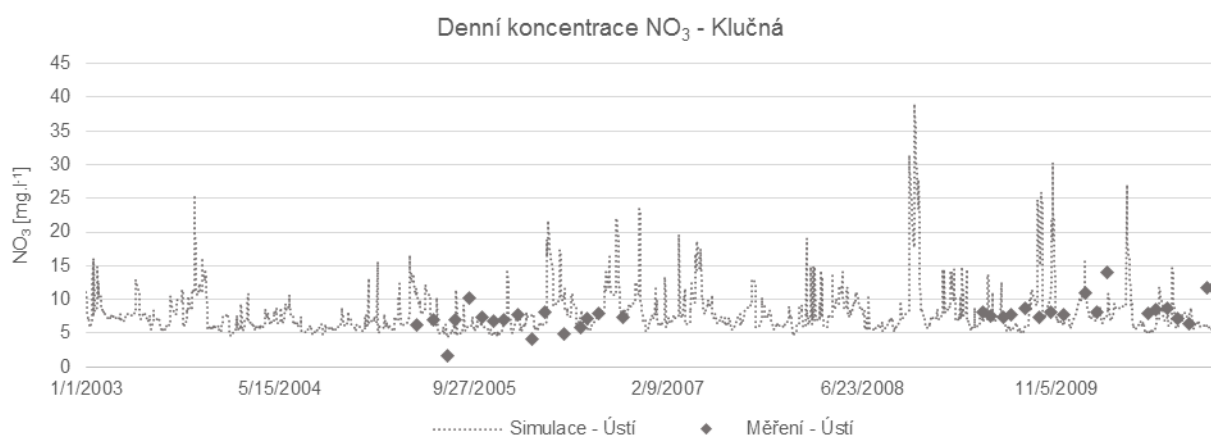
PARAMETR	CN2	ALPHA_BF	CH_K2	RCHRG_DP	GWQMN	GW_DELAY	GW_REVAP	TIMP
		35,0	0,06	20,38	0,77	4,03	92,30	0,17
HODNOTA	ESCO	CH_N2	SOL_AWC	SMFMN	SMFMX	SMTMP	SFTMP	RCN
	0,25	0,17	0,15	3,85	3,25	0,18	-4,95	15
HODNOTA	CDN	SDNCO	N_UPDIS	NPERCO	SOL_ORGN	SOL_NO3		
	0,15	0,9	50	0,85	5	5		

V grafu 5 jsou uvedeny měřené a simulované průtoky v denním a měsíčním kroku. Na první pohled je patrné, že simulace v období kalibrace jsou přesnější, než ve validovaném období. Tento fakt také dokládají statistické ukazatele uvedené v Tab. 15. Lepší výsledky představují simulace v měsíčním kroku (NS 0,35 a -0,63 pro denní krok, resp. 0,53 a -0,04 pro měsíční krok). Pro období validace je patrné značné nadhodnocování průtoků a špatná odezva ke srážkoodtokovým událostem.



**Graf 5. Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.**

Pro kalibraci koncentrací  $\text{NO}_3$  byla využita data z měření odebíraných v ústí potoka v letech 2005 – 2006 a 2009 – 2010. Během kalibrace se projevovají nejcitlivěji parametry RCN, NPERCO a  $\text{N\_UPDIS}$ , jejichž hodnoty byly ve srovnání s předešlým modelem vyšší. Ani opakovanou kalibrací nebylo dosaženo lepších výsledků simulací (NS -1,12 pro kalibraci a -3,18 pro validaci). Z grafu 6 je patrné, že simulace sledovaly vývoj koncentrací měřených a to i s periodami vyšších a nižších koncentrací. Průměr koncentrací měřených ( $7,66 \text{ mg.l}^{-1}$ ) je blízký průměru koncentrací simulovaných ( $7,44 \text{ mg.l}^{-1}$ ).



**Graf 6. Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací  $\text{NO}_3$ .**

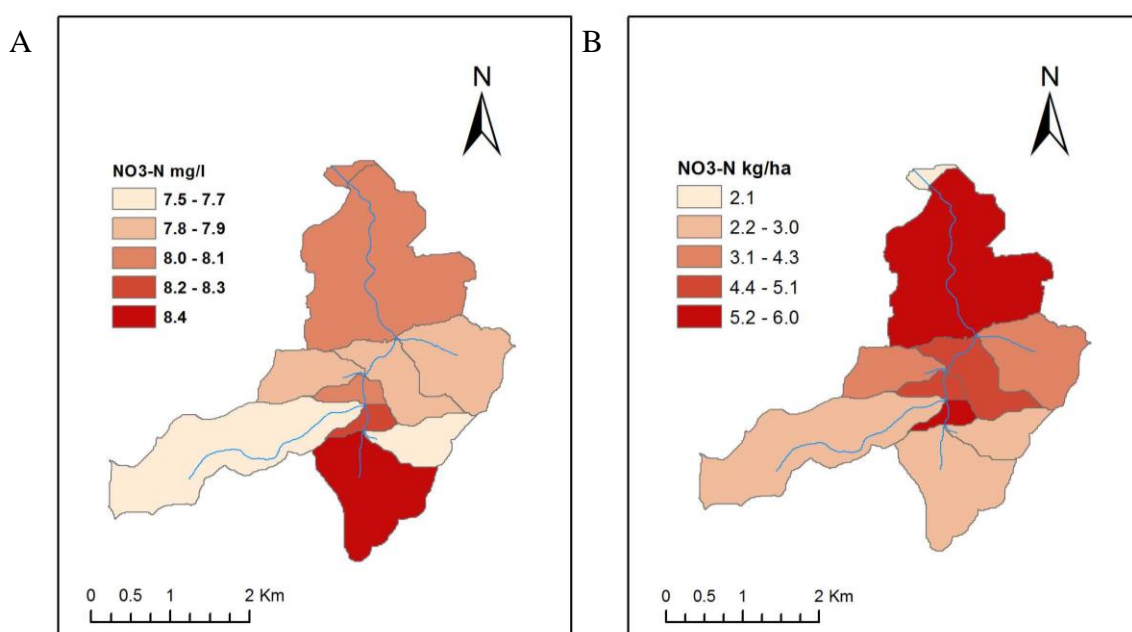
Na grafu je vidět, že v některých periodách, zejména jaro a podzim, jsou koncentrace několikanásobně vyšší (např. až  $40 \text{ mg.l}^{-1}$  v období 11/2009). Nejnížší simulované koncentrace byly  $4,4 \text{ mg.l}^{-1}$ . Nejnížší naměřené koncentrace byly  $1,6 \text{ mg.l}^{-1}$ . V měsíci 5/2006 byly naměřeny  $2,1 \times$  nižší hodnoty než ukazoval model. Model simuloval celkově vyšší koncentrace. V simulacích byly překročeny hodnoty  $10 \text{ mg.l}^{-1}$  v celkem 16 % pozorování a hranice  $15 \text{ mg.l}^{-1}$  v 5,5 % pozorování, což vzhledem k charakteru měřených dat lze těžko považovat za reálné.

**Tab. 15. Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.**

	Průtok				$\text{NO}_3$	
	Denní		Měsíční		Denní	
	Kalibrace	Validace	Kalibrace	Validace	Kalibrace	Validace
<b>p-faktor</b>	0,39	0,19	0,71	0,25	-	-
<b>r-faktor</b>	0,39	0,43	0,52	0,20	-	-
<b>R2</b>	0,4	0,12	0,56	0,09	0	0
<b>NS</b>	0,35	-0,63	0,53	-0,04	-1,12	-3,18
<b>PBIAS</b>	-8,0	-67,4	-8,8	2,3	-7,2	10,3



Dle Obr. 9 lze v daném území vytipovat 2 ohrožené lokality. První se nachází v severním cípu povodí, blízko ústí potoka. Množství vyplaveného  $\text{NO}_3$  na jednotku plochy zde překračuje  $5,2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Hlavním zdrojem tohoto znečištění je 23 ha orné půdy. Dalším zdrojem znečištění potoka může být menší chatařská oblast situovaná podél vodního toku. Druhou ohroženou lokalitou je jihozápadní cíp povodí. Do této oblasti po okraji částečně zasahují pastviny a zároveň je zde 17,5 % území klasifikováno jako ovocný sad, s nímž souvisí příslušný management. Ve vybrané lokalitě nedochází k tak markantnímu vyplavování  $\text{NO}_3$  na jednotku plochy. I přesto je tato oblast nejvíce zasažena dusičnanovým znečištěním vodního toku. Tento fakt zapříčiňuje obec Karlova ves, která s necelými dvěma sty obyvatel figuruje jako významný bodový zdroj znečištění vodního toku.



**Obr. 9. Průměrné koncentrace  $\text{NO}_3$  ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vyplaveného  $\text{NO}_3$  na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010.**

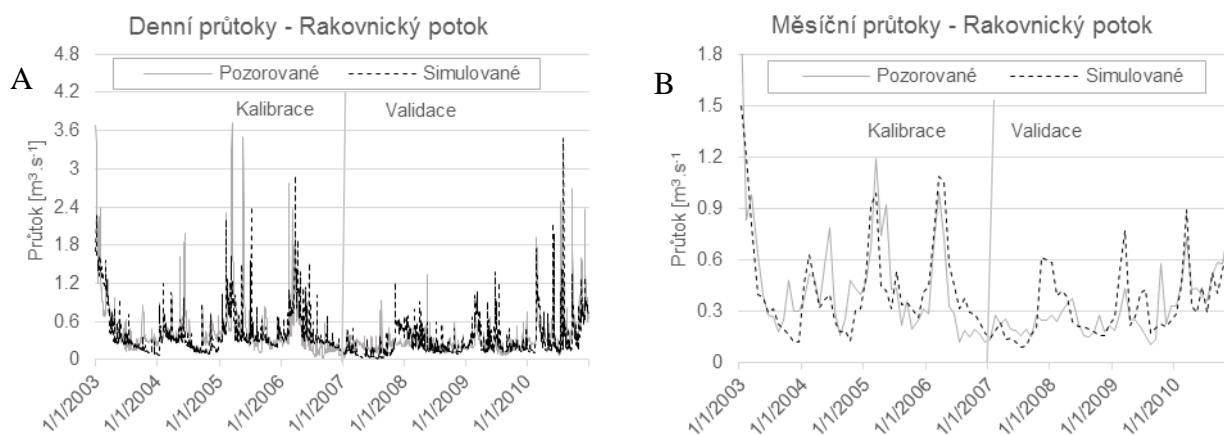
### 4.3 Rakovnický potok

Pro kalibraci průtoků v Rakovnickém potoce byla využita data o průtocích v denním kroku, která pro účely diplomové práce poskytl Český hydrometeorologický ústav, který provozuje limnigraf umístěný pod městem Rakovník. Manuální kalibrace byla opět vynechána a během automatické kalibrace byly nastavovány stejné parametry jako v případě Klíčavy (Tab. 16).

**Tab. 16. Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.**

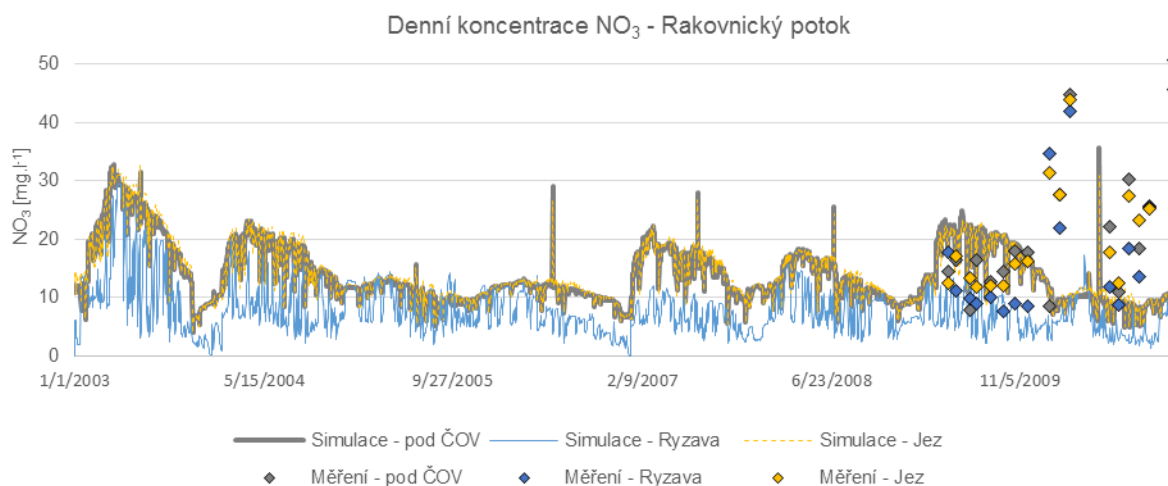
PARAMETR	CN2	ALPHA_BF	CH_K2	RCHRG_DP	GWQMN	GW_DELAY	GW_REVAP	TIMP
		35,0	0,84	3,04	0,59	0,90	97,75	0,08
HODNOTA	ESCO	CH_N2	SOL_AWC	SMFMN	SMFMX	SMTMP	SFTMP	RCN
	0,17	0,07	0,07	1,75	2,89	-0,12	0,44	10
	CDN	SDNCO	N_UPDIS	NPERCO	SOL_ORGN	SOL_NO3		
	0,05	0,9	50	0,5	5	5		

Na grafu 7 jsou srovnávány průtoky simulované a měřené v denním i měsíčním kroku. Jak je patrné z grafu, průtoky byly simulovány poměrně dobře. Dokládají to také statistické ukazatele uvedené v Tab. 17. Ty potom dokládají větší přesnost simulací v měsíčním kroku. Z grafů je dobře patrný roční chod průtoků, s poměrně vysokými průtoky (až  $3,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) během letních měsíců a velmi nízkými průtoky ( $0,15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) v zimních měsících. Nejvyšší průtoky lze pozorovat v kalibračním období v roce 2005 (průměrný roční průtok  $0,46 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ). Takto vysoké hodnoty průtoků byly ve validovaném období pozorovány až v roce 2010. První část validačního období byla spíše sušší, obzvláště pak rok 2007 (průměrný roční průtok  $0,35 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ). Od druhé poloviny roku 2007 až do roku 2008 lze pozorovat značné rozdíly mezi hodnotami naměřenými a simulovanými.



**Graf 7. Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.**

V Rakovnickém potoce byly měřeny koncentrace  $\text{NO}_3$  pouze v letech 2009 – 2010. Validace nebyla možná. Měření byla odebrána ve 3 profilech – profil pod ČOV je umístěn pod městem Rakovník, pod čistírnou odpadních vod, profil Jez je situován blízko ústí potoka do řeky Berounky a profil Ryzava je umístěn na potoce Ryzava, levostranném přítoku Rakovnického potoka.



**Graf 8. Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací  $\text{NO}_3$ .**

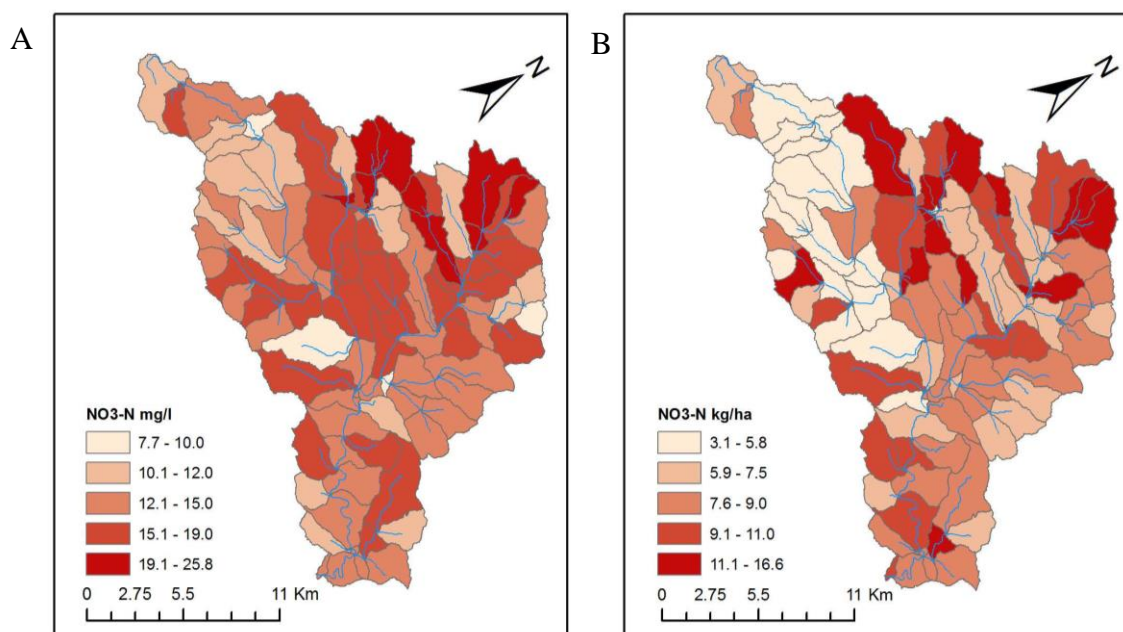
Na grafu 8 je pozorován značný překryv křivek koncentrací dusičnanů v profilech pod ČOV a Jez. Také v měřeních je možné pozorovat podobnost koncentrací. Průměrné koncentrace ve sledovaném období jsou v profilu pod ČOV  $21 \text{ mg.l}^{-1}$  u měřených dat a  $14,1 \text{ mg.l}^{-1}$  u simulovaných dat. V profilu Jez je průměrná naměřená koncentrace  $20 \text{ mg.l}^{-1}$  a simulovaná koncentrace  $14,5 \text{ mg.l}^{-1}$ . Podhodnocování koncentrací dusičnanů v daných profilech je patrné zejména v období 2/2010 – 12/2010. V profilu Ryzava jsou koncentrace dusičnanů v simulaci také značně podhodnoceny. Průměrná koncentrace v měřeních je zde rovna  $18 \text{ mg.l}^{-1}$ , kdežto model ukazuje průměrnou koncentraci pouhých  $6,2 \text{ mg.l}^{-1}$ . Podhodnocení je opět patrné ve stejném období 2/2010 – 12/2010. Zejména v první části simulovaného období, mezi roky 2003 – 2004, je patrná značná rozkolísanost koncentrací dusičnanů v profilu Ryzava. Tato rozkolísanost může být způsobena charakterem využití krajiny v dílčím povodí potoka. Značnou část území zaujímají zemědělské orné půdy a nachází se zde pouze dva méně významné bodové zdroje znečištění.

Horší simulace koncentrací dusičnanů v povodí dokládají statistické ukazatele uvedené v Tab. 17. Tento jev pravděpodobně nelze přisuzovat horším predikcím průtoků, jelikož simulace průtoků v tomto období nevykazují významné odchylky od měření.

**Tab. 17. Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.**

	Průtok				Pod ČOV	NO <sub>3</sub> Denní	
	Denní		Měsíční			Ryzava	Jez
	Kalibrace	Validace	Kalibrace	Validace		Kalibrace	Kalibrace
<b>p-faktor</b>	0,77	0,73	0,63	0,73	-	-	-
<b>r-faktor</b>	1,13	1,29	0,76	1,73	-	-	-
<b>R2</b>	0,48	0,45	0,67	0,50	0	0,3	0
<b>NS</b>	0,45	0,31	0,66	0,35	-0,95	-0,9	-1,35
<b>PBIAS</b>	8,3	9,6	3,9	-5,0	32,8	65	28

Dle Obr. 10 je možné vytipovat nejohroženější lokality dusičnanovým znečištěním. Barevná škála ukazuje, že jak koncentrace NO<sub>3</sub> ve vodních tocích, tak množství NO<sub>3</sub> uvolňovaného z jednotky plochy, jsou vyšší, než tomu bylo u předešlých povodí. Je to způsobeno tím, že značná část povodí je významně zemědělsky využívána. Orná půda zaujímá v rámci povodí přes 50 % území. Díky vysokému počtu bodových zdrojů znečištění dochází na většině území k synergickému působení bodových i plošných zdrojů. Zastoupení zemědělských půd ve většině dílčích povodí na západní straně povodí se pohybuje mezi 46 – 85 %. Území s vůbec nejhorší kvalitou vody a nejvyšším uvolněným množstvím dusičnanů, leží v severozápadní části povodí. V těchto místech kromě vysokého podílu zemědělských půd, leží řada bodových zdrojů, překračujících velikost 500 EO.



**Obr. 10. Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vyplaveného NO<sub>3</sub> na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010.**

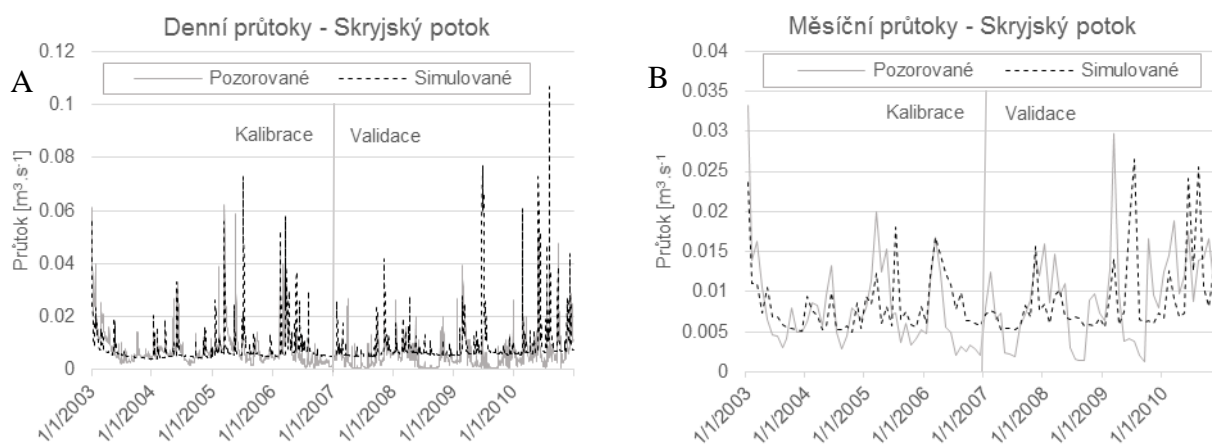
## 4.4 Skryjský potok

Kalibrace průtoků ve Skryjském potoce byla stejně jako v případě Klučné provedena srovnáním průtoků vypočtených z analogie s Rakovnickým potokem. Výsledné nastavení parametrů upravených kalibrací uvádí Tab. 18.

**Tab. 18. Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.**

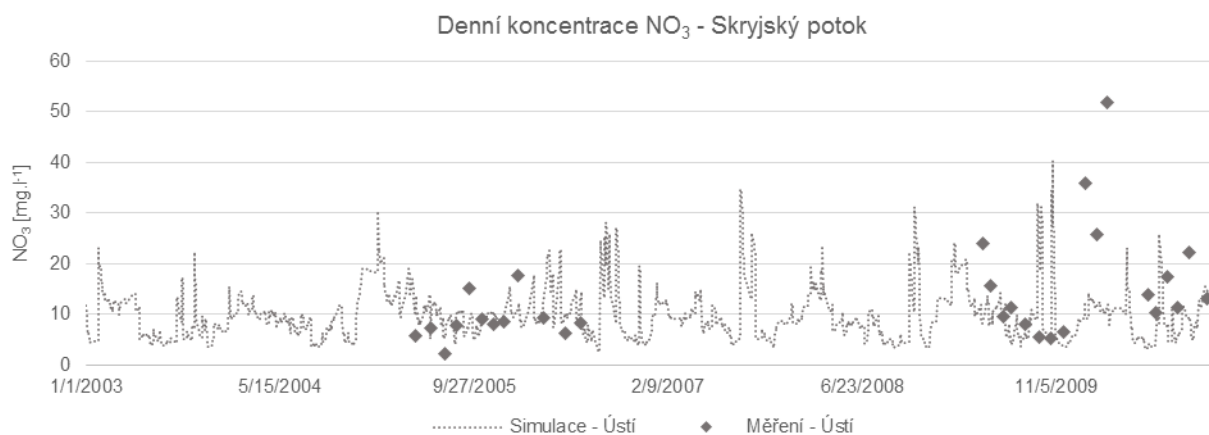
PARAMETR	CN2	ALPHA_BF	CH_K2	RCHRG_DP	GWQMN	GW_DELAY	GW_REVAP	TIMP
	35,0	0,01	11,75	0,99	0,19	96,65	0,05	0,84
HODNOTA	ESCO	CH_N2	SOL_AWC	SMFMN	SMFMX	SMTMP	SFTMP	RCN
	0,24	0,10	0,16	4,10	5,54	-2,68	-2,01	15
	CDN	SDNCO	N_UPDIS	NPERCO	SOL_ORGN	SOL_NO3		
	0,01	0,95	50	0,55	10	10		

Pro období kalibrace je patrná lepší shoda simulovaných a měřených dat, což dokládají také statistické ukazatele, uvedené v Tab. 19. V období validace je odtok patrně nadhodnocován. Průměrný odtok během validačního období je u měření i simulací shodně roven  $0,0078 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Rozdílné jsou minimální průtoky. Simulace ukazuje, že během celého období nedošlo k nižším průtokům, než je  $0,004 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Měření ukazuje nejnižší průtoky  $0,0005 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Navíc je patrné, že nejen základní odtok, ale i významnější odtokové epizody jsou značně nadhodnocovány, a to jak v případě simulací v denním, tak měsíčním kroku. Srážko-odtoková epizoda v období 6/2009 např. nadhodnocuje průtoky až 7,4 násobně oproti pozorovaným hodnotám.



**Graf 9. Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.**

Koncentrace dusičnanů byly ve Skryjském potoce měřeny v letech 2005 – 2006 a 2009 – 2010. Manuální kalibrací citlivých parametrů byla získána poměrně dobrá shoda simulací s měřeními a to jak v kalibrační epizodě (NS 0,35), tak validační epizodě (NS 0,11).



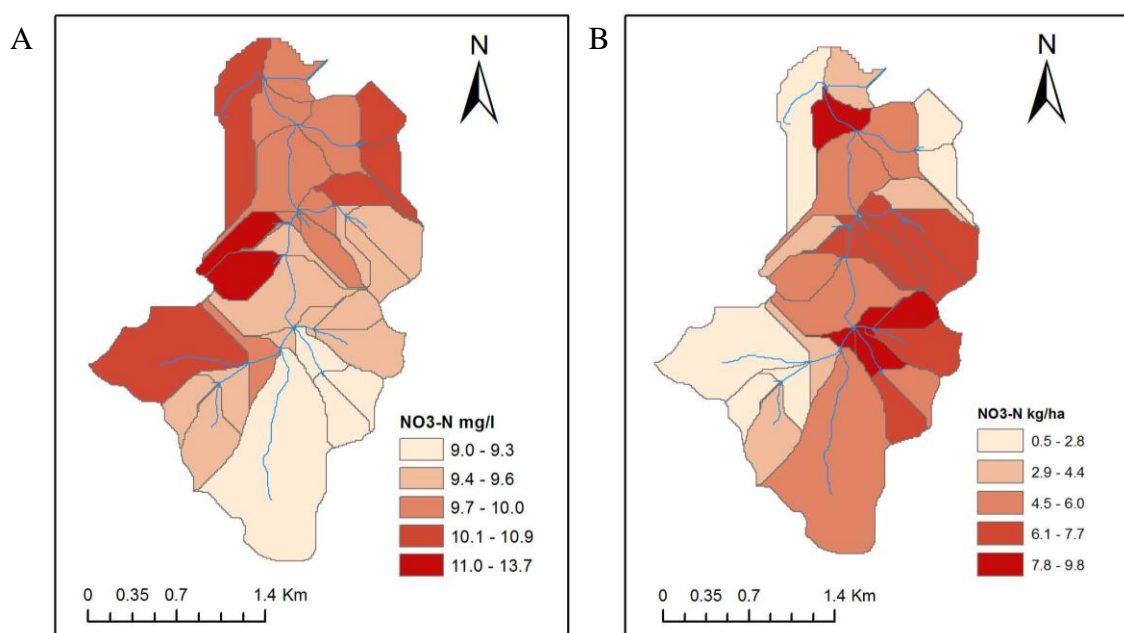
**Graf 10. Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací NO<sub>3</sub>.**

Průměrné koncentrace v porovnávaných časových úsecích byly 13,6 mg.l<sup>-1</sup> u měřených a 9,4 mg.l<sup>-1</sup> u simulovaných dat. Minimální, resp. maximální měřené koncentrace byly 2,3, resp. 52 mg.l<sup>-1</sup>. Minimální, resp. maximální simulované koncentrace pak byly 2,6, resp. 40.4 mg.l<sup>-1</sup>. Model obdobně jako v předešlých případech hůře simuloval koncentrace dusičnanů v období 1/2010 – 3/2010 (značně podhodnocoval). V tomto případě by vzhledem k slabší predikci průtoků ve validačním období bylo možné usuzovat na vliv špatné simulace průtoků. Ve vývoji koncentrací NO<sub>3</sub> je možné pozorovat krátkodobé periody významného nárůstu koncentrací, dosahujících hodnot více jak 30 mg.l<sup>-1</sup>. Jde například o měsíce 8/2006, 8/2007, 10/2008 či 10/2009. Lze předpokládat, že tento prudký nárůst koncentrací je spojen s aplikací hnojiv v zemědělsky obhospodařovaných územích.

**Tab. 19. Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.**

	Průtok				NO <sub>3</sub>	
	Denní		Měsíční		Denní	
	Kalibrace	Validace	Kalibrace	Validace	Kalibrace	Validace
<b>p-faktor</b>	0,44	0,21	0,44	0,23	-	-
<b>r-faktor</b>	0,52	0,52	0,15	0,13	-	-
<b>R2</b>	0,33	0,20	0,51	0,13	0	0
<b>NS</b>	0,21	-1,20	0,50	-0,08	0,35	0,11
<b>PBIAS</b>	-0,5	-63,1	-6,7	4,6	-10,6	0,5

Dle map na Obr. 11 lze vytipovat 3 lokality ohrožené dusičnanovým znečištěním. Mapa B poukazuje na 5 dílčích povodí, kde je překročeno množství  $7,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  uvolněného  $\text{NO}_3$  a dalších 8 povodí, kde je překročeno množství  $6,1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  uvolněného  $\text{NO}_3$ . Paradoxně tato území nejsou spojena s bodovými či plošnými zdroji znečištění. Většina těchto ploch je téměř ze 100 % pokryta smíšenými lesy a na vyplavování dusíku tak mají vliv jiné než antropogenní vlivy. Území, která jsou pak vyznačena na mapě A jako území s nejvyššími koncentracemi  $\text{NO}_3$  v povrchových vodách naopak lze spojovat s lidskou aktivitou. Většina území na severozápadním okraji povodí je totiž využita k zemědělství. V obou dílčích povodích, kde je překročena hranice  $10,9 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , jsou převládající kategorií land use pastviny (podíl 54, resp. a 67 % z celkové plochy). Podíl zemědělské orné půdy ve zbylých dílčích povodích na severozápadním okraji povodí je až 57 %. Lze předpokládat, že na výslednou koncentraci dusičnanů v závěrovém profilu povodí mají největší vliv právě tato dílčí povodí.



**Obr. 11. Průměrné koncentrace  $\text{NO}_3$  ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vyplaveného  $\text{NO}_3$  na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010.**

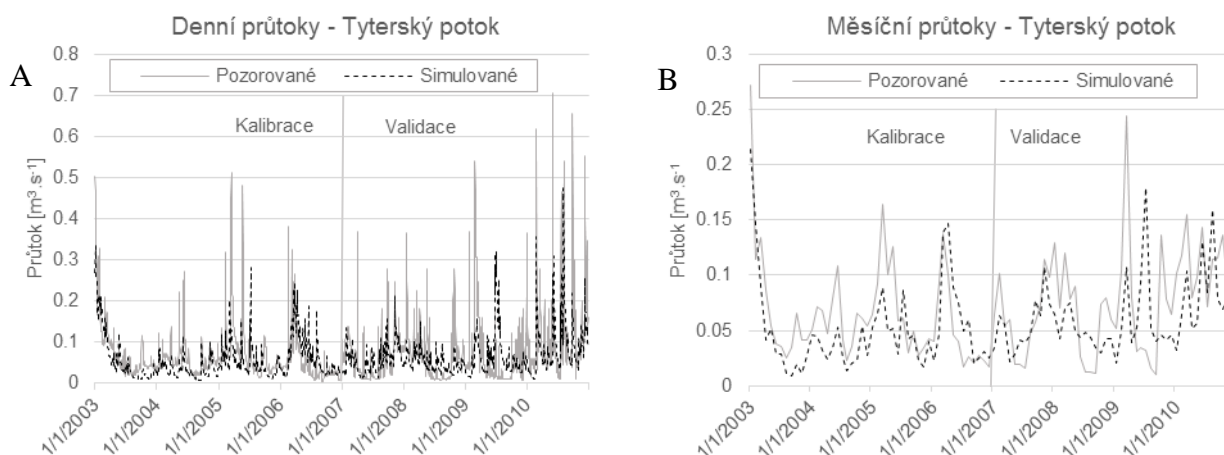
## 4.5 Tyterský potok

Kalibrace průtoků byla u Tyterského potoka provedena s využitím dat přepočtených z analogie s Rakovnickým potokem. V Tab. 20 jsou uvedeny konečné hodnoty kalibrovaných parametrů.

**Tab. 20. Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.**

PARAMETR	CN2	ALPHA_BF	CH_K2	RCHRG_DP	GWQMN	GW_DELAY	GW_REVAP	TIMP
	35,0	0,88	6,56	0,81	0,99	78,58	0,15	0,81
HODNOTA	ESCO	CH_N2	SOL_AWC	SMFMN	SMFMX	SMTMP	SFTMP	RCN
	0,18	0,06	0,35	5,42	6,09	0,33	-0,95	8
	CDN	SDNCO	N_UPDIS	NPERCO	SOL_ORGN	SOL_NO3		
	0,05	0,99	20	0,05	5	5		

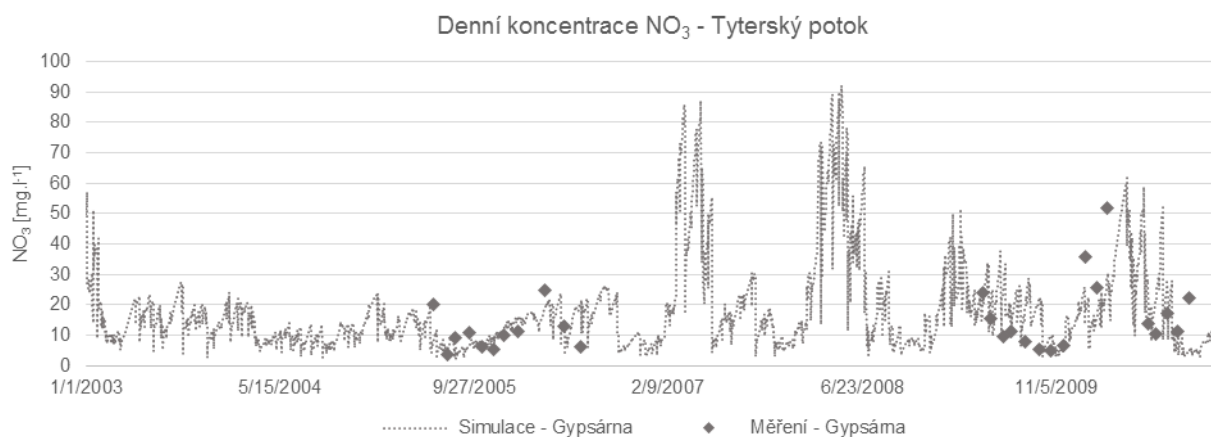
Jak dokládá Tab. 21, shoda simulovaných dat s měřeními je poměrně dobrá. Ve validačním období byla simulace horší než v kalibračním období. Lepších výsledků bylo dosaženo simulacemi v denním kroku. Zejména ve validačním období je patrná horší odpověď modelu na výraznější srážko-odtokové situace. Většina takovýchto situací je v modelu podhodnocena. Simulace průtoků pro rok 2009 je patrně nejhorší. Z počátku roku model nezaznamenal zvýšené průtoky a v druhé polovině naopak modeloval vysoké průtoky.



**Graf 11. Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.**



Kalibrace dusičnanového znečištění vodního toku byla provedena s využitím měření odebíraných v letech 2005 – 2006 a 2009 – 2010 v profilu Gypsárna, situovaném v dolní části toku, nedaleko ústí do řeky Berounky. Kalibrací nebylo dosaženo statisticky dobré shody mezi měřeními a modelovanými koncentracemi (NS -0,19 pro kalibraci a NS -0,53 pro validaci). Odečtením hodnot z Grafu 12 je však patrné, že model v celku správně simuloval výkyvy koncentrací včetně period s nízkými i vysokými koncentracemi.



**Graf 12. Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací NO<sub>3</sub>.**

Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> ve srovnávaných periodách jsou 14,6 mg.l<sup>-1</sup> u dat měřených a 15,5 mg.l<sup>-1</sup> u dat simulovaných. Největší odchylky koncentrací jsou pozorovány v periodě 1/2010 až 3/2010 (rozdíl až 23 mg.l<sup>-1</sup>). Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> v rámci sledovaného období jsou 20 mg.l<sup>-1</sup>, přičemž minimální hodnoty jsou pozorovány v podzimních a zimních měsících (minimální simulovaná hodnota 2,14 mg.l<sup>-1</sup>) a maximální koncentrace jsou pozorovány v měsících jarních a letních (maximální simulovaná hodnota 92 mg.l<sup>-1</sup>).

Extrémně vysoké koncentrace dusičnanů byly simulovány v první polovině let 2007 a 2008 s maximálními dosaženými koncentracemi 87,2, resp. 92 mg.l<sup>-1</sup>. Ve zmiňovaných periodách nedocházelo k chybnému modelování průtoků. Daný nárůst koncentrací lze přisuzovat antropogenním vlivům. V daném území se nachází řada plošných a bodových zdrojů znečištění. Významný antropogenní tlak tak působí na kvalitu vody a má za následek vyšší průměrné koncentrace dusičnanů v povodí. Na grafu lze pozorovat, že v druhé polovině sledovaného období byly koncentrace dusičnanů průměrně vyšší (23,6 mg.l<sup>-1</sup>) oproti průměrným koncentracím v letech 2003 – 2006 (13,3 mg.l<sup>-1</sup>).



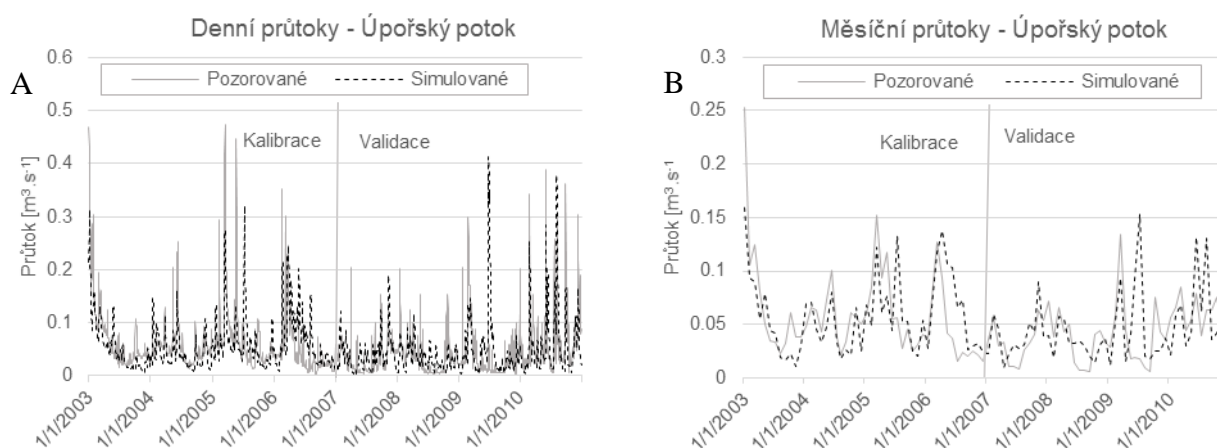
## 4.6 Úpořský potok

Kalibrace průtoků Úpořského potoka byla provedena s pomocí dat přepočtených z měření v Rakovnickém potoce na základě analogie. Tab. 22 uvádí hodnoty kalibrovaných parametrů.

**Tab. 22. Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.**

PARAMETR	CN2	ALPHA_BF	CH_K2	RCHRG_DP	GWQMN	GW_DELAY	GW_REVAP	TIMP
	35,0	0,83	42,42	0,93	0,25	100,56	0,10	0,87
HODNOTA	ESCO	CH_N2	SOL_AWC	SMFMN	SMFMX	SMTMP	SFTMP	RCN
	0,16	0,03	0,14	1,74	2,92	-1,83	-2,52	8
	CDN	SDNCO	N_UPDIS	NPERCO	SOL_ORGN	SOL_NO3		
	0,05	0,99	0,05	0,1	10	10		

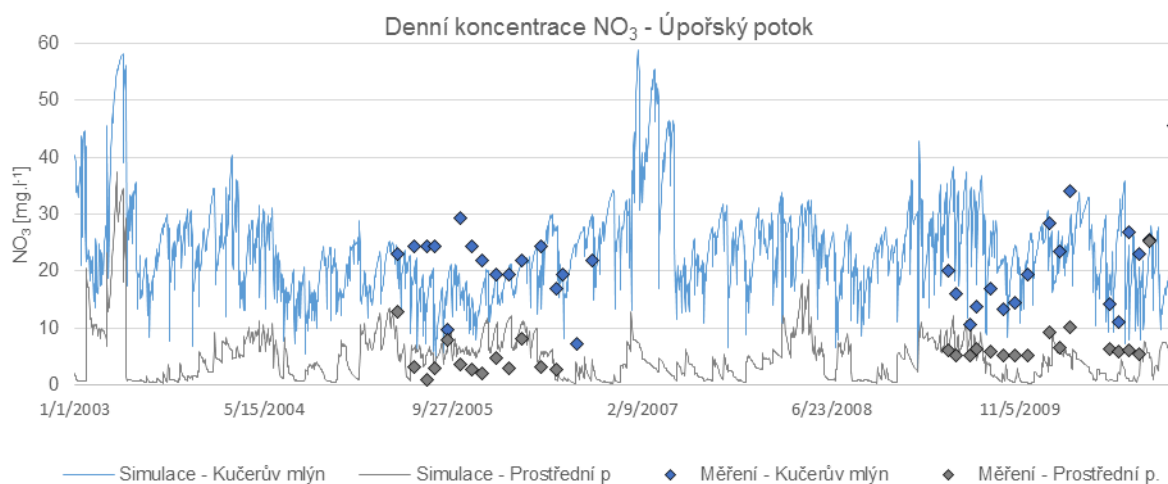
Z grafu 13 je patrná poměrně dobrá shoda simulovaných a měřených dat. Statistické ukazatele v Tab. 23 poukazují na lepší shodu v průtocích v kalibračním období než ve validačním období. Většina srážko-odtokových událostí byla modelem predikována časově správně. Velikost průtoků během těchto událostí však byla spíše podhodnocována. Minimální průtoky byly u simulací i měření podobné. V druhé polovině roku 2007 model nadhodnocoval základní odtok. Toto je také patrné z grafu měsíčních průtoků. V druhé polovině roku 2009 byly modelem simulovány až 6x vyšší průtoky.



**Graf 13. Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.**

Kalibrace dusičnanového znečištění byla provedena porovnáním simulací s měřeními daty ze tří profilů – Prostředního potoka, Ústí a Kučerova mlýna. Měření byla dostupná pro periody

2005 – 2006 a 2009 – 2010. Pro profil Ústí byla dostupná pouze měření z let 2009 – 2010. Jak dokládá Tab. 23, ani u jednoho profilu nebylo opakovanou kalibrací dosaženo dobrých výsledků simulace a to jak v kalibračním, tak validačním období.



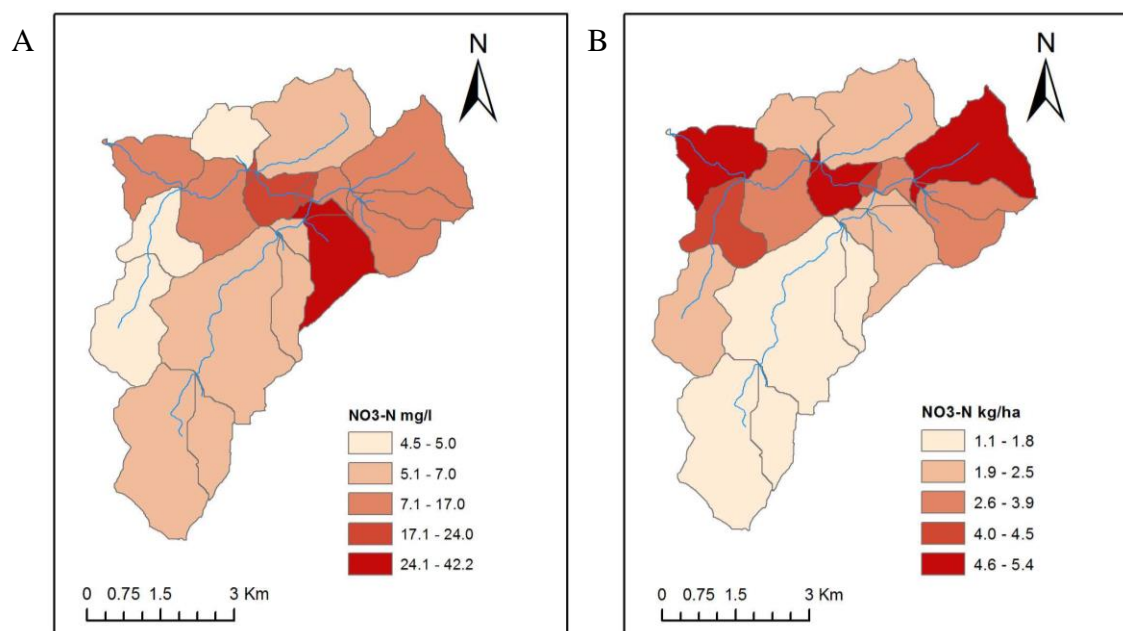
**Graf 14. Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací NO<sub>3</sub>.**

Z grafu 14 je patrný rozdíl mezi koncentracemi NO<sub>3</sub> simulovanými i měřenými v profilu Prostřední potok a v profilu Kučerův mlýn. Profil Ústí není v grafu pro lepší přehlednost zobrazen a to z důvodu značného překryvu křivek simulovaných koncentrací. Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> ve srovnávaných časových úsecích v Prostředním potoce byly 5,4 mg.l<sup>-1</sup> u měřených dat a 4,7 mg.l<sup>-1</sup> u simulovaných dat. V případě profilu Ústí, resp. Kučerův mlýn jsou průměrné měřené koncentrace 11,8 mg.l<sup>-1</sup>, resp. 20,2 mg.l<sup>-1</sup> a průměrné simulované koncentrace 14,5 mg.l<sup>-1</sup>, resp. 22,1 mg.l<sup>-1</sup>. Vývoj koncentrací NO<sub>3</sub> v čase je v profilech Ústí a Kučerův mlýn velmi podobný. Kučerův mlýn, ležící v západní části povodí, je situován v oblasti s veškerým zemědělským využitím krajiny a většinou bodových zdrojů v rámci povodí. Průměrná koncentrace v tomto profilu je vyšší (23,5 mg.l<sup>-1</sup>) než (15,5 mg.l<sup>-1</sup>). Podobnost ve vývoji koncentrací v obou profilech je možno vysvětlit vlivem zvýšených koncentrací v profilu Kučerova mlýna. Z grafu je možné pozorovat značnou variabilitu koncentrací dusičnanů v profilech Kučerův mlýn a Ústí. U obou profilů je patrná značná rozkolísanost od 2,6 do 58,9 mg.l<sup>-1</sup>. U prostředního potoka se koncentrace NO<sub>3</sub> pohybují v rozmezí od 0,3 mg.l<sup>-1</sup> do 10 mg.l<sup>-1</sup> a tuto hranici překračují jen minimálně. V rámci sledovaného období je možné pozorovat 2 epizody, kdy došlo k nárůstu koncentrací nad 50 mg.l<sup>-1</sup> a to na jaře roku 2003 a na jaře roku 2007. Tyto extrémní hodnoty je možné interpretovat jako důsledek rotací zemědělských osevních postupů.

**Tab. 23. Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.**

	Průtok				NO <sub>3</sub> - Denní				
	Denní		Měsíční		Ústí	Kučerův mlýn		Prostřední potok	
	Kalibrace	Validace	Kalibrace	Validace		Validace	Kalibrace	Validace	Kalibrace
<b>p-fakto</b>	0,49	0,37	0,67	0,42	-	-	-	-	-
<b>r-faktor</b>	0,73	0,74	0,92	1,18	-	-	-	-	-
<b>R2</b>	0,37	0,23	0,49	0,16	0,18	0	0	0,28	0,21
<b>NS</b>	0,30	-0,11	0,47	-0,34	-0,57	-1,48	-0,83	-0,91	-6,4
<b>PBIAS</b>	2,4	-6,5	2,7	-5,0	-30,1	5,9	-25,3	-52	44,1

Jak už bylo řečeno, profil Kučerův mlýn je situován v oblasti s prakticky veškerým zemědělským využitím. Podíl zemědělské orné půdy na celkovém využití krajiny v severovýchodní části povodí překračuje 70 %. Tato zemědělská území dobře korespondují s lokalitami ohroženými dusičnanovým znečištěním, tak jak je to zobrazeno v mapách na Obr. 13. Lokalita s nejvyššími koncentracemi dusičnanů dle mapy A na Obr. 13 je nejen zemědělsky hojně využívaná, ale nachází se zde obec Broumy s osmi sty obyvateli. Ta figuruje jako významný bodový zdroj znečištění. Lokality s nejvyšším množstvím NO<sub>3</sub> uvolněného do povodí na jednotku plochy jsou ty, kde se nachází významné zemědělské zdroje znečištění (chovy hospodářských zvířat). Celkem byl počet chovaných zvířat v povodí odhadnut na 7 000 PEZ. Ústí, kde je dle mapy uvolňováno více jak 4,6 kg NO<sub>3</sub> na ha, není možné spojit s žádným bodovým ani plošným zdrojem znečištění.



**Obr. 13. Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vyplaveného NO<sub>3</sub> na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010.**

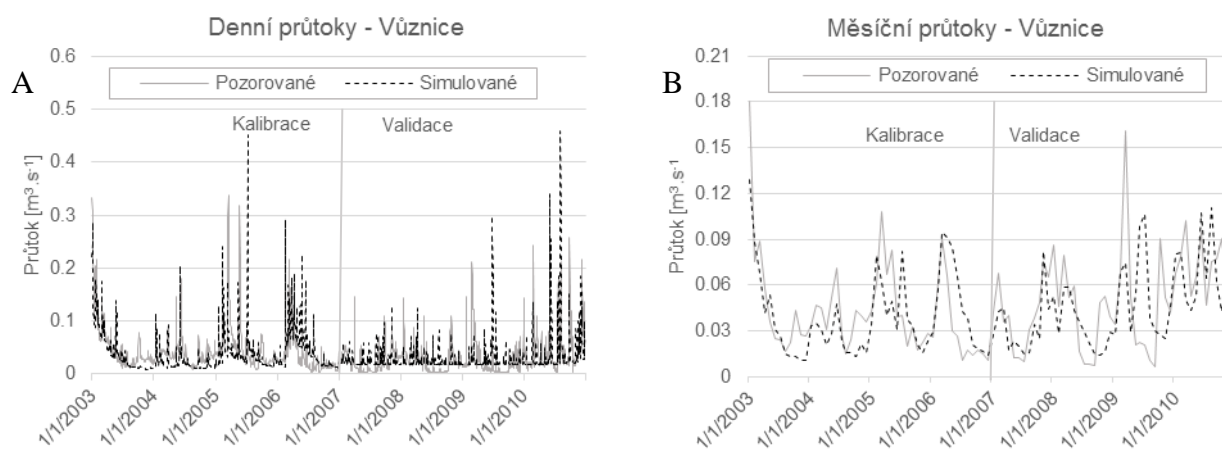
## 4.7 Vůznice

Kalibrace průtoků byla provedena s využitím průtoků vypočtených z analogie povodí s Rakovnickým potokem. Statistické ukazatele uvedené v Tab. 25 poukazují na lepší shodu průtoků v kalibračním období a horší shodu ve validačním období. Lepší byly simulace v měsíčním kroku. Konečné hodnoty parametrů upravených kalibrací jsou uvedeny v Tab. 24.

**Tab. 24. Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.**

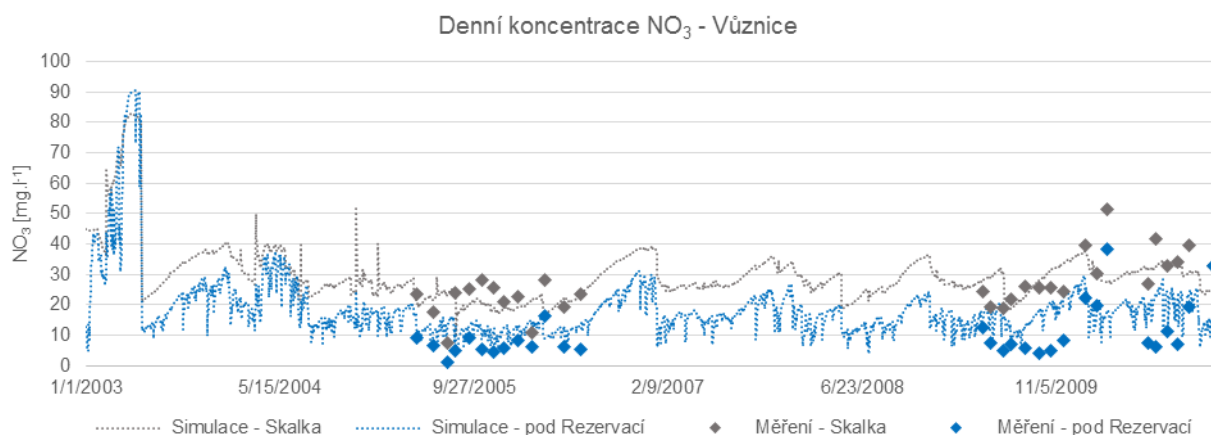
PARAMETR	CN2	ALPHA_BF	CH_K2	RCHRG_DP	GWQMN	GW_DELAY	GW_REVAP	TIMP
		35,0	0,11	5,45	0,81	0,05	88,31	0,20
HODNOTA	ESCO	CH_N2	SOL_AWC	SMFMN	SMFMX	SMTMP	SFTMP	RCN
	0,20	0,07	0,12	3,98	4,37	-3,93	0,16	8,00
	CDN	SDNCO	N_UPDIS	NPERCO	SOL_ORGN	SOL_NO3		
	0,05	0,10	1,00	0,40	5	5		

Z Grafu 15 je vidět, že v rámci simulací průtoků ve validačním období je chybně simulován základní odtok. Ten dle výpočtů dosahoval minimálních hodnot  $0,0026 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Model však simuloval průtoky nejméně  $0,0081 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , tedy trojnásobné. Dále je patrné, že většina srážko-odtokových událostí ve validačním období je simulována chybně. Zejména v letech 2009 – 2010 tyto situace časově neodpovídají měřením a některé (např. 7/2009, 8/2010) zaznamenávají několika násobně vyšší průtoky. Simulace průtoků v měsíčním kroku poukazují na vyšší měsíční průtoky v druhé polovině roku 2009.



**Graf 15. Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.**

Pro kalibrace koncentrací NO<sub>3</sub> byla využita měření odebírána v profilu Skalka a v profilu pod Rezervací v letech 2005 – 2006 a 2009 – 2010. Statistické ukazatele nepoukazují na dobrou shodu měřených a simulovaných dat. Měřením lépe odpovídali simulace v profilu Skalka.



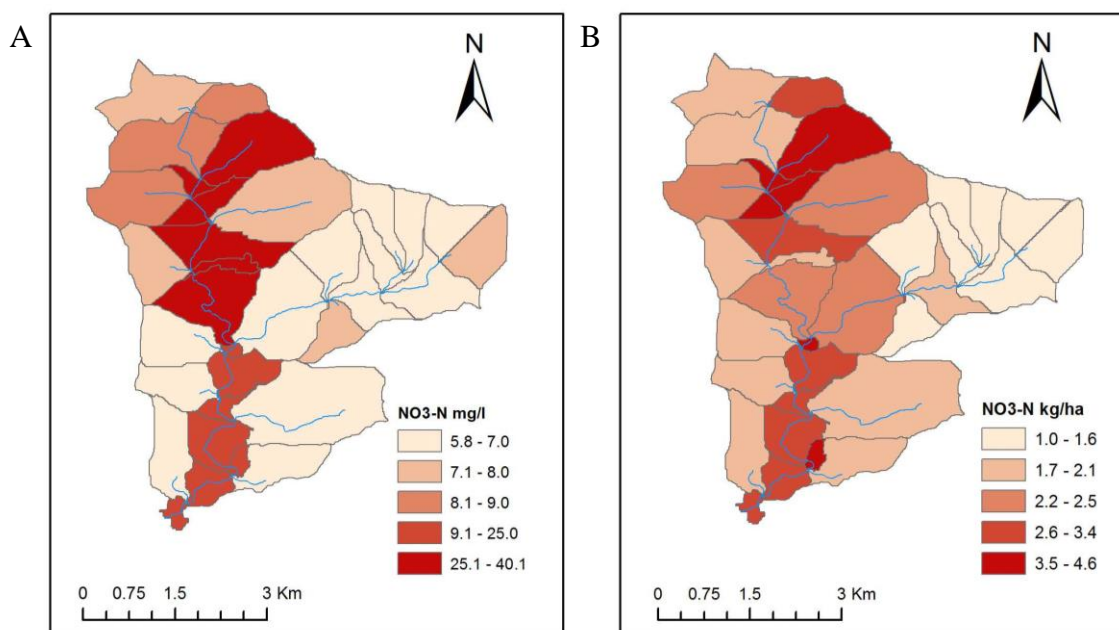
**Graf 16. Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací NO<sub>3</sub>.**

Z Grafu 16 je patrné, že průměrné koncentrace mezi jednotlivými profily se vzájemně liší jak u pozorovaných, tak u simulovaných dat. Průměrné koncentrace měřené, resp. simulované v profilu Skalka jsou 26,4 mg.l<sup>-1</sup>, resp. 25,9 mg.l<sup>-1</sup>. Průměrné koncentrace měřené, resp. simulované v profilu pod rezervací jsou 10,3 mg.l<sup>-1</sup>, resp. 16 mg.l<sup>-1</sup>. U obou profilů byly pozorovány nadprůměrně vysoké koncentrace NO<sub>3</sub> na počátku sledovaného období (až 90,7 mg.l<sup>-1</sup>). Lze předpokládat, že jde o následek chybného výpočtu z počátku simulace (delší zahřívací období). Následný výpočet koncentrací vykazuje lepší průběh. Dále je možné pozorovat, že ve většině pozorování ve validačním období (zejména rok 2009) model značně nadhodnocoval koncentrace NO<sub>3</sub>. V měsících 3/2010 a 7/2010 model naopak značně podhodnocoval koncentrace.

**Tab. 25. Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.**

	Průtok				NO <sub>3</sub> - Denní			
	Denní		Měsíční		Skalka		Pod rezervací	
	Kalibrace	Validace	Kalibrace	Validace	Kalibrace	Validace	Kalibrace	Validace
<b>p-faktor</b>	0,89	0,80	0,90	0,90	-	-	-	-
<b>r-faktor</b>	1,87	2,56	2,32	2,37	-	-	-	-
<b>R2</b>	0,39	0,11	0,54	0,27	0	0,33	0	0,02
<b>NS</b>	0,26	-0,21	0,51	0,16	-0,51	0,08	-2,88	-0,51
<b>PBIAS</b>	12,6	7,7	7,5	9,4	1,8	2,3	-75,6	-45,6

V povodí Vůznice lze dle Obr. 14 lokalizovat nejohroženější území v severní polovině povodí. Tuto lokalitu lze spojovat se zemědělskou aktivitou. Orné půdy se na území povodí nacházejí pouze v severní části a zaujímají mezi 11 až 100 % plochy dílčích povodí. Území, kde jsou zemědělské půdy na stech procentech plochy, jsou v mapě B na Obr. 14. vyznačeny nejtmaší barvou. V této lokalitě se navíc nachází obec Běleč, která se svými 330 obyvateli figuruje jako hlavní bodový zdroj znečištění. Na celkovém znečištění se pravděpodobně nejvíc podílí zdroje plošné. Z mapy A je dále patrné, že dusičnanové znečištění vodního toku, pocházející především ze severní části povodí, ovlivňuje kvalitu vody podél celého toku. Postupným ředěním vody podél proudu a samočisticími pochody se koncentrace dusičnanů směrem k ústí snižují. Je zde také patrný značný rozdíl mezi kvalitou vody z přítoků protékajících pouze lesem a kvalitou vody v hlavním toku.



**Obr. 14. Průměrné koncentrace  $\text{NO}_3$  ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vyplaveného  $\text{NO}_3$  na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010.**



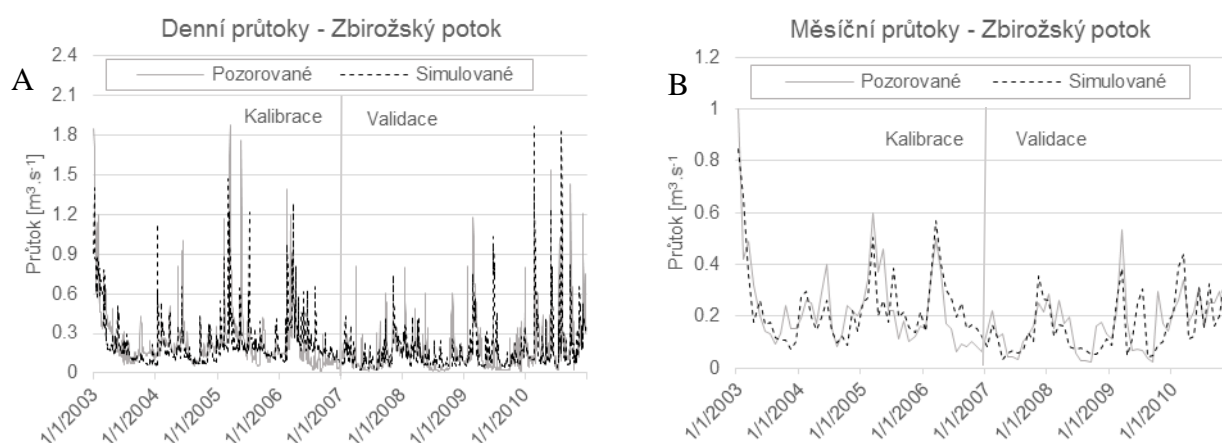
## 4.8 Zbizožský potok

Průtoky byly kalibrovány, obdobně jako u většiny předešlých povodí, s použitím vypočtených průtoků z analogie s Rakovnickým potokem. Statistické ukazatele uvedené v Tab. 27 dokazují poměrně dobrou shodu simulací s měřením. Lépe byly simulovány průtoky v měsíčním kroku. Konečné hodnoty kalibrovaných parametrů uvádí Tab. 26.

**Tab. 26. Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.**

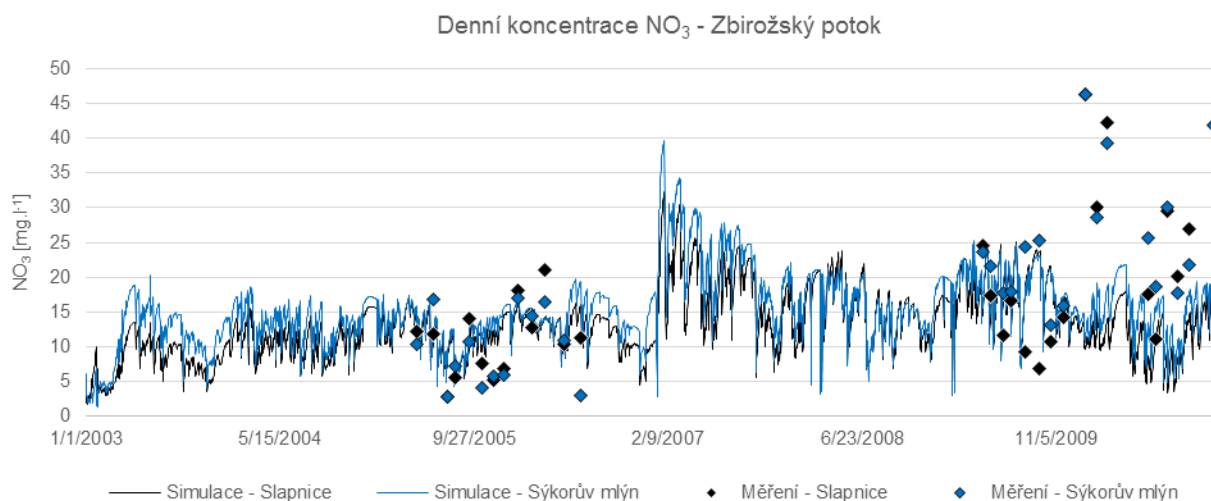
PARAMETR	CN2	ALPHA_BF	CH_K2	RCHRG_DP	GWQMN	GW_DELAY	GW_REVAP	TIMP
		35,0	0,82	4,06	0,55	0,92	98,02	0,20
HODNOTA	ESCO	CH_N2	SOL_AWC	SMFMN	SMFMX	SMTMP	SFTMP	RCN
		0,26	0,07	1,27	2,79	-1,20	0,47	0,11
	CDN	SDNCO	N_UPDIS	NPERCO	SOL_ORGN	SOL_NO3		
	0,05	0,99	1	0,1	0,5	0,5		

Z grafu 17 je patrné, že většina srážko-odtokových událostí byla kalibrována přesně. Model výrazně nenadhodnocoval ani nepodhodnocoval základní odtok. Výraznější odchylky simulovaných průtoků od měření lze pozorovat v druhé polovině roku 2007. Průměrný průtok v povodí je u měření i simulací velmi podobný ( $0,203 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  naměřené a  $0,198 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  simulované).



**Graf 17. Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.**

Kalibrace koncentrací  $\text{NO}_3$  byla provedena porovnáváním simulací s měřenými daty, odebíranými v letech 2005 – 2006 a 2009 – 2010 v profilech Slapnice a Sýkorův mlýn. Statistické ukazatele uvedené v Tab. 27 poukazují na celkově horší simulace dusičnanového znečištění.



**Graf 18. Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací NO<sub>3</sub>.**

V případě profilu Slapnice jsou v kalibračním období koncentrace simulované modelem podobné těm měřeným (NS 0,24). Ve validačním období jsou simulace horší. V rámci obou srovnávaných period lze u obou profilů pozorovat podhodnocování koncentrací. V profilu Slapnice je průměr naměřených koncentrací 16,4 mg.l<sup>-1</sup> a průměr simulovaných koncentrací 13,2 mg.l<sup>-1</sup>. V profilu Sýkorův mlýn je průměr naměřených koncentrací 18,5 mg.l<sup>-1</sup> a průměr simulovaných koncentrací 15 mg.l<sup>-1</sup>. V období 1/2010 až 3/2010 je možné pozorovat až 4násobně nižší simulované koncentrace. Ve vývoji koncentrací je možné pozorovat významný nárůst od začátku roku 2007. Do konce roku 2006 byly průměrné koncentrace simulované modelem 12,8 mg.l<sup>-1</sup>. Od začátku roku 2007 jsou průměrné simulované koncentrace 17,9 mg.l<sup>-1</sup>. Navíc je z grafu patrná značná rozkolísanost simulovaných dat a to i v krátkých časových periodách. Zvýšené koncentrace NO<sub>3</sub> pozorované v druhé polovině sledovaného období mohou být způsobeny nižším základním odtokem, který byl v tomto období pozorován.

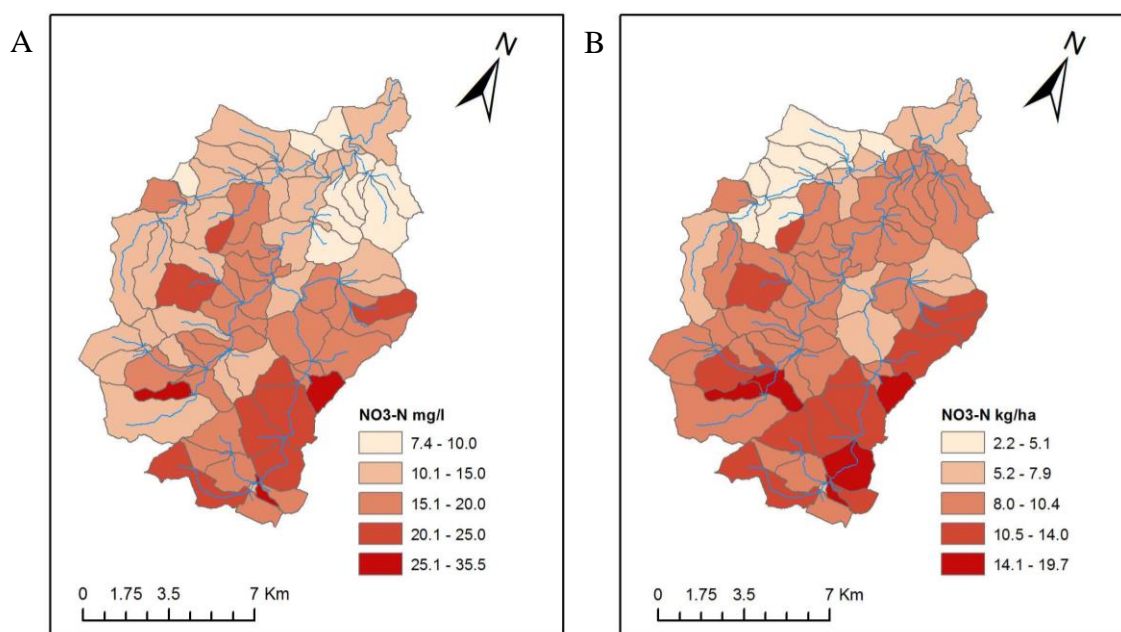
**Tab. 27. Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.**

	Průtok				NO <sub>3</sub> - Denní			
	Denní		Měsíční		Slapnice		Sýkorův mlýn	
	Kalibrace	Validace	Kalibrace	Validace	Kalibrace	Validace	Kalibrace	Validace
<b>p-faktor</b>	0,63	0,52	0,69	0,6	-	-	-	-
<b>r-faktor</b>	0,81	0,87	0,8	1,30	-	-	-	-
<b>R2</b>	0,47	0,37	0,68	0,51	0,56	0	0,11	0
<b>NS</b>	0,44	0,27	0,68	0,42	0,24	-0,83	-0,79	-1,15
<b>PBIAS</b>	2,2	4,6	-0,6	5,2	-12,3	34,8	-35,8	35,3

S pomocí Obr. 15 je možné vytipovat lokality nejvíce ohrožené dusičnanovým znečištěním. Z mapy B je patrné, že množství  $\text{NO}_3$  uvolněného do vodního toku z jednotky plochy je uvnitř celého povodí poměrně dost vysoké. Dílčí povodí, ve kterých jsou uvolňována vyšší množství dusičnanů, lze charakterizovat vysokým zastoupením zemědělských orných půd (50 – 82 %). Orné půdy jsou situovány zejména v jihovýchodní části povodí a poté v severozápadní části povodí. Větší množství uvolněných dusičnanů bylo pozorováno v jihozápadní oblasti. V té je také situováno více bodových zdrojů znečištění včetně obce Zbiroh (2,5 tisíc obyvatel) a dvou zemědělských sídel, kde jsou chovány hospodářská zvířata (odhadem 1 000 PEZ). Celkem byl počet chovaných hospodářských zvířat v povodí odhadnut na 20 000 PEZ.

Na mapě A jsou zobrazeny celkem 3 dílčí povodí, kde je překročena koncentrace  $25 \text{ mg.l}^{-1}$   $\text{NO}_3$ . Tyto lokality nejsou charakterizovány pouze vysokým podílem zemědělských půd, ale také významným podílem obytné zástavby. Dílčích povodí, kde průměrné koncentrace  $\text{NO}_3$  v povrchových vodách překračují  $20 \text{ mg.l}^{-1}$ , je celkem 6. V těchto lokalitách se nacházejí menší bodové zdroje znečištění. Dílčích povodí, ve kterých jsou koncentrace dusičnanů průměrně vyšší než  $15 \text{ mg.l}^{-1}$  je v povodí Zbirožského potoka celkem 28.

Severní výběžek okolo ústí potoka do řeky Berounky lze označit za oblast nejčistší. Průměrně je zde uvolněno do  $7,9 \text{ kg NO}_3$  na ha a průměrná koncentrace  $\text{NO}_3$  je do  $15 \text{ mg.l}^{-1}$ .



**Obr. 15. Průměrné koncentrace  $\text{NO}_3$  ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vyplaveného  $\text{NO}_3$  na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010.**

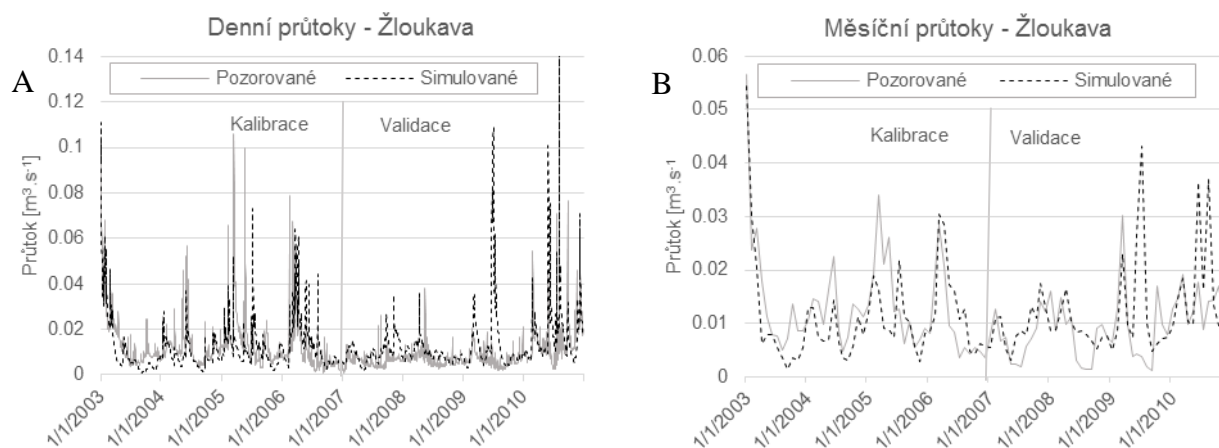
## 4.9 Žloukava

Kalibrace průtoků byla provedena s pomocí dat vypočtených z analogie s povodím Rakovnického potoka. Statistické ukazatele uvedené v Tab. 29 dokazují lepší shodu průtoků v kalibračním období. Ve validačním období dobrá shoda pozorována není.

**Tab. 28. Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.**

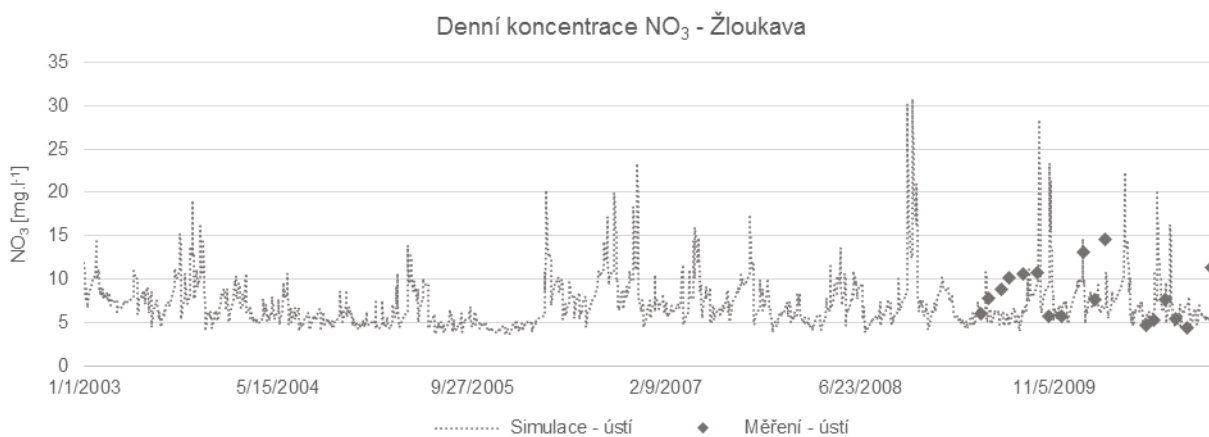
PARAMETR	CN2	ALPHA_BF	CH_K2	RCHRG_DP	GWQMN	GW_DELAY	GW_REVAP	TIMP
	35,0	0,15	18,00	0,78	5,07	92,68	0,16	0,82
HODNOTA	ESCO	CH_N2	SOL_AWC	SMFMN	SMFMX	SMTMP	SFTMP	RCN
	0,25	0,20	0,22	3,38	3,25	-0,11	-4,64	15
	CDN	SDNCO	N_UPDIS	NPERCO	SOL_ORGN	SOL_NO3		
	0,3	0,9	50	0,7	5	5		

Základní odtok ve validačním období není příliš nadhodnocován, jak je tomu například v případě ostatních malých povodí Klíčavy či Skryjského potoka. Srážko-odtokové události jsou značně nadhodnocovány a to např. při odtokové epizodě v období 6/2009 (až 22x) či 7/2010 (až 2x). U simulací v měsíčním kroku je možné pozorovat vysoké průtoky v druhé polovině roku 2009.



**Graf 19. Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.**

Pro kalibraci koncentrací dusičnanů bylo využito měření odebíraných v ústí potoka Žloukava v letech 2009 – 2010. Vzhledem k absenci měření v periodě 2005 – 2006 nebylo možné provést validaci.



**Graf 20. Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací NO<sub>3</sub>.**

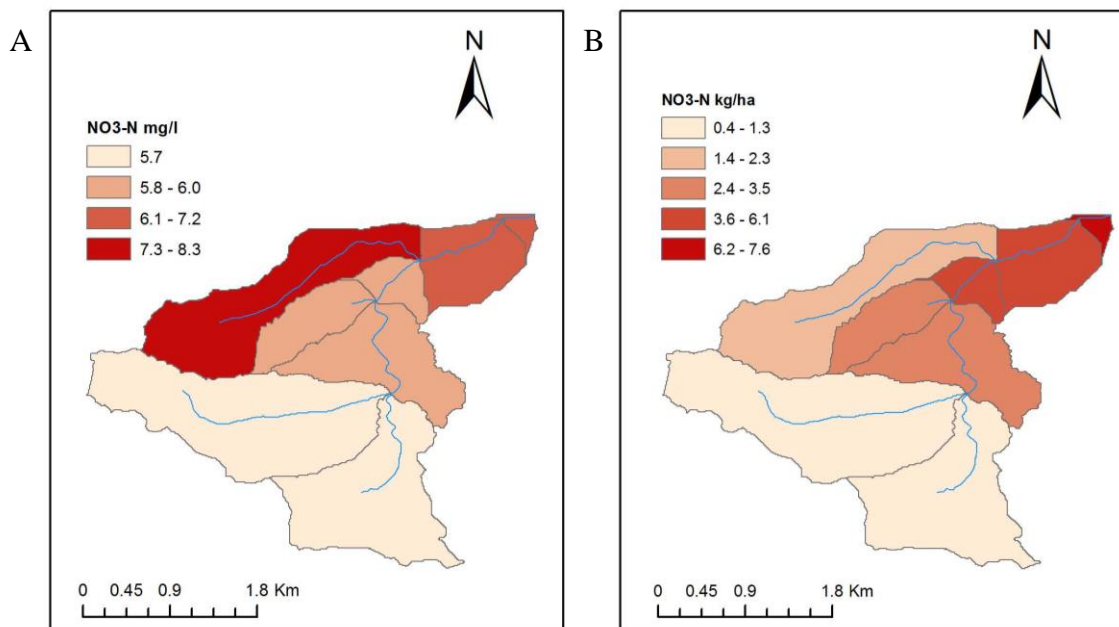
Statistické ukazatele nepoukazují na dobrou shodu měření a simulací. Ze srovnání dat z Grafu 20 je patrné, že většina bodů charakterizujících měření leží na křivce simulovaných koncentrací. Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> u měření jsou 8,2 mg.l<sup>-1</sup> a u simulací 7,1 mg.l<sup>-1</sup>. Nejvyšší měřené koncentrace jsou 14,6 mg.l<sup>-1</sup>. Model tuto hodnotu překračuje v celkem 2,9 % simulací. Ve 26 případech je dokonce překročena koncentrace 20 mg.l<sup>-1</sup>. Maximální simulovaná koncentrace je pozorována v období 5/2008 a dosahuje hodnot 31,8 mg.l<sup>-1</sup>. Vyšší koncentrace NO<sub>3</sub> jsou zpravidla pozorovány v jarních a podzimních měsících. Velmi nízké koncentrace jsou simulovány v měsících zimních (prosinec – únor) a také v letních (červenec – srpen).

**Tab. 29. Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.**

	Průtok				NO <sub>3</sub> Denní	
	Denní		Měsíční		Kalibrace	Validace
	Kalibrace	Validace	Kalibrace	Validace		
<b>p-faktor</b>	0,23	0,25	0,25	0,29	-	-
<b>r-faktor</b>	0,18	0,39	0,07	0,08	-	-
<b>R2</b>	0,46	0,15	0,62	0,16	0	-
<b>NS</b>	0,39	-1,72	0,54	-0,92	-0,54	-
<b>PBIAS</b>	14,6	-45,0	16,2	-26,5	13,8	-

Dle mapy A na Obr. 16 lze za nejohroženější území dusičnanovým znečištěním považovat dílčí povodí ležící na severozápadním okraji povodí (průměrné koncentrace vyšší než 7,18 mg.l<sup>-1</sup>). V rámci povodí se nevyskytují žádná území využívaná jako orná půda. Ve zmiňovaném dílčím povodí se nacházejí pouze ovocné sady (10 % z plochy dílčího povodí). Navíc je zde situována část obce Račice nad Berouňkou. Tato obec může figurovat jako významný bodový zdroj znečištění.

Na mapě B je za nejohroženější oblast, vzhledem k množství uvolněného  $\text{NO}_3$  na jednotku plochy, zobrazeno dílčí povodí ležící v blízkosti ústí potoka do řeky Berounky. V tomto dílčím povodí je 35 % plochy využíváno jako pastvina.



**Obr. 16. Průměrné koncentrace  $\text{NO}_3$  ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vypraveného  $\text{NO}_3$  na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010.**

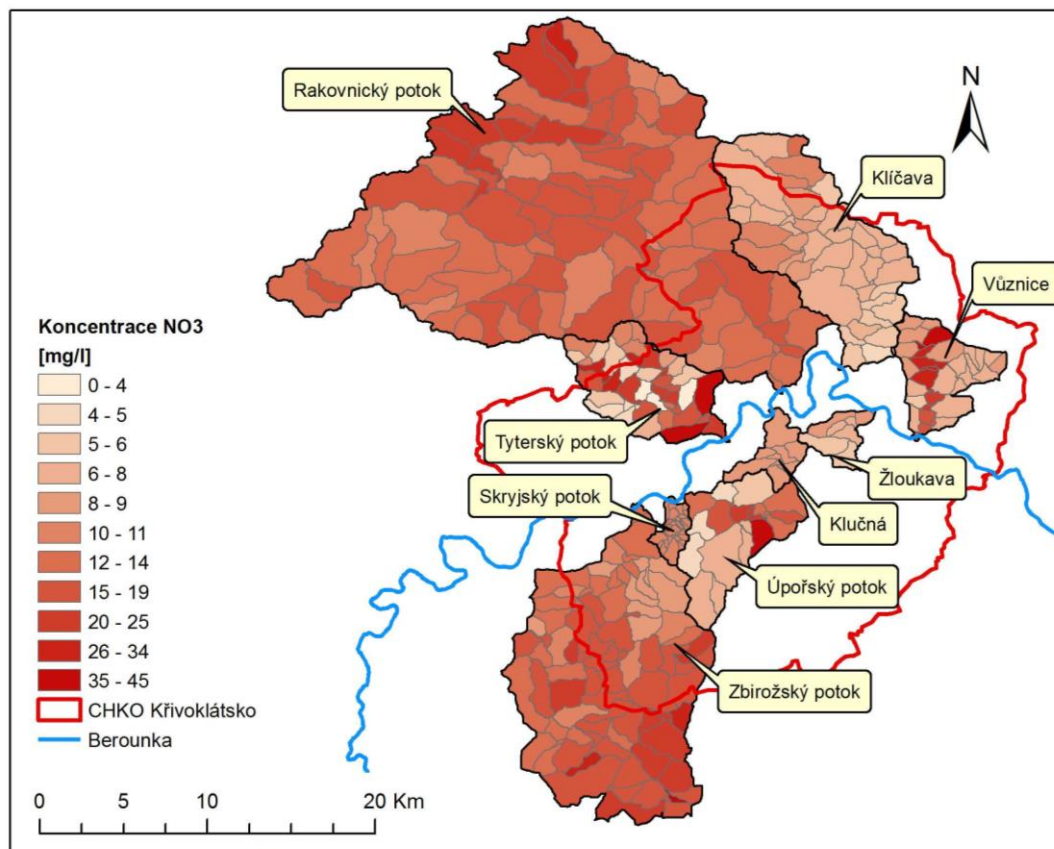
#### 4.10 Celé území

V následující kapitole jsou shrnuty výsledky jednotlivých povodí v kontextu celého území. Pro účely srovnání nejohroženějších lokalit v rámci CHKO Křivoklátskou slouží Obr. 17 a Obr. 18. Dále se zde odkazují na Obr. 19 (viz kapitola Přílohy), která reprezentuje land use sledovaného území.

Na Obr. 17 jsou barevnou škálou rozděleny dílčí povodí dle průměrných koncentrací  $\text{NO}_3$  v toku během simulovaného období 2003 – 2010. Tato mapa poskytuje přehled rozložení znečištění v rámci zájmového území. Je z ní patrné, že částí toků, kde se vyskytují nejvyšší průměrné koncentrace  $\text{NO}_3$  (nad  $35 \text{ mg.l}^{-1}$ ), je na území velmi málo (1,2 % plochy celé zájmové oblasti). Tyto lokality se nachází v povodích Tyterského potoka, Úpořského potoka a Vůzнице. Ve všech zmiňovaných lokalitách se nacházejí významné bodové zdroje znečištění, které v kombinaci se zemědělskou aktivitou nejvíce přispívají ke znečištění vodních toků. Na většině území (57 %) se průměrné koncentrace  $\text{NO}_3$  pohybují mezi  $12 \text{ mg.l}^{-1}$  až  $19 \text{ mg.l}^{-1}$ . Na 32 % území jsou průměrné

koncentrace nižší.

Obecně lze za povodí s nejvyšším znečištěním povrchových vod označit povodí Zbirožského potoka, kde se na 45 % území pohybuje průměrná koncentrace dusičnanů mezi 15 mg.l<sup>-1</sup> až 19 mg.l<sup>-1</sup> a na 16,5 % území jsou pozorovány koncentrace vyšší. V povodí Rakovnického potoka se obdobně ve 45 % území pohybují průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> mezi 15 mg.l<sup>-1</sup> až 19 mg.l<sup>-1</sup>. Vyšší koncentrace jsou pozorovány na 8 % území. V povodí Tyterského potoka překračují průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> hodnoty 20 mg.l<sup>-1</sup> na 30 % území. V povodí Vůznice jsou tyto koncentrace překračovány na 21 % území. Zmiňovaná povodí jsou, jak je patrné z Obr. 19, spojena zejména s intenzivním zemědělským využitím krajiny. V povodí Rakovnické a Zbirožského potoka se navíc nachází několik desítek bodových zdrojů znečištění.

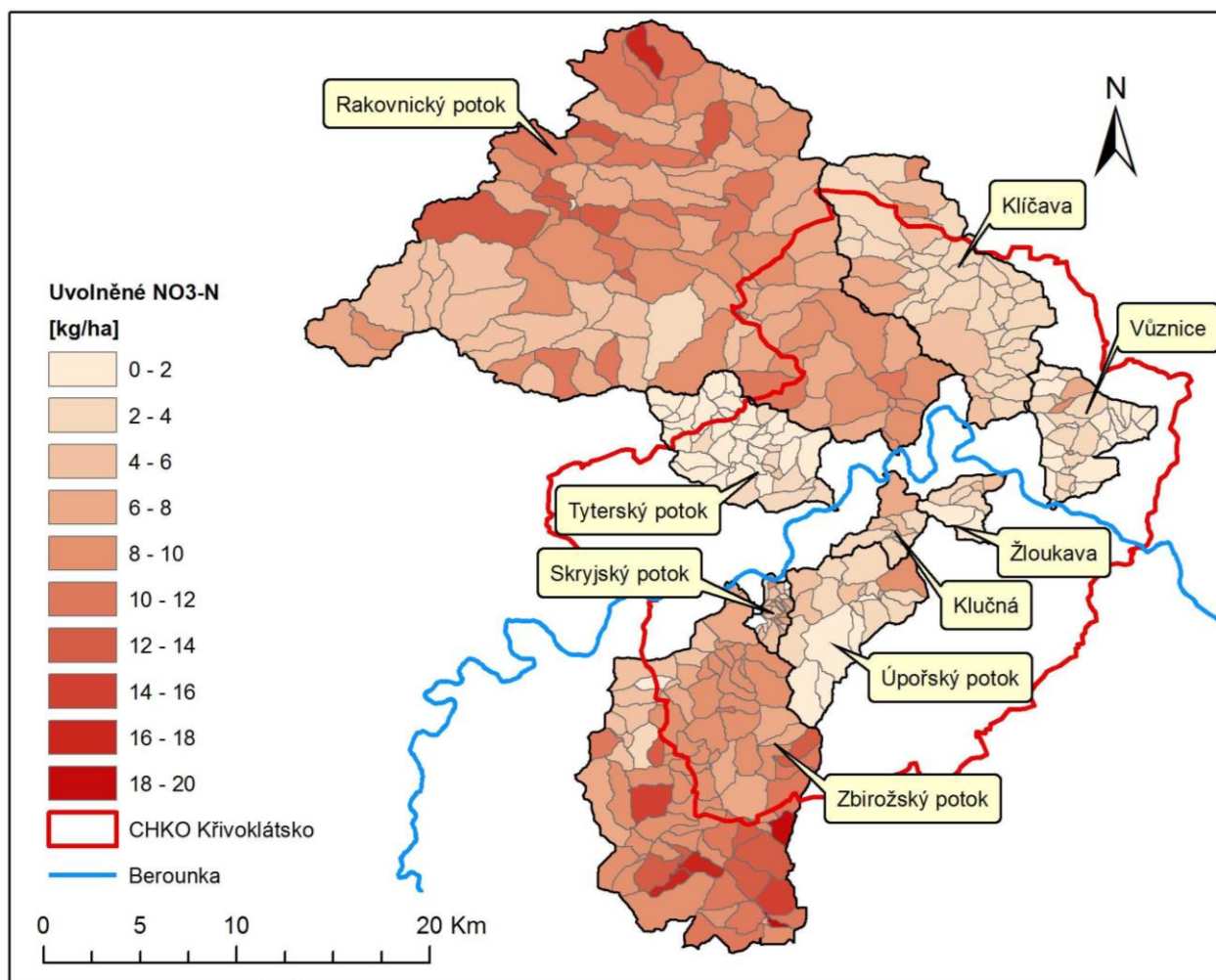


**Obr. 17. Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí v průběhu simulované periody 2003 – 2010.**

Intenzivní zemědělské využití území Rakovnického a Zbirožského potoka se projevuje zejména vysokými hodnotami NO<sub>3</sub> vyplaveného na jednotku plochy z půdy. Na většině území

zmiňovaných povodí přesahuje množství vyplaveného  $\text{NO}_3$   $6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  za rok (Rakovnický p. 80 % území, Zbirožský p. 89 % území). Ve zbylých povodích se množství vyplaveného  $\text{NO}_3$  pohybuje rozmezí 2 – 4  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  na rok (50 % území). Na 27 % území jsou hodnoty nižší a na 23 % území vyšší. Zajímavý je fakt, že v povodí Tyterského potoka nepřesahuje množství vyplavených dusičnanů 4  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  za rok, ačkoliv je z Obr. 18 patrné, že jde o jedno z nejznečištěnějších povodí. Tento fakt lze přisoudit významnému vlivu bodových zdrojů znečištění.

Obecně lze tvrdit, že ve většině dílčích povodí, ležících uvnitř CHKO Křivoklátsko, nedochází k nadměrnému uvolňování dusičnanů do povodí vlivem plošných zdrojů. Výjimkou jsou zemědělsky intenzivně využívané oblasti, charakterizované výrazným dílčím znečištěním povrchových vod.



**Obr. 18. Průměrné množství vyplaveného  $\text{NO}_3$  na ha za rok v průběhu simulované periody 2003 – 2010.**



## 5. DISKUSE

Modelování znečištění povrchových vod s využitím modelu SWAT bylo provedeno standardním způsobem, jak uvádí mnohá zahraniční literatura (Arnold et al., 2012; Gassman et al., 2007; Moriasi et al., 2007; Neitsch et al., 2011). Prvním a nejdůležitějším krokem bylo získat dostatek vstupních dat v takové podobě, jak jsou pro vybrané účely modelování vyžadována. Tento krok byl časově velmi náročný a to nejen z důvodů složité komunikace s vlastníky dat, ale také z důvodu jejich zpracování do formátu vhodného pro další použití. Dalším krokem bylo vytvoření samotných modelů v prostředí programu ArcSWAT pro každé z devíti sledovaných povodí a zanesení všech vstupních informací. Následovala parametrizace a kalibrace průtoků dle předem stanovených standardizovaných postupů (Abbaspour, 2012). Poté byly modely parametrizovány a kalibrovány na kvalitu povrchových vod. Posledním krokem bylo vyhodnocení výsledků provedených simulací a jejich vizualizace.

Proto, aby byl model schopen dobře simulovat kvalitu povrchových vod, je nejdůležitější přesné nastavení hydrologie povodí (Cibin et al., 2010). Výpočet odtoků nebyl pro všechna povodí dostatečně přesný a nesplňoval kritéria uváděná v literatuře. Všeobecně lze za uspokojivé výsledky modelování považovat ty, kde jsou hodnoty ukazatele Nash-Sutcliffova koeficientu větší 0,50 (Moriasi et al., 2007; White a Chaubey 2005). Dle tohoto hodnocení nelze za uspokojivé považovat simulace průtoků v denním kroku v ani jednom z povodí. Simulace průtoků v kalibračním období v měsíčním kroku naopak lze považovat za uspokojivé všechny, s výjimkou Úpořského potoka. V případě Rakovnického a Zbirožského potoka je dokonce možné považovat simulované průtoky za dobré. V rámci validačního období nesplňovali podmínky uspokojivých simulací žádné modely. Dle hodnocení kvality predikcí pomocí PBIAS dle Moriasiho et al. (2007) lze simulace považovat za velmi dobré, pakliže je hodnota PBIAS  $< \pm 10$ . Tohoto bylo dosaženo u většiny povodí a to jak v rámci kalibračního, tak validačního období. Povodí, u kterých bylo dosaženo neuspokojivých hodnot PBIAS jsou Klučná (-67,4 – validace, denní krok), Skryjský potok (-63,1 – validace, denní krok) a Žloupava (-45,0 – validace, denní krok), tedy nejmenší toky.

Dle vybrané klasifikace podle Moriasiho et al. (2007) nelze vzhledem k hodnotám Nash-Sutcliffova koeficientu považovat simulace koncentrací dusičnanů za uspokojivé v žádném z povodí. U většiny povodí se NS pohyboval v záporných hodnotách. Nejlepších výsledků bylo dosaženo ve Zbirožském potoce (NS 0,24) a Skryjském potoce (NS 0,35). Vzhledem k hodnotám PBIAS však lze dle Moriasiho et al. (2007) považovat za uspokojivé simulace ve všech povodích.

Pouze v případě Vůznice byly simulace v kalibračním období považovány za neuspokojivé (PBIAS -75,6).

Neuspokojivé výsledky modelu na základě předdefinovaného hodnocení mohou mít řadu příčin. Mezi ně patří i) signifikantně odlišné podmínky v kalibrovaném a validovaném období, ii) neadekvátní či nedostatečná kalibrace modelu, iii) nepřesnosti měřených hodnot, iv) absence detailnějších vstupních dat či v) neschopnost modelu adekvátně reprezentovat procesy v zájmovém povodí. Cibin et al. (2010) považuje za nejdůležitější předpoklad pro přesné modelování dostatek empirických dat. Problémem je např. malé rozlišení vstupních dat u mapových podkladů (Chaubey et al., 2005) či zanášení nejistot do modelu chybami v měření vstupních dat, jako jsou např. meteorologické ukazatele či chemismus vody (Ullrich a Volk, 2010). Problematická je také nízká frekvence měřených dat, informace o land use pouze z jednoho roku (Cibin et al., 2010), měření pouze v omezeném počtu lokalit (White a Chaubey, 2005) či malá znalost daného povodí z hlediska lokálních environmentálních procesů či zemědělských praktik (Silgram et al., 2009). Boorman (2003) přiřazuje nepřesnosti modelování průtoků velikosti povodí. Zejména u malých povodí bývá často nadhodnocován základní odtok, což bylo pozorováno v případě tří nejmenších povodí (Klučná, Skryjský potok a Žloukava). Problémem mohou také být nekonzistence simulací povrchového a podpovrchového odtoku, zejména zjednodušení popisující podpovrchový tok (Van Liew et al., 2007). Shen et al. (2013) považují za problematický také způsob výpočtu lokálních meteorologických dat. Ta jsou většinou dostupná pouze pro omezený počet lokalit v rámci sledovaného území a pro zbytek území jsou dopočítávána interpolací.

Je nutné uvažovat, že každý model má svá místně specifická omezení plynoucí z nastavení pro oblast, pro které byl vytvořen. Jeho aplikace do jiných oblastí vyžaduje značnou snahu (Borah a Bera, 2004) a pokud se modelář dostatečně neseznámí se specifiky modelované oblasti, pak výsledky modelu nebudou nikdy zcela přesné (Silgram et al., 2003). Aby bylo možné získat co nejlepší vstupní data, je potřeba rozvinout dobrou spolupráci mezi modelářem a majiteli dat, experty a jinými klíčovými hráči. Takováto spolupráce vede k eliminaci chyby vnášené do modelu již na začátku, a pokud je tento proces zanedbán, pak i přes veškerou snahu při determinaci všech důležitých parametrů je úsilí věnované přesnému nastavení modelu zbytečné (Abbaspour, 2012).

Opakovanou kalibrací bylo v případě průtoků i koncentrací dusičnanů ve vodních tocích dosaženo nejlepší možné shody modelu s reálnými daty. Z vyhodnocení vývoje křivek popisovaných proměnných lze soudit, že shoda simulovaných a měřených hodnot je poměrně dobrá. Statistické ukazatele na dobrou shodu povětšinou neukazují. Je však důležité upozornit na skutečnost, že vzhledem k nízkému počtu měření kvality vody a chybějícím informacím

o průtocích, se kterými mohl být model srovnáván, nebylo možné jeho kvalitu skutečně přesně porovnat. Průměrné simulované průtoky jsou podobné těm uváděným v literatuře (Vlček et al., 1984). Ačkoliv body reprezentující měřená data koncentrací dusičnanů často nesedí na křivkách simulovaných hodnot, ve většině modelovaných povodí je průměr simulovaných koncentrací podobný průměru měřených koncentrací. Jen v minimu případů model vykazoval abnormální vývoj koncentrací dusičnanů (hodnoty extrémně nad průměrem apod.). Tento vývoj však lze ve většině případů vysvětlit lokálními vlivy zdrojů znečištění či chybou simulace průtokové křivky. Je také potřeba zmínit, že kritéria, podle kterých byla posuzována správnost modelu, lze upravovat na základě cílů modelování (Arnold et al., 2012). Vzhledem k tomu, že cílem práce nebyl přesný odhad koncentrací dusičnanů v povodí, nýbrž rámcový odhad míry znečištění dusičnany a popis faktorů, které toto znečištění nejvíce ovlivňují, lze provedené modelování považovat za úspěšné.

Dalšími z cílů diplomové práce bylo vyhodnotit míru znečištění povrchových toků u všech zájmových povodí a vytipovat hlavní rizikové oblasti spojené se znečištěním a následně diskutovat příspěvek bodových a plošných zdrojů ke znečišťování toků. Tato diskuse může přinést vhodné návrhy změny využití krajiny za účelem snížení vlivů zdrojů znečištění a zlepšení kvality vody. Při srovnání obrázků charakterizujících průměrné koncentrace dusičnanů v povrchových vodách s mapou bodových zdrojů a mapou znázorňující land use, je možné si povšimnout, že oblasti s nejvyššími průměrnými koncentracemi dusičnanů v povrchových vodách jsou ty, kde se vyskytují bodové zdroje znečištění. Koncentrace  $\text{NO}_3$  ve vodních tocích se pohybují nejčastěji v rozmezí 9 – 19  $\text{mg.l}^{-1}$ . V některých zemědělsky exponovaných lokalitách však průměrné koncentrace vystupují i nad 20  $\text{mg.l}^{-1}$  a v několika případech dosahují hodnot nad 35  $\text{mg.l}^{-1}$ . Tyto hodnoty jsou vzhledem k limitům pro koncentrace  $\text{NO}_3$  v povrchových vodách stanovených nitrátovou směrnicí v pořádku. V souhrnné zprávě Evropské komise za období 2004 – 2007 je uvedeno, že pouze v 15 % monitorovacích míst v EU byla zjištěna úroveň dusičnanů nad hranicí 50  $\text{mg.l}^{-1}$  a v 66 % území se pohybují koncentrace pod hranicí 25  $\text{mg.l}^{-1}$ . Kopáček et al. (2013a) udávají průměrné koncentrace dusičnanů v povrchových vodách v povodí horní Vltavy na 4,5 – 11  $\text{mg.l}^{-1}$ , což jsou hodnoty podobné sledovaným i zde. Kronvang et al. (2008) publikuje evropský průměr 8,6  $\text{mg.l}^{-1}$ .

Dle obrázku průměrného množství vyplavených dusičnanů na jednotku plochy (Obr. 18) je patrná značná korelace uvolňování dusičnanů s aktivně využívanou zemědělskou krajinou (Obr. 19). V oblastech s malým zastoupením zemědělských půd byly na základě modelování pozorovány průměrné hodnoty uvolněného  $\text{NO}_3$  do 4  $\text{kg.ha}^{-1}$  za rok. Na územích s významným zemědělským využitím krajiny jsou hodnoty odnosu  $\text{NO}_3$  průměrně mezi 6 – 10  $\text{kg.ha}^{-1}$  za rok.

Podobné hodnoty udává také Davis et al. (2000), který zjistil, že průměrně se z obhospodařované půdy uvolní  $6,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Zhu et al. (2012) udává průměrné roční množství  $\text{NO}_3$  vyplaveného z půdy hnojené  $100 \text{ kg N na ha}$   $4,02 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  za rok. Průměrné hodnoty exportu dusičnanů z normálních půd jsou dle Kopáčka et al. (2013a) okolo  $3,7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  ze zemědělských půd a okolo  $0,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  z půd lesních. V několika pozorováních (Rakovnický a Zbirožský potok) byly pozorovány dokonce hodnoty přesahující až  $18 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  za rok. Podobné hodnoty ( $18,1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) publikuje např. Jha et al. (2010). Jiní autoři popisují i hodnoty daleko vyšší. Chaplot et al. (2004) pozoroval průměrné vyplavování dusičnanů v zemědělské krajině až  $25 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  za rok. V tomto případě však šlo o modelování povodí s významným zemědělským zatížením, kde průměrné koncentrace dusičnanů ve vodním toku přesahovali  $15 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ .

Dusík vstupuje do povodí několika způsoby. Vnitřním zdrojem dusíku v ekosystémech je zejména mineralizace organických látek. Hlavním zdrojem bývá často hnojení anorganickými či organickými hnojivy. To může výjimečně činit až  $400 \text{ kg}$  dusíku na hektar za rok, v České republice průměrně  $80 - 150 \text{ kg}$  (Šimek, 2003). V našem případě však množství dusíku přidaného do povodí hnojením nepřesáhlo  $212,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  a průměrný přídavek dusíku hnojením v modelech činil  $120 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Přebytečné hnojení má za následek vyplavování N do povrchových vod. Vyplavováním se pak do povrchových vod mohou dostat až desítky kilogramů dusíku na hektar (Šimek, 2003). Množství antropogenního dusíku vstupujícího do povodí se může pohybovat mezi  $0 - 60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  (Kopáček et al., 2013b). Aby bylo možné snížit množství vyplaveného dusíku do povodí, je nutné změnit způsob hospodaření v dané krajině. Nejvýznamnějším faktorem prostředí ovlivňujícím dusičnanové znečištění je podíl orné půdy v povodí (Kvítek et al., 2012). Plošné zdroje jsou nejdůležitějším zdrojem znečištění podzemní a povrchové vody v celoevropském měřítku (Silgram et al., 2009). Problémem se stala také vysoká depozice oxidů dusíku a amoniaku pocházející ze spalování fosilních paliv. V řadě lesních ekosystémů na severní polokouli došlo k saturaci dusíkem a následnému zvýšení vyplavování dusičnanů z lesních povodí (Galloway et al., 2004). Mezi příčiny eutrofizace Křivoklátska lze řadit také obohacování půdy o sloučeniny dusíku z atmosférických srážek či celkové přezvěření oblasti (Kolbek a Vítková, 1999).

Model SWAT je možné využít právě při výzkumu příčin dusičnanového znečištění krajiny. To lze provést vytipováním ohrožených lokalit (Niraula et al., 2013), tak jak to bylo provedeno v diplomové práci, nebo návrhem alternativních scénářů využití land use (Chaplot et al., 2004; Jha et al., 2010; Lam et al., 2010; Lam et al., 2012; Glavan et al., 2012). Takovéto modelové scénáře využití krajiny zahrnují mimo jiné klimatické změny, změny osídlení a způsobu

hospodaření v krajině a změny využívání vodních zdrojů (Lam et al., 2012). Bodové zdroje dle literatury nehrají na znečištění povrchových vod takovou roli. To může být způsobeno zvýšeným zájmem o kontrolu bodových zdrojů znečištění. Lam et al. (2010) uvádí, že eliminací všech bodových zdrojů v zemědělsky ovlivněné krajině došlo k poklesu dusičnanového znečištění pouze o 5 %. Hlavní zájem se tedy přesouvá směrem k plošným zdrojům (Shang et al., 2012). Přeměnou většiny obhospodařovaných polí na trvalé travní porosty lze dosáhnout poklesu dusičnanového znečištění o 33 % (Chaplot et al., 2004) až 47 % (Jha et al., 2010). Laurent a Ruelland (2011) udávají snížení koncentrací dusičnanů změnou hnojení až o 53 %, zařazením meziplodin do pěstebního plánu až o 70 % a bezorebným pěstováním až o 86 %. Přeměna oraných ploch na trvalé travní porosty se zdá být ideálním způsobem hospodaření vzhledem k redukci dusičnanového znečištění (Kopáček et al., 2013). Travní porosty na rozdíl od orné půdy jsou schopny absorbovat i větší dávky aplikovaného dusíku a tuto schopnost si zachovávají po většinu roku (Kvítek et al., 2012). Vhodnou metodou eliminace znečištění je také zařazení meziplodin a změna způsobu orby (Laurent a Ruelland, 2011) a na zlepšení kvality vody může hrát významnou roli také změna osevních postupů (Tong a Naramngam, 2007).

Aby bylo možné zlepšit stav povrchových vod v některých ohrožených lokalitách, bylo by nutné změnit způsob hospodaření v zájmovém území. Výsledky modelování, provedeného v této diplomové práci, a zejména pak samotný model, by mohli posloužit orgánům státní správy jako nástroj podpory rozhodování při plánování takovýchto změn. Výsledky diplomové práce sice poukazují na poměrně dobrý stav vodních toků, je však možné vytipovat několik oblastí ohrožených zvýšenými vstupy dusičnanů do povodí. Na základě získaných podkladů by bylo možné pro dané oblasti navrhnout opatření ve formě tzv. Best Management Practices. Navržené BMPs by s pomocí modelu bylo možné ověřit a otestovat dopad jejich aplikace.

## 6. ZÁVĚR

Diplomové práce poskytuje popis dusičnanového znečištění povrchových vod v souladu se stanovenými cíli. Model SWAT se vzhledem k náročnosti na vstupní data neukázal jako nejvhodnější nástroj pro modelování vybrané lokality. Celkově však model pracoval správně a proces modelování poskytl požadované výsledky.

Ačkoliv vybrané statistické ukazatele neprokázaly významnou shodu modelovaných koncentrací dusičnanů s koncentracemi měřenými, průměry srovnávaných koncentrací byly shodné a ve většině případů byla patrná i dobrá shoda dlouhodobého vývoje znečištění. Provedené modelování tak lze považovat za úspěšné.

Výsledky ukazují, že vodní toky nevykazují významné znečištění dusičnany a splňují limity vyžadované legislativou. Překračování limitních koncentrací bylo zaznamenáno pouze párkrát. Ve všech případech šlo pouze o periodickou odchylku od normálu, spojenou se zemědělskými aktivitami. Lze tvrdit, že většina povodí není významně ohrožena vyplavováním dusičnanů ze zemědělských oblastí. Právě zemědělské oblasti lze považovat za největší zdroj znečištění. Za nejrizikovější povodí lze označit povodí Rakovnického a Zbirožského potoka a některé oblasti Vůznice, Tyterského a Úpořského potoka.

Pro zpřesnění modelu by bylo vhodné získat přesnější vstupní data. Největším nedostatkem jsou chybějící data o průtocích v sedmi z devíti sledovaných profilů, absence pravidelného měření koncentrací polutantů, málo detailní informace o aktuálním land use a nakonec strohé informace o zemědělských praktikách v konkrétních územích. Řešení posledně jmenovaného komplikuje složitá komunikace se samotnými zemědělci. Ministerstvo zemědělství ČR navíc nesmí informace, pokud existují, poskytnout. Vytvořením vhodné kooperace modeláře s orgány státní správy, zejména pak Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR, by bylo možné požadované informace získat v přesnější a rozšířenější podobě a zlepšit tak podmínky pro modelování dané lokality. Popisovaná procedura by mohla posloužit orgánům státní správy jako nástroj pro podporu rozhodování v oblasti ochrany podzemních a povrchových vod.

Vzhledem k počtu modelovaných povodí a charakteru zájmového území představuje téma značný potenciál pro další výzkum, např. v rámci disertační práce. Dosavadní výzkum poskytl zajímavé výsledky a rozsah měření kvality povrchových vod představuje kvalitní základ pro modelářské aktivity. Závěrem bych doporučoval pokračovat ve výzkumu se záměrem rozšiřovat znalosti o pozadí přírodních či antropogenních jevů, které ovlivňují místní životní prostředí.

## 7. ZDROJE

- ABBASPOUR, K.C.: SWAT-CUP 2012: SWAT calibration and uncertainty programs - A User manual. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Eawag, Duebendorf, 2013, 103 s.
- AMBROSE, R.B., WOOL, T.A.: WASP7 Stream transport – model theory and user's guide: Supplement to Water quality Analysis Simulation Program (WASP) user documentation. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-09/100, 2009, 34 s.
- ANDĚRA, M., HOFFMANNOVÁ, A. (2011): Savci Křivoklátska. *Bohemia Centralis*, 31, 421–438, 2011.
- ARNOLD, J.G., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R.S, WILLIAMS, J.R. (1998): Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. *Journal of the American Waterresources Association* 34 (1), 1-206.
- ARNOLD J.G., MORIASI, D.N., GASSMAN, P.W., ABBASPOUR, K.C., WHITE, M.J., SRINIVASAN, R., SANTHI, C., HARMEL, R.D., VAN GRIENSVEN, A., VAN LIEW, M.W., KANNAN, N., JHA, M.K. (2012): SWAT: Model use, calibration, and validation. *Transaction of the Asabe* 55 (4), 1491-1508.
- AKHAVAN, S., KOUPAI-ABEDI, J., MOUSAVI S., AFYUNI, M., ESLAMIAN, S., ABBASPOUR K.C. (2010): Application of SWAT model to investigate nitrate leaching in Hamadan–Bahar watershed, Iran. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, 675–688.
- BALATKA, B., KALVODA, J.: Geomorfologické členění reliéfu Čech. Kartografie Praha, Praha, 2006, 79 s.
- BOORMAN, D.B. (2003): Climate, hydrochemistry and economics of surface-water systems (CHESS): Adding a European dimension to the catchment modelling experience developed under LOIS. *The Science of the Total Environment* 314-316 (3), 411-437.
- BORAH, D.K., BERA., M. (2004): Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of applications. *Transactions of the Asabe* 47, 789-803.
- BOSSARD, M., FERANCE J., OTAHEL, J.: CORINE land cover technical guide – Addendum 2000. European Environmental Agency, Copenhagen, 2000, 105 s.
- BOURAOUI, F., DILLAHA, T.A. (2000): Answers-2000: Non-point-source nutrient planning model. *Journal of Environmental Engineering* 126, 1045-1055.
- CEPÁKOVÁ, Š.: Posouzení možnosti využití sedimentů z nádrže Vůznice (CHKO Křivoklátsko) pro zemědělské účely. Diplomová práce, Univerzita Karlova, Praha, 2012, 77 s.
- CIBIN, R., SUDHEER, K., CHAUBEY, I. (2010): Sensitivity and identifiability of stream flow generation parameters of the SWAT model. *Hydrological Processes* 24 (9), 1133-1148.
- DAVIS, D.M., GOWDA, P.A., MULLA, D.J., RANDALL, G.W. (2000): Modeling nitrate nitrogen leaching in response to nitrogen fertilizer rate and tile drain depth or spacing for southern

- Minnesota, USA. *Journal of Environmental Quality* 29 (5), 1568-1581.
- DeVANTIER, B.A. (1993): Review of GIS applications in hydrologic modeling. *Journal of Water Resources Planning and Management* 119 (2), 246-261.
- FERRANT, S., OEHLE, F., DURAND, P., LAURENT, R., SALMON-MONVIOLA, J., JUSTES, E., DUGAST, P., PROBST, A., PROBST, J., SANCHEZ-PEREZ, J.M. (2011): Understanding nitrogen transfer dynamics in a small agricultural catchment: Comparison of a distributed (TNT2) and a semi distributed (SWAT) modeling approaches. *Journal of Hydrology* 406, 1-15.
- FOLTÝN, I., RATINGER, T., KODEŠOVÁ, R., HELOVÁ, S.: Aplikace matematických modelů v oblasti ochrany půdy a zemědělství. In: Aplikace modelů v oblasti životního prostředí (BÍZEK, V. eds.), CENIA, Praha, 2011, 276 s.
- GAGANIS, P.: Model calibration/parameter estimation techniques and conceptual model error. In: Uncertainties in environmental modelling and consequences for policy making (Baveye, P., Mysiak, J., Laba M. eds.), Springer science, Vrsar, 2001, 401 s.
- GALLOWAY J.N., DENTENER, F.J., CAPONE, D.G., BOYER, E.W., HOWARTH, R.W., SEITZINGER, S.P., ASNER, G.P., CLEVELAND, C.C., GREEN, P.A., HOLLAND, E.A., KARL, D.M., MICHAELS, A.F., PORTER, J.H., TOWNSEND, A.R., VÖOSMARTY, C.J. (2004): Nitrogen cycles: Past, present, and future. *Biogeochemistry* 70, 153–226.
- GASSMAN, P.W., REYES, M.R., GREEN, C.H., ARNOLD, J.G. (2007): The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the Asabe* 50 (40), 1211-1250.
- GLAVAN, M., WHITE, S.M., HOLMAN, I.P. (2012): Water quality targets and maintenance of valued landscape character - experience in the Axe catchment, UK. *Journal of Environmental Management* 103, 142–153.
- HILTY, L. (2005): Aktuální otázky současného rozvoje environmentální informatiky. Informatika pro životní prostředí, mezinárodní konference Envirinfo 2005. *Planeta* 12, 6-7.
- HILTY, L.M., PAGE, B., RADERMACHER, F.J., RIEKERT, W.F. (1995): Environmental informatics as a new discipline of applied computer science. *Environmental Informatics* 6, 1-11.
- HŮLA, P. (2009): Chráněná krajinná oblast Křivoklátsko. *Ochrana přírody* 1, 2-5.
- CHAPLOT, V., SALEH, A., JAYNES, D.B., ARNOLD, J.G. (2004): Predicting water, sediment and NO<sub>3</sub>-N loads under scenarios of land-use and management practices in a flat watershed. *Water, Air and Soil Pollution* 154, 271-293.
- CHAUBEY, I., COTTER, A.S., COSTELLO, T.A., SOERENS, T.S. (2005): Effect of DEM data resolution on SWAT output uncertainty. *Hydrological Processes* 19, 621-628.
- JARKOVSKÝ, J., DUŠEK, L., HŘEBÍČEK, J., RÁČEK, J., BRABEC, P., HODOVSKÝ J. (2005): Komplexní systém hodnocení ekologického stavu povrchových vod - projekt ARROW. Informatika pro životní prostředí, mezinárodní konference Envirinfo 2005. *Planeta* 12, 39-43.



- JENÍČEK, M., NONDEK, L., NESMĚRÁK I., KOBLÍŽKOVÁ E.: Aplikace matematických modelů v oblasti ochrany vody a vodního hospodářství. In: Aplikace modelů v oblasti životního prostředí (BÍZEK, V. eds.), CENIA, Praha, 2011, 276 s.
- JHA, M.K., SCHILLING, K.E., GASSMAN, P.W., WOLTER, C.F. (2010): Targeting land-use change for nitrate-nitrogen load reductions in an agricultural watershed. *Journal of Soil and Water Conservation* 65 (6), 342-352.
- KADLEC, J.: Modelování erozních procesů v povodí Blšanky. Diplomová práce, Univerzita Karlova, Praha, 2007, 93 s.
- KOMÁRKOVÁ, L.: Modelování znečištění povrchových vod v povodí Rakovnického potoka s využitím GIS. Diplomová práce, Univerzita Karlova, Praha, 2013, 63 s.
- KOLBEK, J., MLADÝ, F., BRABEC, E., HROUDOVÁ, Z., KUČERA, T., VÍTKOVÁ, M.: Květena Chráněné krajinné oblasti a Biosférické rezervace Křivoklátsko 2. Rozbor a syntéza. Botanický Ústav AV ČR, Praha, 2001, 132 s.
- KOLBEK, J. (2011): Květena a vegetace Chráněné krajinné oblasti a Biosférické rezervace Křivoklátsko – současný stav poznání botanického výzkumu. *Bohemia Centralis* 31, 147-182.
- KOLBEK, J., PETŘÍČEK V.: Rezoluce účastníků kolokvia. In: Současný stav a cíle botanického výzkumu CHKO Křivoklátsko. (Rivola, M. eds.), Středisko státní památkové péče a ochrany přírody, Praha, 1990, 183 s.
- KOLBEK, J., VÍTKOVÁ M.: Dlouhodobé sledování změn lesních a lučních společenstev v Chráněné krajinné oblasti a Biosférické rezervaci Křivoklátsko. Botanický ústav AV ČR a Správa CHKO ČR, 1999, 100 s.
- KOPÁČEK, J., HEJZLAR, J., POSCH, M. (2013a): Quantifying nitrogen leaching from diffuse agricultural and forest source in a large heterogenous catchment. *Biochemistry* 115 (1-3), 149-165.
- KOPÁČEK, J., HEJZLAR, J., POSCH, M. (2013b): Factors controlling the export of nitrogen from agricultural land in large central european catchment during 1900 – 2010. *Environmental Science and Technology* 47 (12), 6400-6407.
- KESNEROVÁ, L.: Ekologické hodnocení toků v CHKO Křivoklátsko v rámci směrnice 2000/60/ES. Diplomová práce, Univerzita Karlova, Praha, 2013, 81 s.
- KRONVANG, B., JENSEN, J.P., HOFFMANN, C.C., BOERS, P.: Nitrogen transport and fate in European streams, rivers, lakes, and wetlands. In: Nitrogen in the environment: sources, problems, and management. (Hatfield, J.L., Follett, R.F. eds.), Elsevier, New York, 2008, 241–270.
- KRONVANG, B., BORGVANG, S.A., BARKVED, L.J. (2009): Towards European harmonised procedures for quantification of nutrient losses from diffuse sources – the EUROHARP project. *Journal of Environmental Monitoring* 11, 503-505.
- KVÍTEK, T., ŽLÁBEK, P., BYSTRICKÝ, V., FUČÍK, P., MORAVCOVÁ, J., NOVÁK, P.: Zhodnocení vlivu rozsahu zatravnění orné půdy na koncentrace dusičnanů ve vybraných povodích horní Vltavy a Želivky. Sborník *Voda Zlín 2012*, Moravská vodárenská, a. s., Zlín,

2012, 145-150.

- LAM, Q.D., SCHMALZ, N., FOHRER, N. (2010): Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model. *Agricultural Water Management* 97, 317-325.
- LAM, Q., D., SCHMALZ, B., FOHRER, N. (2012): Assessing the spatial and temporal variations of water quality in lowland areas, Northern Germany. *Journal of Hydrology* 438-439, 137-147.
- LAURENT, F., RUELLAND, D. (2011): Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale. *Journal of Hydrology* 409 (1-2), 440-450.
- LOŽEK, V. (2011): Postavení Křivoklátska v rámci české přírody a krajiny. *Bohemia Centralis* 31, 9-13.
- LOŽEK, V., KUBÍKOVÁ, J., ŠPRYŇAR P.: Střední Čechy. In: Chráněná území ČR, svazek XIII (Mackovčin, P., Sedláček, M. eds.), Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 2005, 304 s.
- MATĚJČEK, L., BENEŠOVÁ, L., TONIKA, J. (2003): Ecological modelling of nitrate pollution in small river basins by spreadsheets and GIS. *Ecological Modelling* 170, 245-263.
- MIČANÍK, T. a kol: Výzkum a ochrana hydrosféry – Výzkum vztahů a procesů ve vodní složce životního prostředí, orientovaný na vliv antropogenních tlaků, její trvalé užívání a ochrana včetně legislativních nástrojů. Závěrečná zpráva o řešení výzkumného záměru v roce 2009. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha, 2009, 147 s.
- MORIASI, D.N., ARNOLD., J.G., VAN LIEW, M.W., BINGNER, R.L., HARMEL, R.D., VEITH, T.L. (2007): Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the Asabe* 50, 885-900.
- 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.
- NEITSCH S.L., ARNOLD J.G., KINIRY, J.R., WILLIAMS, J.R.: Soil and Water Assessment Tool: Theoretical documentation, version 2009. Texas Water Resources Institute Technical Report No. 406, Texas A&M University System, Texas, 2011, 647 s.
- NĚMEČKOVÁ, S., SLÁMOVÁ, R., ŠÍPEK, V. (2011): Climate change impact assessment on various components of the hydrological regime of the Malše River basin. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 59, 131-143.
- NIRAULA, R., KALIN, L., SRIVASTAVA, P., ANDERSON, CH.J. (2013): Identifying critical source areas of nonpoint source pollution with SWAT and GWLF. *Ecological Modelling* 268, 123-133.
- NONDEK, L.: Základy užívání matematických modelů při ochraně životního prostředí. In: Aplikace modelů v oblasti životního prostředí (BÍZEK, V. eds.), CENIA, Praha, 2011, 276 s.
- OSFELD, A., SALOMONS, S. (2005): A hybrid genetic-instance based learning algorithm for CEQUAL-W2 calibration. *Journal of Hydrology* 310, 122-142.

- PAGE, B., RAUTENSTRAUCH, C. (2001): Environmental informatics – methods, tools and application in environmental information processing. In: Environmental information systems in industry and public administration (Rautenstrauch, C., Patig, S. Eds.). Idea Group Publishing, Hershey, 2001, 448 s.
- PANAGOPOULOS, I., MIMIKOU, M., KAPETANAKI, M. (2007): Estimation of nitrogen and phosphorus losses to surface water and groundwater through the implementation of the SWAT model for Norwegian soils. *Journal of Soils and Sediments* 7 (4), 223-231.
- PARK, R.A., CLOUGH, J.S, WELLMAN, M.C. (2008): AQUATOX: Modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems. *Ecological Modelling* 213, 1-15.
- PAVLÍČEK, T.: Modely výpočtu eroze v GIS a jejich porovnání s konkrétní odtokovou událostí na vybraném povodí. Disertační práce, Jihočeská univerzita, České Budějovice, 2011, 107 s.
- QUITT, E.: Klimatické oblasti Československa. Academia, Praha, 1971, 73 s.
- REFSGAARD J.CH., VAN DER SLUIJS, J.P., HØJBERG, A.L., VANROLLEGHEM, P.A. (2007): Uncertainty in the environmental proces: A Framework and guidance. *Environmental modelling and Software* 22, 1543-1556.
- SANTHI, C., ARNOLD, J.G., WILLIAMS, J.R., HAUCK, L.M., DUGAS, W.A. (2001): Application of a watershed model to evaluate management effects on point and nonpoint source pollution. *Transaction of the Asabe* 44 (6), 1559-1570.
- SARKAR, S., MILLER, S.A., FREDERICK, J.R., CHAMBERLAIN, J.F. (2011): Modeling nitrogen loss from switchgrass agricultural system. *Biomass and Bioenergy* 35, 4381-4389.
- 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.
- SHARMA, D., KANSAL, A. (2012): Assessment of river quality models: A review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 12, 285-311.
- SILGRAM, M., ANTHONY, S.G., COLLINS, A.L., STROMQVIST. J., BOURAOUI, F., SCHOUMANS, O., LO PORTO, A., GROENENDIJK, P., ARHEIMER, B., MIMIKOU, M., JOHNSON, H. (2009): Evaluation of diffuse pollution model applications in EUROHARP catchments with limited data. *Journal of Environmental Monitoring* 11, 554-571.
- SHANG X., WANG, X., ZHANG, D., WEIDONG, CH., XUECHU, CH., HAINAN, K. (2012): An improved SWAT-based computational framework for identifying critical source areas for agricultural pollution at the lake basin scale. *Ecological Modelling* 226, 1-10.
- SHEN, Z., CHEN, L., HONG, Q., QIU, J., XIE, H., LIU, R. (2013): Assessment of nitrogen and phosphorus loads and causal factors from different land use soil types in the Three Gorges Reservoir Area. *The Science of the Total Environment* 454-455, 383-392.
- SCHOUMANS, O.F., SILGRAM, M.: Review and literature evaluation of quantification tools for the assessment of nutrient losses at catchment scale. EUROHARP report 1-2003, NIVA report SNO 4739-2003, Oslo, 2003, 120 s.
- STOLZ, D. (2011). Vývoj vztahu člověka ke krajině Křivoklátska od neolitu do doby stěhování

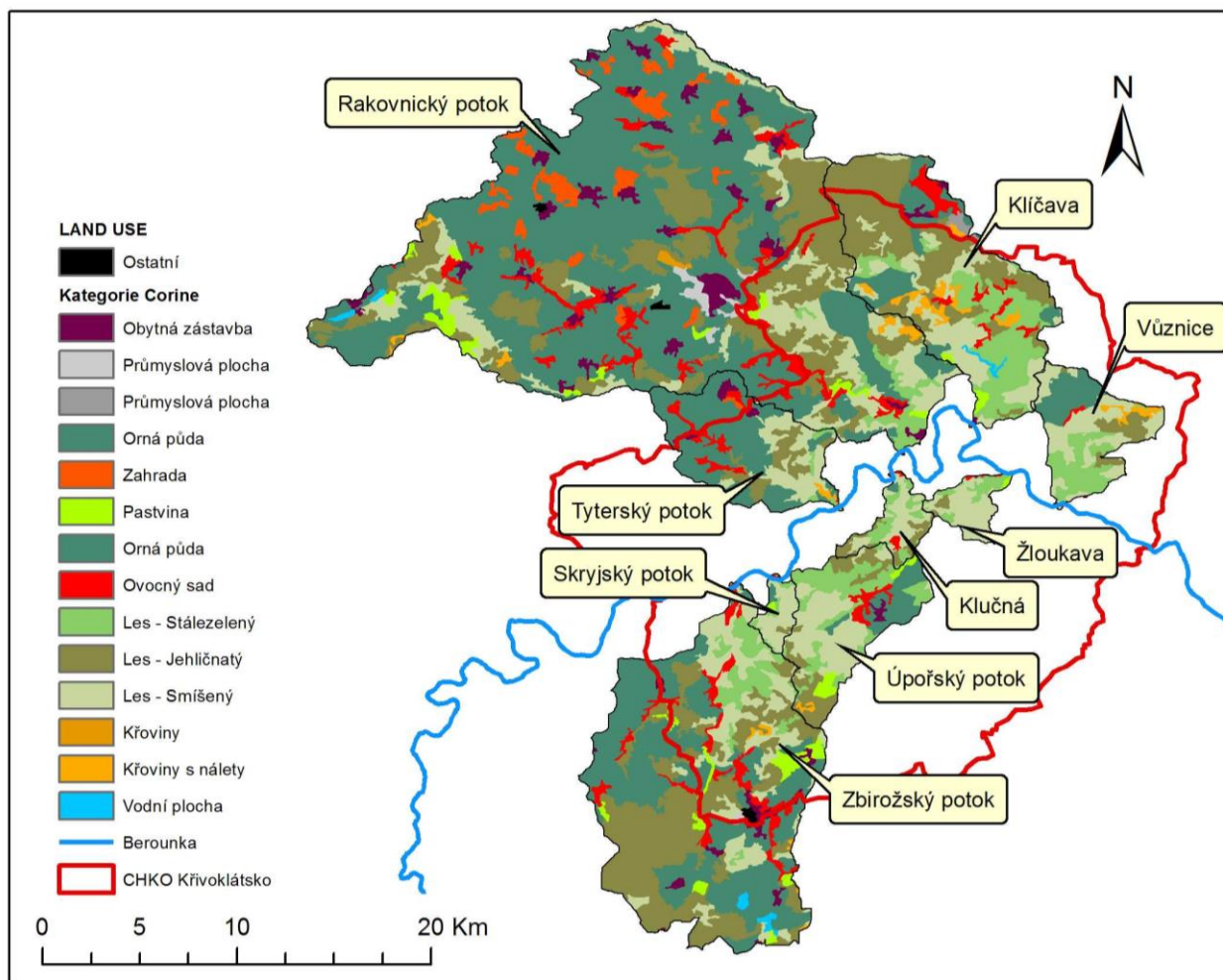
- národů. *Bohemia Centralis* 31, 499-516.
- SUI, D.Z., MAGGIO R.C. (1999): Integrating GIS with hydrological modelling: practices, problems, and prospects. *Computers, Environment and Urban Systems* 23 (1), 33-51.
- SUTTON, M.A., HOWARD, C.M., ERISMAN, J.W., BILLEN, G., BLEEKER, A., GRENNFELT, P., VAN GRINSVEN, H., GRIZZETTI, B.: The European Nitrogen Assessment. Cambridge University Press, Cambridge, 2013, 664 s.
- SWEENEY, M.W. (1999): Geographic Information Systems. *Water Environment Research* 7 (5), 551-556.
- ŠIMEK, M. (2008): Skleníkové plyny v půdě. *Vesmír* 87, 758-761.
- ŠVÁTORA, M., VLACH, P., PIVNIČKA, K., DUŠEK, J., DANĚK, T., MORAVEC, P. (2011): Ichtyofauna CHKO Křivoklátsko v letech 1993–2008. *Bohemia Centralis* 31, 349–366.
- TONG, S., NARAMNGAM, S. (2007): Modeling the impacts of farming practices on water quality in the Little Miami river basin. *Environmental Management* 39, 853-866.
- TUPPAD, P., DOUGLAS-MANKIN, K.R., LEE, T., SRINIVASAN, R., ARNOLD, J.G. (2011): Soil and Water Assessment Tool (SWAT) hydrologic/water quality model: Extended capability and wider adoption. *Transactions of the Asabe* 54, 1677-1684.
- UDATNÝ, M.: Sledování kvality toků v povodí CHKO Křivoklátsko. Diplomová práce, Univerzita Karlova, Praha, 2009, 74 s.
- ULLRICH, A., VOLK, M. (2010): Influence of different nitrate-N monitoring strategies on load estimation as a base for model calibration and evaluation. *Environmental Monitoring and Assessment* 171, 513-527.
- VAGSTAD, N., FRENCH, H.K., ANDERSEN, H.E., BEHRENDT, H., GRIZZETTI, B., GROENENDIJK, P., LO PORTO, A., REISSER, H., SIDERIUS, C., STROMQUIST, J., HEJZLAR, J., DEELSTRA, J. (2009): Comparative study of model prediction of diffuse nutrient losses in response to changes in agricultural practices. *Journal of environmental monitoring* 11 (3), 594-601.
- VAN LIEW, M.W., VEITH, T.L., BOSCH, D.D., ARNOLD, J.G.: Suitability of SWAT for the Conservation Effects Assessment Project: Comparison on USDA Agricultural Research Service Watersheds. USDA Agricultural research service, Lincoln, 2007 18 s.
- VLČEK, V. (eds.): Zeměpisný lexikon ČSR – Vodní toky a nádrže. Academia, Praha, (1984), 315 s.
- WHITE, K.L., CHAUBEY, I. (2005): Sensitivity analysis, calibration, and validations for a multisite and multivariable SWAT model. *Journal of the American Water Resources Association* 41, 1077-1089.
- WINCHELL, M.R., SRINIVASAN, R., DI LUIZO, M., ARNOLD, J.G.: ArcSWAT Interface for SWAT2012: User's guide. Blackland research and extension center, Texas, 2013, 464 s.
- WU, Y., CHEN, J. (2013): Investigating the effects of point source and nonpoint source pollution on the water quality of the East River (Dongjiang) in south China. *Ecological indicators* 32, 294-304.

- YOUNG, R. A.: AGNPS, Agricultural Non-Point-Source Pollution Model: A watershed analysis tool. Conservation research report no. 35. USDA, Washington, D.C., 1987, 80 s.
- ZAVADIL, V. (2011): Obojživelníci a plazi Křivoklátska. *Bohemia Centralis* 31, 395-412.
- ZHANG, P., LIU, Y., PAN, Y., YU, Z. (2013): Land use pattern optimization based on CLUE-S and SWAT models for agricultural non-point source pollution. *Mathematical and Computer Modelling* 58, 588-595.
- ZHU, Z., BROERSMA, K., MAZUMDER, A. (2012): Impact of land use, fertilizer and manure application on the stream nutrient loadings in the Salmon river watershed, south-central British Columbia, Canada. *Journal of Environmental Protection* 3, 809-822.
- ŽIGOVÁ, A. (2011): Půdní poměry vybraných lokalit CHKO Křivoklátsko. *Bohemia Centralis* 31, 95-104.

### DALŠÍ ZDROJE:

- BOHÁČ J. (2003): Biodiverzita a udržitelný rozvoj Křivoklátska [online]. [cit. 2014-01-22]. Dostupné online: <[www.infodatasys.cz](http://www.infodatasys.cz)>.
- Český hydrometeorologický ústav: Atmosférická depozice na území České republiky v roce 2010 [online]. ČHMÚ, 2010a, [cit. 2014-03-09]. Dostupné online: <<http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/groc/gr10cz/kap3.html>>
- Český hydrometeorologický ústav: Území srážek v roce 2010 [online]. ČHMÚ, 2010b, [cit. 2014-02-15]. Dostupné online: <[http://portal.chmi.cz/portal/dt?action=content&provider=JSPTabContainer&menu=JSPTabContainer/P4\\_Historicka\\_data/P4\\_1\\_Pocasi/P4\\_1\\_5\\_Uzemni\\_srazky&nc=1&portal\\_lang=c#PP\\_Uzemni\\_srazky](http://portal.chmi.cz/portal/dt?action=content&provider=JSPTabContainer&menu=JSPTabContainer/P4_Historicka_data/P4_1_Pocasi/P4_1_5_Uzemni_srazky&nc=1&portal_lang=c#PP_Uzemni_srazky)>
- Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/EC pro vodní politiku [online]. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, [cit. 2014-02-15]. Dostupné online: <<http://heis.vuv.cz/data/spusteni/projekty/ramcovasmernice/dokumenty/wfd.htm>>.
- Směrnice Rady 91/676/EHS o ochraně vod před znečištěním způsobeném dusičnany ze zemědělských zdrojů [online]. Ministerstvo zemědělství ČR, [cit. 2014-02-15]. Dostupné online: <[http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/predpisy-es-eu/Legislativa-EU\\_x1991-2000\\_smernice-1991-676-nitratova.html](http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/predpisy-es-eu/Legislativa-EU_x1991-2000_smernice-1991-676-nitratova.html)>.
- Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon). In: Sbíрка zákonů. č. 98/2001. [cit. 2014-02-16]. Dostupné online: <[www.mvcr.cz/soubor/sbirka-zakonu-dokumenty-sb101-10-pdf.aspx](http://www.mvcr.cz/soubor/sbirka-zakonu-dokumenty-sb101-10-pdf.aspx)>.

## 8. PŘÍLOHY



Obr. 19. Land use dle databáze CORINE-2000.

# SEZNAM PŘÍLOH

## OBRÁZKY

- Obr. 1.** Schéma vývoje modelu SWAT dle Gassman et al. (2007) *str. 19*
- Obr. 2.** Mapa zájmového území a jednotlivých povodí. *str. 30*
- Obr. 3.** Zájmová povodí a kontrolní profily. *str. 33*
- Obr. 4.** Mapa půdního krytu. *str. 38*
- Obr. 5.** Mapa rozložení skupin svažitosti. *str. 38*
- Obr. 6.** Bodové zdroje znečištění dle kategorií. *str. 44*
- Obr. 7.** Ukázka výsledků citlivostní analýzy programu SWAT-CUP. *str. 47*
- Obr. 8.** Klíčava – Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vyplaveného NO<sub>3</sub> na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010. *str. 55*
- Obr. 9.** Klučná – Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vyplaveného NO<sub>3</sub> na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010. *str. 58*
- Obr. 10.** Rakovnický p. - Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vyplaveného NO<sub>3</sub> na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010. *str. 61*
- Obr. 11.** Skryjský p. – Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vyplaveného NO<sub>3</sub> na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010. *str. 64*
- Obr. 12.** Tyterský p. – Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vyplaveného NO<sub>3</sub> na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010. *str. 67*
- Obr. 13.** Úpořský p. – Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vyplaveného NO<sub>3</sub> na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010. *str. 70*
- Obr. 14.** Vůznice – Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vyplaveného NO<sub>3</sub> na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010. *str. 73*
- Obr. 15.** Zbirožský p. – Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vyplaveného NO<sub>3</sub> na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010. *str. 76*
- Obr. 16.** Žloutkava – Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí (A) a průměrné množství vyplaveného NO<sub>3</sub> na ha za rok (B) v průběhu simulované periody 2003 – 2010. *str. 79*
- Obr. 17.** Celé území – Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub> ve vodních tocích uvnitř dílčích povodí v průběhu simulované periody 2003 – 2010. *str. 80*
- Obr. 18.** Celé území – Průměrné množství vyplaveného NO<sub>3</sub> na ha za rok v průběhu simulované periody 2003 – 2010. *str. 81*
- Obr. 19.** Land use dle databáze CORINE-2000. *str. 94*

## TABULKY

- Tab. 1.** Výhody a nevýhody modelu SWAT. *str. 23*
- Tab. 2.** Přehled vstupních dat. *str. 34*

<b>Tab. 3.</b> Základní parametry povodí.	<i>str. 35</i>
<b>Tab. 4.</b> Přehled typů land.	<i>str. 36</i>
<b>Tab. 5.</b> Přehled půdních jednotek a jejich charakteristik.	<i>str. 37</i>
<b>Tab. 6.</b> Plány hospodaření a rotace plodin.	<i>str. 41</i>
<b>Tab. 7.</b> Produkce N člověkem a hospodářskými zvířaty.	<i>str. 43</i>
<b>Tab. 8.</b> Ukazatele znečištění z bodových zdrojů.	<i>str. 43</i>
<b>Tab. 9.</b> Přehled důležitých parametrů	<i>str. 45</i>
<b>Tab. 10.</b> Shrnutí publikovaných hodnot koeficientů.	<i>str. 50</i>
<b>Tab. 11.</b> Doporučené hodnocení koeficientů pro měsíční krok.	<i>str. 50</i>
<b>Tab. 12.</b> Klíčava – Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.	<i>str. 51</i>
<b>Tab. 13.</b> Klíčava – Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.	<i>str. 53</i>
<b>Tab. 14.</b> Klučná – Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.	<i>str. 55</i>
<b>Tab. 15.</b> Klučná – Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.	<i>str. 56</i>
<b>Tab. 16.</b> Rakovnický p. – Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.	<i>str. 58</i>
<b>Tab. 17.</b> Rakovnický p. – Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.	<i>str. 60</i>
<b>Tab. 18.</b> Skryjský p. – Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.	<i>str. 61</i>
<b>Tab. 19.</b> Skryjský p. – Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.	<i>str. 62</i>
<b>Tab. 20.</b> Tyterský p. – Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.	<i>str. 64</i>
<b>Tab. 21.</b> Tyterský p. – Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.	<i>str. 66</i>
<b>Tab. 22.</b> Úpořský p. – Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.	<i>str. 67</i>
<b>Tab. 23.</b> Úpořský p. – Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.	<i>str. 69</i>
<b>Tab. 24.</b> Vůznice – Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.	<i>str. 70</i>
<b>Tab. 25.</b> Vůznice – Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.	<i>str. 71</i>
<b>Tab. 26.</b> Zbirožský p. – Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.	<i>str. 73</i>
<b>Tab. 27.</b> Zbirožský p. – Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.	<i>str. 74</i>
<b>Tab. 28.</b> Žloupava – Hodnoty parametrů modelu upravených kalibrací.	<i>str. 76</i>
<b>Tab. 29.</b> Žloupava – Statistické vyhodnocení přesnosti modelu.	<i>str. 77</i>

## GRAFY

<b>Graf 1.</b> Meteorologická data v letech 2000 – 2010.	<i>str. 40</i>
<b>Graf 2.</b> Klíčava – Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.	<i>str. 52</i>
<b>Graf 3.</b> Simulované průtoky a denní úhrn srážek v profilu Lány – Městečko.	<i>str. 52</i>
<b>Graf 4.</b> Klíčava – Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací NO <sub>3</sub> .	<i>str. 53</i>
<b>Graf 5.</b> Klučná – Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.	<i>str. 55</i>
<b>Graf 6.</b> Klučná – Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací NO <sub>3</sub> .	<i>str. 56</i>



<b>Graf 7.</b> Rakovnický p. – Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.	<i>str. 58</i>
<b>Graf 8.</b> Rakovnický p. – Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací NO <sub>3</sub> .	<i>str. 59</i>
<b>Graf 9.</b> Skryjský p. – Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.	<i>str. 61</i>
<b>Graf 10.</b> Skryjský p. – Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací NO <sub>3</sub> .	<i>str. 62</i>
<b>Graf 11.</b> Tyterský p. – Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.	<i>str. 64</i>
<b>Graf 12.</b> Tyterský p. – Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací NO <sub>3</sub> .	<i>str. 65</i>
<b>Graf 13.</b> Úpořský p. – Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.	<i>str. 67</i>
<b>Graf 14.</b> Úpořský p. – Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací NO <sub>3</sub> .	<i>str. 68</i>
<b>Graf 15.</b> Vůznice – Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.	<i>str. 70</i>
<b>Graf 16.</b> Vůznice – Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací NO <sub>3</sub> .	<i>str. 71</i>
<b>Graf 17.</b> Zbizožský p. – Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.	<i>str. 73</i>
<b>Graf 18.</b> Zbizožský p. – Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací NO <sub>3</sub> .	<i>str. 74</i>
<b>Graf 19.</b> Žloupava - Srovnání modelovaných a měřených hodnot průtoků v denním (A) a měsíčním (B) kroku.	<i>str. 76</i>
<b>Graf 20.</b> Žloupava - Srovnání simulovaných a měřených hodnot koncentrací NO <sub>3</sub> .	<i>str. 77</i>