



# **ŘÍZENÍ KVALITY VODY V NÁDRŽÍCH REŽIMEM VYPOUŠTĚNÍ, ZKRATOVÁNÍM PŘÍTOKU A SELEKTIVNÍM ODTOKEM Z RŮZNÝCH HLOUBEK**

**Josef Hejzlar**

**Petr Porcal**

**Jiří Jarošík**

**Cristina Ma. Paule Mercado**

**Ralf David Voght**

**Ståle Haaland**

Biologické centrum AV ČR, v.v.i.,  
Hydrobiologický ústav

České Budějovice, 2024



Metodika vznikla v projektu „Pitná voda – připravenost na budoucnost“, reg. č. TO01000202, financovaného TAČR v programu KAPPA s podporou Norských fondů.

**Obrázek na titulní straně:**

Letecký pohled na hrázovou část nádrže Římov, říjen 2021 (foto: Petr Znachor)

**Externí odborní oponenti:**

Doc. Dr. Ing. Pavel Fošumpaur, České vysoké učení technické v Praze,  
Fakulta stavební, Thákurova 7, 166 29 Praha 6

Doc. RNDr. Martin Rulík, Ph.D., Univerzita Palackého v Olomouci,  
Přírodovědecká fakulta, Šlechtitelů 27 A, 779 00 Olomouc

**Oponent za státní správu:**

Ing. Martin Pták, Ministerstvo životního prostředí ČR, Vršovická 1442/65, 100 10 Praha 10

Metodiku schválilo pro využití v praxi Ministerstvo zemědělství České republiky,  
Odbor vodohospodářské politiky, Těšnov 17, 117 05 Praha 1, osvědčení č. 01/2024 ze dne 25. 4. 2024.

**Doporučená citace**

Hejzlar, Josef, Petr Porcal, Jiří Jarošík, Cristina Ma Paule Mercado, Ralph David Voght  
a Ståle Haaland. Řízení kvality vody v nádržích režimem vypouštění, zkratováním přítoku  
a selektivním odtokem z různých hloubek. Schválená metodika. Biologické centrum  
AV ČR, v. v. i., Hydrobiologický ústav, České Budějovice 2024, 50 str., ISBN 978-80-86668-25-3

V roce 2024 vydalo Biologické centrum AV ČR, v. v. i., Hydrobiologický ústav, České Budějovice  
Grafická úprava a tisk: Tiskárna Protisk České Budějovice

Náklad: 100 ks

Počet stran: 55

Vydání: první

Fotografie na obálce a na titulní straně © Petr Znachor

© Biologické centrum AV ČR, v. v. i., Hydrobiologický ústav, České Budějovice, 2024

ISBN 978-80-86668-25-3

## OBSAH

1. Úvod	9
2. Cíl metodiky	12
3. Popis metodiky	13
3.1. Charakteristika hodnocené nádrže a jejího povodí	13
3.2. Výběr a sestavení modelového systému „povodí-nádrž“	21
3.3. Scénáře, jejich vyhodnocení a doporučení zásad řízení nádrže	32
4. Srovnání novosti postupů	35
5. Popis uplatnění schválené metodiky	36
6. Ekonomické aspekty	37
7. Seznam použité související literatury	38
8. Seznam publikací, které předcházely metodice	42
PŘÍLOHA	43

## ABSTRAKT

Metodika se zabývá stanovením pravidel řízení nádrží s vodárenským využitím tak, aby se ve vodárenském odběru udržovala co nejlepší kvalita vody, tj. především aby byly co nejnižší koncentrace rozpuštěné organické hmoty, a popřípadě také dalšího znečištění tvořícího se v nádrži při růstu vodních organismů a za anoxických podmínek. Dalším cílem metodiky je analýza faktorů ovlivňujících ekologický potenciál nádrže, na jejímž základě lze optimalizovat řízení nádrže a kvalitu vody přitékající z povodí také z tohoto hlediska. Optimální množství vody vypouštěné z různých vrstev vodního sloupce se stanovuje pomocí scénářových analýz s kalibrovaným simulačním modelem hydrodynamiky a kvality vody v nádrži. Postupy umožňují objektivně posuzovat dopady různých způsobů řízení nádrže na kvalitu vodárenského odběru a na fyzikálně-chemické a některé biologické ukazatele podstatné pro ekologický potenciál nádrží a také předpovědět jejich účinnost v podmínkách budoucího vývoje klimatu.

*Klíčová slova:* údolní nádrž, řízení jakosti vody, selektivní vypouštění, modelový systém povodí-nádrž, změna klimatu

## ABSTRACT

The methodology deals with determining the rules for the management of reservoirs with water supply use in such a way that the best possible quality of water is maintained in the withdrawal, i.e. above all the concentration of dissolved organic matter is as low as possible, and possibly also other pollution formed in the reservoir during the growth of aquatic organisms and under anoxic conditions. Another goal of the methodology is the analysis of factors affecting the ecological potential of the reservoir, based on of which the management of the reservoir and the quality of water flowing from the basin can be optimized from this point of view as well. The optimal amount of water released from different layers of the water column is determined using scenario analyses with a calibrated simulation model of hydrodynamics and water quality in the reservoir. The procedures make it possible to objectively assess the impact of different reservoir management methods on the quality of water supply and on physico-chemical and some biological indicators essential for the ecological potential of reservoirs, as well as to predict their effectiveness in the conditions of future climate development.

*Key words:* water reservoir, water quality management, selective discharge, catchment-reservoir model system, climate change

## PODĚKOVÁNÍ

Rádi bychom poděkovali Technologické agentuře České republiky za finanční podporu, která umožnila vznik této metodiky, konkrétně výzkumnému projektu „Pitná voda – připravenost na budoucnost“, reg. č. TO01000202, v programu TO – Program na podporu aplikovaného výzkumu, experimentálního vývoje a inovací KAPPA s podporou Norských fondů.

Děkujeme pracovníkům Ministerstva zemědělství České republiky za pomoc při administraci předkládané schválené metodiky a celého projektu.

Velký dík patří rovněž pracovníkům Povodí Vltavy, státní podnik, za poskytnutá provozní data z nádrží a spolupráci při monitoringu.

Děkujeme též kolegům, se kterými jsme konzultovali jednotlivé problémy přípravy a zpracování dat, včetně zahraničních kolegů z organizace GLEON, zejména za data z projektu ISIMIP.



# 1 ÚVOD

Vypouštění vody z různých vrstev vodního sloupce je jednou z možností, jak řídit teplotu a kvalitu vody v nádrži, jejím odtoku či odběru. Bylo použito např. k nastavení teploty odtoku (Gao a kol. 2014, Huang a Chen 2024), zabránění akumulace solnosti v nádrži (Imberger a Patterson 1981, Hocking a Patterson 1994), zlepšení kyslíkových podmínek v hypolimniu, snížení koncentrací manganu a fosforu (Anderson a kol. 2014, Carr a kol. 2020) či ke zkratování přítoku zatíženého plaveninami, chemikáliemi nebo huminovými látkami do odtoku pouze částí nádržového objemu (Wang a kol. 2013, Hejzlar a kol. 1996). U nádrže Římov v jižních Čechách se ukázalo, že po vypuštění většího objemu vody spodními výpustěmi v období letní stratifikace se může velmi zhoršit kvalita vodárenského odběru (Hejzlar a kol. 1996). Proto zde byl způsob vypouštění upraven tak, aby se během letní stratifikace vypouštělo pouze výpustěmi z hloubky 3–6 m (tzn. z vrstvy metalimnia). Příklad z povodí, který u této nádrže bývá v teplé části roku za zvýšených průtoků značně znečištěn huminovými látkami, se tím zkratuje horními vrstvami nádrže do odtoku, a nezneškodňuje vodu v hypolimniu využívaném pro vodárenský odběr (Rohlík a kol. 2000).

Optimalizovat kvalitu vody pomocí řízeného vypouštění je možné obecně tehdy, když se v nádrži v místě výpustí či odběrů na hloubkovém profilu vytvoří rozdíly v kvalitě vody. Ty vznikají zejména v teplém období roku při stratifikaci, kdy je vertikální promíchávání ve vodním sloupci omezené. K typickým běžně se vyskytujícím situacím patří například: (i) zvyšování koncentrace biomasy fytoplanktonu v epilimniu, tj. denně promíchávané svrchní vrstvě vody, ze které sedimentuje narostlá biomasa řas a sinic do hlubších vrstev (Kopáček a kol. 2020); (ii) pokles koncentrace rozpuštěného kyslíku v metalimniu, tj. v oblasti strmého poklesu teploty vody pod epilimniem, kde se může hromadit bioseston i abioseston a kde někdy dochází také k nárůstu koncentrace redukovaných kovů (rozpuštěný Mn, Fe) (Nienhuser a Braches 1998); (iii) špatná kvalita vody vrstev nade dnem po vyčerpání kyslíku, do kterých se ze sedimentu uvolňují redukované kovy, organické látky, popřípadě také sulfan, merkaptany či jiné zapáchající produkty fermentačních pochodů v sedimentu při neúplné oxidaci biomasy v anoxických podmínkách; (iv) nárůst koncentrace znečištění různého typu v metalimniu nebo i v jiných vrstvách po událostech stratifikovaného, neboli zkratového proudění přítoku v omezených vrstvách nádrže, obvykle vznikajícího za zvýšených průtoků (Thornton a kol. 1990). Stratifikované proudění přítoku vzniká hlavně v nádržích, které jsou korytovité, s úzkou vtokovou částí, a mají krátkou až střední teoretickou dobu zdržení vody (od dvou měsíců až do cca 0,5 roku). Za určitých průtokových podmínek může zkratový proud přítoku proniknout k hrázi velmi rychle, během několika dnů, popř. i v hodinách, v různých hloubkách ode dna až po hladinu, i když v letním období, kdy je ve středoevropském klimatu pravděpodobnost zvýšených

a povodňových odtoků z povodí největší, se především jedná o proudění metalimniem (Hejzlar 1989). Letní přívalové přítoky přitom bývají zatíženy širokou škálou znečištění, od nerozpuštěných látek, patogenů z odpadních vod, přes organické polutanty a toxické látky, až po přirozené znečištění huminovými látkami vyplavovanými z vrchních, organických vrstev půdy. Právě huminové látky jsou kvůli malé biologické rozložitelnosti, potenciální tvorbě halogenovaných organických sloučenin v procesu úpravy pitné vody (Hejzlar a kol. 1995), a současnému nárůstu ve vodních zdrojích v mnohých částech světa (Monteith a kol. 2007, Oulehle a Hruška 2009) výraznou hrozbou.

Nárůst koncentrace huminových látek a hnědého zbarvení vody v tocích, jezerech a nádržích probíhá v posledních desetiletích v mnoha mírných, boreálních a subarktických oblastech po celé zeměkouli, např. v Kanadě, ve Velké Británii, Skandinávii (Evans et al. 2005, Monteith a kol. 2007, Köhler a kol. 2009) i ve střední Evropě (Hejzlar a kol. 1996, Rohlík a kol. 2000, Oulehle a Hruška 2009, Beneš 2012, Zhan a kol. 2021). Hnědnutí vod bude pravděpodobně pokračovat i v budoucnosti, i když v některých geografických oblastech se na některých lokalitách rostoucí trendy zpomalují či dokonce obrací (Worrall a kol. 2018). Růst koncentrace organických látek, často vyjadřovaných jako koncentrace rozpuštěného organického uhlíku (DOC), souvisí zejména (a) s poklesem kyselosti a iontové síly atmosférické depozice, k němuž došlo ve výše uvedených lokalitách v 80. a 90. letech 20. století, a postupnou obnovou okyselením narušeného chemismu půd v povodí těchto vod (Monteith a kol. 2007, Hruška a kol. 2009), (b) se změnami teplotního, vlhkostního a odtokového režimu půdy v souvislosti s globální změnou klimatu (Clark a kol. 2010, IPCC 2018), anebo také (c) s narušením lesních porostů v povodí (Kopáček a kol. 2018).

Analýzu dopadů způsobu řízení nádrže na kvalitu nádržové vody by bylo možné založit na pozorováních, jak se kvalita vody mění při různých manipulacích, ale jen výjimečně nebo spíše nikdy nejsou taková data dostupná v celé potřebné škále možností vypouštění, protože se nádrže řídí podle závazného manipulačního řádu, který předepisuje jeden určitý způsob manipulací. Naštěstí existují matematické modely, které jsou schopny realisticky popisovat vodní ekosystém a kvalitu vody v závislosti na nádržové hydrodynamice, složení přítoku a klimatických datech. Pomocí takových modelů lze pak nasimulovat nejrůznější scénářové varianty, např. pro všechny technicky uskutečnitelné hloubky výpustí a odběru, pro různé intenzity využití zásobního prostoru, nebo s pozměněným množstvím látkového zatížení nádrže přítoky, jako výsledek opatření v povodí, či s klimatickými daty odpovídajícími historickému nebo předpovídanému budoucímu klimatu.

Modelování sezónních změn stratifikace kvality vody v nádrži vyžaduje použití nejméně jednorozměrného modelu simulujícího teplotně-hustotní proměnné a kvalitu vody ve vertikále složené z horizontálně průměrovaných vrstev celé nádrže, jako jsou např. DYRESM-CAE-DYM (Hamilton a Schladow 1997) a MyLake (Saloranta a Andersen 2007), nicméně pro vodní tělesa, kde je významné stratifikované proudění, nebo ve kterých jsou velké prostorové rozdíly v kvalitě vody, např. u korytovitých nádrží nebo nádrží s velkou plochou a současně členitou morfologií, je nutné použít dvoj- nebo i trojrozměrné modely, např. CE-QUAL-W2 (Wells 2019), DELFT-3D (Harelzak a kol. 2014, Wade a kol. 2022) či EFDC (Sun a kol. 2024). Když chceme testovat scénáře simulující další vlivy, např. pozměněné velikosti přítoku či odtoků,

jiné přítokové zatížení anebo dopady změny klimatu, je třeba přidat k nádržovému modelu další pomocné modelové nástroje a sestavit modelový systém. Pro testování změn hydrologie nádrže lze použít jednoduchý tabulkový bilanční model řízení odtoku a objemu nádrže. Model povodí pak simuluje srážko-odtokový vztah, průtok, teplotu přítokové vody, a koncentrace látek v přítoku v závislosti na průtoku a sezónnosti. Existuje řada možností modelů povodí, buď komplexních pro hydrologii i kvalitu vodu, např. SWAT (Arnold a kol. 2012) nebo pouze pro hydrologii, jako je IHACRES (Croke a kol. 2004, Trambadia a kol 2015), a pro dílčí veličiny v odtoku jako je např. INCA-N (Wade a kol. 2002) a INCA-P (Jackson-Blake a kol. 2016), anebo se používají různé empirické modely a statistické metody (Kotamaki a kol. 2015).

## 2 CÍL METODIKY

Cílem metodiky je podrobně popsat postup, pomocí kterého by bylo možné objektivně posuzovat vhodnost či výhodnost různých možných způsobů řízení nádrže, aby se v nádrži udržovala co nejlepší kvalita vody pro odběry vody, zejména vodárenské, a také aby řízení nádrže podporovalo ekosystémové ukazatele pro co nejlepší ekologický potenciál nádrže podle Rámcové vodní směrnice EU (RVS 2000). Metodika je založena na modelové analýze víceletých datových řad ukazatelů kvality nádržové vody a ukazatelů složení přítoků pomocí matematického modelování nádržové hydrodynamiky, kvality vody a vodního ekosystému. Nejlepší způsob řízení nádrže se určuje na základě predikovaných scénářů vývoje kvality vody pro různé kombinace možností, z kterých hloubek vypouštět a odebírat vodu z nádrže a jak řídit využití zásobního prostoru nádrže, respektive kolísání hladiny během roku.

## 3 POPIS METODIKY

### Kroky metodického postupu zahrnují:

- i. Technický a limnologický popis nádrže, možnosti jejího řízení, rozbor hlavní faktorů ovlivňujících sezónní a dlouhodobé změny kvality vody v nádrži i v jejím přítoku, charakterizace stavu ekologického potenciálu nádrže a určení klíčových ukazatelů, podle kterých se bude řízení nádrže optimalizovat.
- ii. Výběr matematického nádržového modelu, který bude co nejefektivněji popisovat klíčové charakteristiky nádrže potřebné pro simulace modelových scénářů vývoje kvality vody, a definování scénářů potřebných pro rozhodování o optimálním způsobu řízení nádrže.
- iii. Sestavení modelového systému, umožňujícího predikovat požadované scénáře a jeho kalibrace a popř. validace s naměřenými reálnými daty.
- iv. Simulace scénářů a jejich vyhodnocení vedoucí k doporučení o zásadách řízení nádrže.

Metodický postup je rozpracován a uveden podrobně na příkladu pro vodárenskou nádrž Římov v jižních Čechách.

### 3.1 CHARAKTERISTIKA HODNOCENÉ NÁDRŽE A JEJÍHO POVODÍ

#### VODNÍ DÍLO

Nádrž Římov na Malši je korytovitého tvaru, o délce 13 km a maximální šířce asi 0,7 km. Leží v zaříznutém údolí, jež ji částečně chrání před promícháváním větrem. Nádrž vznikla přehrazením údolí Malše na ř. km 21,9. Hráz vodního díla (VD) byla dokončena a napouštění nádrže bylo zahájeno v r. 1978. Hlavní vodohospodářské charakteristiky nádrže jsou uvedeny v tab. 1, hydrologické poměry jsou v tab. 2. Nádrž zabezpečuje tři hlavní účely: (i) vodárenský odběr v průměrném návrhovém množství  $1,48 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , (ii) minimální průtok pod hrází ( $0,65 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) a (iii) minimální průtok pod soutokem Malše se Stropnicí v profilu Roudné (intervenční nalepšení na  $1,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), a dva vedlejší účely: (i) částečné zachycení menších povodní (do velikosti povodní s cca 2letým opakováním) a snížení povodňových průtoků v Malši pod vodním dílem na úroveň neškodného průtoku (tj.  $40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) a (ii) výrobu elektrické energie v malé vodní elektrárně (MVE; MŘ VD Římov, 2004).

Hráz je vybavena řadou výpustních zařízení. Vodárenský odběr vody lze provádět pěti odběrovými okny v rozmezí hloubek 7 až 32 m při hladině na maximální kótě zásobního prostoru. Pro vypouštění do řeky je možné použít (i) tři segmenty hrazeného přelivu přes korunu

přelivu v hloubce 4,55 m pod maximální kótou zásobního prostoru, (ii) dvě základové výpus-  
ti ~3 m nade dnem a (iii) šachtovou výpusť (tzv. malou výpusť) s nastavitelnou hloubkou od-  
toku v rozmezí od 0 do 31 m, kterou voda teče přes turbíny malé vodní elektrárny.

Nádrž pracuje v jednoletém cyklu. S vodou v zásobním prostoru nádrže se během roku hospodaří  
v závislosti na naplnění nádrže podle dispečerských grafů, které zásobní prostor rozdělují na pro-  
stor řízené manipulace a prostor volné manipulace. Je-li hladina v daném období pod kótou pře-  
depsanou dispečerským grafem, tedy v prostoru řízené manipulace, zajišťuje se jen odběr pro vo-  
dárnu a minimální průtok pod nádrží. V prostoru volné manipulace je možné odběr a vypouštění  
zvyšovat. Za povodňových průtoků (nad  $40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) lze vodu z nádrže vypouštět přelivy i spodními  
výpusťmi. Průměrné roční hodnoty skutečného vodárenského odběru se do roku 2013 pohybo-  
valy v rozmezí 0,9 až  $1,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  a od roku 2014 se snížily do rozmezí 0,5 až  $0,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

### Tabulka 1

Hlavní charakteristiky nádrže Římov  
(MŘ VD Římov, 2004; data Povodí Vltavy, státní podnik (PVL))<sup>†</sup>

Poloha hráze	21,85 km Malše
Délka vzdutí koryta Malše	12,95 km
<b>Rozdělení prostoru nádrže:</b>	
kóta dna nádrže	427,50 m n. m.
kóta hladiny stálého nadržení	442,50 m n. m.
kóta hladiny zásobního prostoru	470,65 m n. m.
kóta hladiny ovladatelného ochranného prostoru	471,40 m n. m.
maximální hladina pro $Q_{100letý}$	471,48 m n. m.
objem stálého nadržení	$2,1 \times 10^6 \text{ m}^3$
objem zásobního prostoru	$30,0 \times 10^6 \text{ m}^3$
celkový ovladatelný objem	$33,6 \times 10^6 \text{ m}^3$
celkový objem	$33,8 \times 10^6 \text{ m}^3$
Plocha hladiny*	$2,03 \times 10^6 \text{ m}^2$
Maximální hloubka / průměrná hloubka*	43,9 m / 15,8 m
Průměrný průtok (1979–2023)	$4,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$
Průměrná teoretická doba zdržení vody v nádrži (1979–2023)	73 d
<b>Možnosti odtoku a vodárenského odběru:</b>	

1. Dvě základové výpusťi  $\varnothing 2,46 \text{ m}$  s osou na kótě 430,50 m n. m.; kapacita  $2 \times 41,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  při hladině 471,4 m n. m.
2. Malá výpusť s vtokem uzavřeným hradidlovými tabulemi  $2 \times 1 \text{ m}$  v rozmezí kót 440,5–473,4 m n. m.; kapacita  $4,0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (omezena malou vodní elektrárnou na  $3,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) při hladině 471,4 m n. m.
3. Hrazený korunový přeliv se třemi segmenty  $6,9 \times 5,4 \text{ m}$  s prahem na kótě 466,1 m n. m.; kapacita  $3 \times 135 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  při hladině na kótě 471,4 m n. m. nebo  $3 \times 105 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  při hladině 470,65 m n. m.
4. Vodárenský odběr s otvory  $1,3 \times 1,3 \text{ m}$  s etážemi na kótách: I – 463,5 m n. m.; II – 457,0 m n. m.; III – 450,5 m n. m.; IV – 444,5 m n. m.; V – 438,8 m n. m.

<sup>†</sup> Všechny kóty jsou ve výškovém systému Balt po vyrovnání (B. p. v.).

\* Platí při kótě hladiny zásobního prostoru.

## Tabulka 2.

### Hydrologické poměry v přehradním profilu VD Římov (MŘ VD Římov, 2004)

Plocha povodí		488,5 km <sup>2</sup>											
Průměrné srážky do povodí (1979–2023)		752 mm rok <sup>-1</sup>											
Průměrný průtok (1979–2023)		4,31 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>											
Průtoky a objemy povodňových vln (bez objemu neškodného průtoku 40 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ) překročené průměrně jednou za:													
1	2	5	10	20	50	100 roků							
40	65	112	156	209	292	368 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>							
1	2	3,5	9	19	32	49 × 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>							
Průtoky překročené průměrně v roce po*:													
30	60	90	120	150	180	210	240	270	300	330	355	364 dní	
9,84	6,85	5,33	4,34	3,62	3,4	2,57	2,16	1,79	1,43	1,07	0,68	0,38 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>	

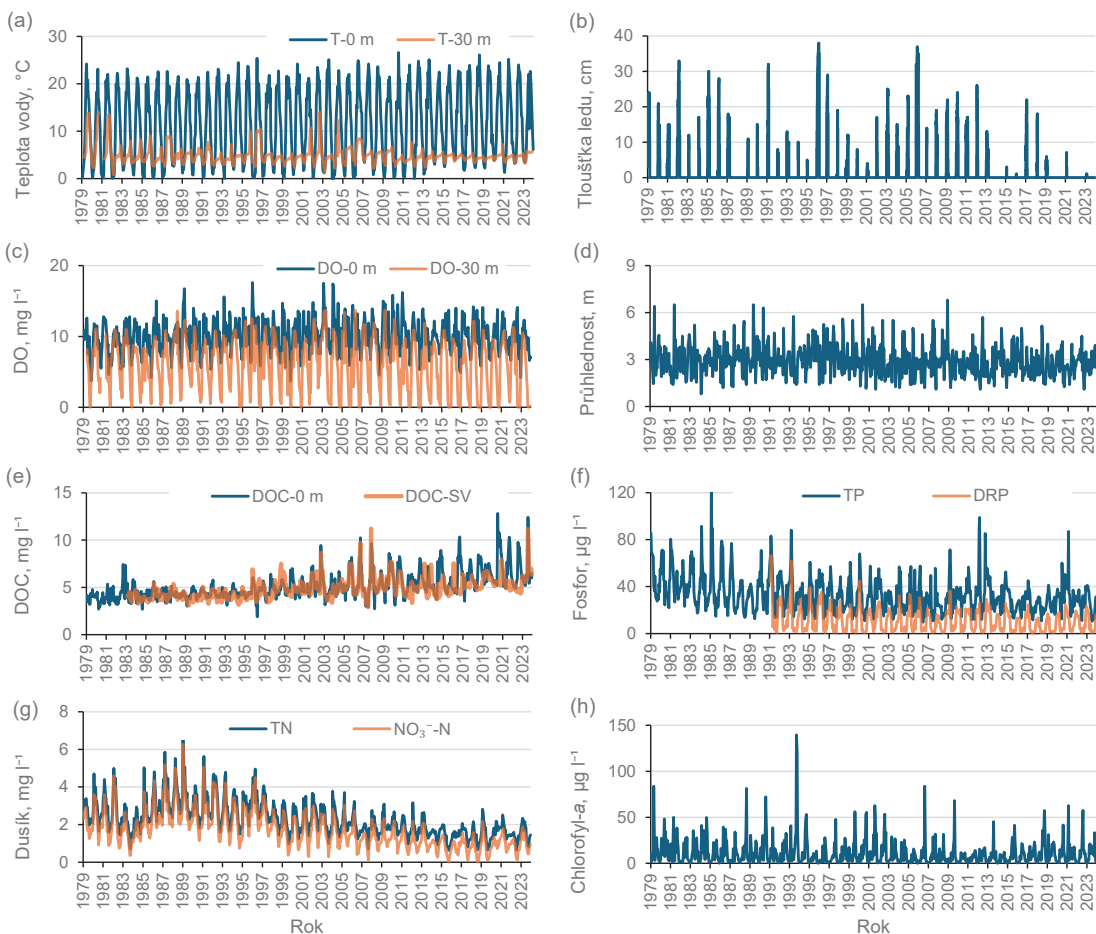
\* Údaje jsou l. třídy odvozené podle vyhodnocených pozorování vodočtu v Římově (pozoruje od roku 1944) hydrologickou analogií a vztahují se k hydrologickému období 1931–1980.

## LIMNOLOGIE NÁDRŽE, KVALITA VODY A VODNÍ EKOSYSTÉM

Nádrž je dimiktická, mezotrofní až eutrofní, s teplotně-hustotním zvrstvením (tj. stratifikovaná) v teplém období roku (duben až říjen) a v zimě (leden až březen). K promíchání celého vodního sloupce dochází na jaře (březen až duben) a v pozdním podzimu (listopad až prosinec) (Hejzlar 1989). Nádrž každoročně zamrzá nejdříve v přítokových částech (listopadu až prosinec) a ledový pokryv se rozšiřuje až k hrázi obvykle v lednu až únoru. V posledním desetiletí výskyt ledu ubýval a v letech 2014, 2020 a 2022 nádrž u hráze nezamrzla vůbec (obr. 1a,b). Průměrná teplota vody u hráze při hladině vzrostla za dobu existence nádrže přibližně o 2 °C, tj. z hodnoty 9,9 °C v roce 1979 na 12,0 °C v roce 2022 (Znachor a kol. 2020, Hejzlar a kol. 2022).

Přísun živin z povodí společně s hydrologickými a klimatickými faktory umožňuje rozvoj oživení horních vrstev nádrže fytoplanktonem, zooplanktonem a dalšími typy planktonních organismů zhruba od dubna do konce podzimu. Vývoj koncentrací chlorofylu-*a* (Chla), celkového fosforu (TP), rozpuštěného reaktivního fosforu (DRP), celkového dusíku (TN), dusičnanového dusíku (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) a průhlednosti vody ukazuje na počátku existence nádrže eutrofii, která se od 90. let 20. století mírně snižovala; v posledních dvou desetiletích se úživnost nádrže pohybovala na hranici eutrofie a mezotrofie (obr. 1). Změny trofie se projeví také ve skladbě fytoplanktonního uskupení, kterému do roku 1989 dominovaly skrytěnky (*Cryptomonas* ssp.), zelené řasy, sinice *Nostocales* (*Aphanizomenon* ssp., *Dolichospermum* ssp.) a penátní rozsivky (*Fragilaria crotonensis*), v období 1990–1999 krásivky (*Staurastrum planktonicum*) a v menším zastoupení skrytěnky a sinice *Nostocales*, a od roku 2000 penátní rozsivky, krásivky a skrytěnky (Znachor a kol. 2020). Růst fytoplanktonu je ve vegetačním období určován hlavně dostupností fosforu jako nejdůležitější limitující živiny, což je zřejmé z průběhu koncentrací TP a DRP na obr. 1f. DRP je na jaře, krátce po ustavení stratifikace fytoplanktonem, vyčerpán na koncentrace pod 5 μg l<sup>-1</sup>, což indikuje, že fytoplankton je fosforem limitován (Nedoma a kol. 1993).

Koncentrace  $\text{NO}_3^-$ -N mohou být dalším limitujícím faktorem pro fytoplankton, ale to v římovské nádrži zatím nehraje větší roli. Pod kritickou koncentrací  $\text{NO}_3^-$ -N  $50 \mu\text{g l}^{-1}$ , jež indikuje dusíkovou limitaci (Mills a kol. 2018), dusičnanový dusík začal někdy klesat na velmi krátká období během vrcholného léta v posledních dvaceti letech (např. v letech 2007, 2015, 2018 a 2019; obr. 1g), kdy ale byly současně koncentrace DRP velmi nízké (obr. 1f), takže se nejvýše mohlo jednat o souběžnou limitaci jak fosforem, tak dusíkem.



**Obrázek 1.**

Vývoj fyzikálně-chemických ukazatelů u hráze nádrže Římov:

(a) teplota vody u hladiny a v hloubce 30 m; (b) tloušťka ledu; (c) koncentrace rozpuštěného kyslíku (DO) v hladinové vrstvě (DO–0 m) a v hloubce 30 m (DO–30 m); (d) průhlednost vody; (e) koncentrace rozpuštěného organického uhlíku (DOC) v hladinové (DOC–0 m) vrstvě a ve vodárenském odběru (DOC–SV); (f) koncentrace celkového (TP) a rozpuštěného reaktivního (DRP) fosforu v hladinové vrstvě; (g) koncentrace celkového (TN) a dusičnanového ( $\text{NO}_3^-$ -N) dusíku v hladinové vrstvě; (h) koncentrace chlorofylu-*a*.

Data jsou z 3týdenních odběrů Hydrobiologického ústavu BC AV ČR kromě dat pro tloušťku ledu, která jsou z denních měření v rámci provozního sledování VD Římov PVL.

Koncentrace rozpuštěného kyslíku (DO) v hladinové vrstvě je ovlivňována teplotní závislostí rovnovážné rozpustnosti kyslíku ve vodě, výměnami s atmosférou, fotosyntézou a rozkladnými procesy, zatímco koncentrace DO v hlubokých vrstvách stratifikovaných nádrží jsou především výsledkem intenzity rozkladných procesů organické hmoty, která sedimentuje z produkční vrstvy a spotřebou kyslíku sedimentem na dně (Wetzel 2001). Vývoj koncentrací DO na obr. 1c v římovské nádrži ukazuje sezónnost v hladinové vrstvě i v hypolimniu. Nejvyšší koncentrace DO v hladinové vrstvě byly naměřeny v zamrzlé nádrži pokryté čirým ledem bez sněhové pokrývky, kdy stagnující vodní sloupec a dostatek světla umožnil ve vrstvě vody těsně pod ledem rozvoj fytoplanktonu, přičemž kyslík z fotosyntézy se hromadil až do značného přesycení, protože nemohl unikat do atmosféry kvůli bariéře ledové vrstvy. Naopak sezónně nejnižší koncentrace jsou pravidelně v době prohlubujícího se podzimního míchání, když se do cirkulující horní vrstvy začnou přimíchávat vrstvy s kyslíkovým deficitem nebo úplně bez kyslíku. V hladinové vrstvě koncentrace DO mírně narůstaly v prvních deseti letech po napuštění nádrže, ale přibližně od roku 1990 do současnosti nevykazují statisticky významný trend. Naopak u koncentrací DO v hloubce 30 m, kde obvykle dochází od července až do října či listopadu k poklesu koncentrace na hodnoty odpovídající anoxii ( $<1 \text{ mg l}^{-1}$ ), trend v prvním desetiletí po napuštění nádrže nebyl, ale od roku 1992 do současnosti průměrné roční hodnoty statisticky významně ( $p < 0,01$ ) klesly ze  $7,0 \text{ mg l}^{-1}$  na  $6,1 \text{ mg l}^{-1}$ . Příčin pro vysvětlení tohoto trendu poklesu může být více, ale nejpravděpodobněji pokles souvisí jednak s oteplováním klimatu, kdy se prodlužuje délka období stratifikace bez doplňování kyslíku do hypolimnia nádrže, jednak s pokračujícím hromaděním neúplně rozložené sedimentující organické hmoty vyprodukované fytoplanktonem v sedimentech nádrže (Jane a kol. 2021).

Koncentrace rozpuštěného organického uhlíku (DOC) vykazovaly od napuštění nádrže rostoucí trend, který byl do poloviny 90. let minulého století pomalý, ale pak se začal zrychlovat a v posledních letech jsou sezónní výkyvy v koncentracích DOC v rozsahu  $5\text{--}12 \text{ mg l}^{-1}$ , což je více než dvojnásobek ve srovnání s obdobím po napuštění nádrže. Tento problém nárůstu koncentrace DOC, který je specificky velmi významný pro nádrž Římov, souvisí se stratifikovaným prouděním přítoku vznikajícím v období letní stratifikace vždy, když se přítok zvětší nad asi 2,5násobek průměrné hodnoty, tj.  $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Hejzlar 1989). Za těchto podmínek přítokový proud směřuje do metalimnia a dokáže se dostat k hrází během jednotek dní, navzdory řádově delší teoretické době zdržení vody v nádrži. Pokud by se znečištěný zkratový proud přítoku dostal do odebírané vrstvy, mohlo by to znamenat ohrožení pro vodárenský odběr. Na druhou stranu je zkratové proudění možné nastavením výpustí do povrchové vrstvy výhodně použít pro zrychlené provedení znečištěné přítokové vody nádrží, aniž by kontaminovala hlubší vrstvy nádrže. Z hlediska vodárenského využití nádrže je to důležité a díky vypouštění z hladinové vrstvy je trend nárůstu DOC ve vodárenském odběru mírnější; z hodnot  $3\text{--}5 \text{ mg l}^{-1}$  v 80. letech minulého století se do současnosti DOC zvýšil na  $5\text{--}7 \text{ mg l}^{-1}$ , i když v posledním období nastalo několik událostí, kdy koncentrace DOC ve vodárenském odběru převýšila hodnotu  $10 \text{ mg l}^{-1}$ , jako např. v letech 2006, 2007 a 2023.

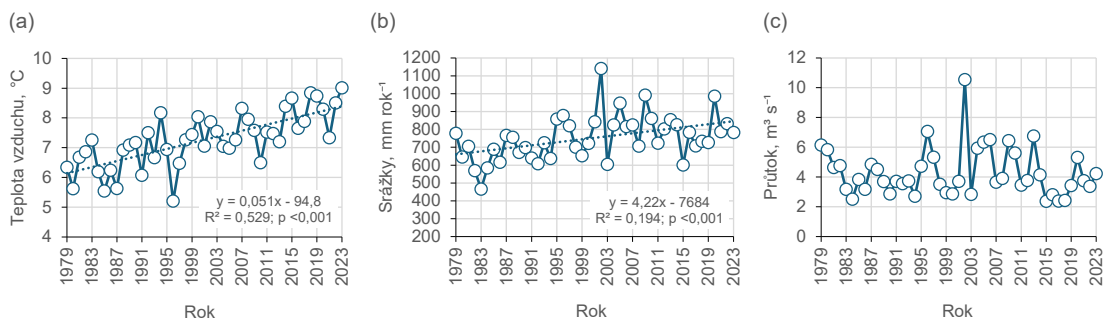
Pro hodnocení ekologického potenciálu RVS spadá nádrž Římov vzhledem ke své geografické poloze a hydromorfologickým charakteristikám do kategorie nádrží ve střední nadmořské výšce, které jsou hluboké, mají střední dobu zdržení a geologii povodí typu krystalinikum (Borovec a kol. 2014). Typově specifické hodnoty ukazatelů kvality vody a kvality vodního ekosystému požadované pro dobrý ekologický potenciál v této kategorii nádrží odpovídají mezotrofním až slabě eutrofním podmínkám, tj. ve vegetačním období duben až říjen by například měly

být: průměrná koncentrace TP  $<30 \mu\text{g l}^{-1}$ , průměrná průhlednost  $>2,5 \text{ m}$ , minimální nasycení vody kyslíkem  $>50 \%$ , průměrná koncentrace chlorofylu-*a*  $<10 \mu\text{g l}^{-1}$  a objemová biomasa fytoplanktonu  $<3 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ , podíl biomasy sinic ve fytoplanktonu  $<10 \%$ , trofický index fytoplanktonu (FTI; Phillips a kol. 2013)  $<0,4$ , druhová početnost vodních makrofyt  $>10$ , pokryvnost makrofyt na osvětlené zóně dna  $>20 \%$ , biomasa ryb stanovená pomocí pelagických a bentických sítí v přítokové a hrázové části nádrže  $<35$  a  $<17 \text{ g m}^{-2}$ , podíly biomas okouna říčního, perlína ostrobřichého, cejna velkého a lososovitých ryb na celkové biomase ryb  $>20 \%$ ,  $>5 \%$ ,  $<5 \%$  a  $>2 \%$  (Borovec a kol. 2014). Hodnocení uvedené ve zprávě Borovce (2013) bylo na základě dat 2009–2012. Biologické indikátory kvality vodního ekosystému používané v hodnocení RVS, tj. fytoplankton, makrofyty a ryby, stejně jako fyzikálně-chemické složky dokládají v nádrži Římov eutrofní podmínky a zhoršený ekologický potenciál. Fytoplankton byl vyhodnocen v kategorii „střední ekologický potenciál“ kvůli vysokým hodnotám koncentrace objemové biomasy (tj.  $3,1 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ ) a podílu sinic (tj.  $15 \%$ ). Makrofyty nebyly do hodnocení zahrnuty jednak kvůli absenci dostatečného množství naměřených dat, ale hlavně kvůli tomu, že stejně by se jejich nízké hodnocení nemělo brát v úvahu, neboť příčinou nepřítomnosti ponořených druhů (a tudíž velmi chudého společenstva makrofyt), je nízká průhlednost vody způsobovaná barvou vody spolu s rozsahem kolísání hladiny, které vyplývá z plnění hlavních účelů nádrže Římov. Rybí obsádka s výrazně nadlimitními hodnotami biomasy v přítokové části nádrže, zastoupením cejna a ježdíka, naopak podlimitním zastoupením perlína a lososovitých ryb byla vyhodnocena v kategorii „poškozený ekologický potenciál“, takže celkové hodnocení nádrže se řídí tímto hodnocením. Sledování fytoplanktonu (Znachor a kol. 2020) a rybího společenstva (Blabolil a kol. 2017, Tesfaye a kol. 2022) v dalších letech po roce 2013 nenaznačují žádné významné změny; a také vývoj fyzikálně-chemických složek (obr. 1) neindikuje, že by trofie nádrže klesala, což je zásadním předpokladem pro zlepšení ekologického potenciálu nádrže.

## POVODÍ A VÝVOJ KVALITY VODY V ODTOKU DO NÁDRŽE

Povodí nádrže Římov zaujímá plochu  $488,5 \text{ km}^2$ , ze které je  $77,5 \%$  v Čechách a  $22,5 \%$  v Rakousku. Severní část povodí leží v pahorkatině Novohradského podhůří, její jižní a jihovýchodní části jsou v Novohradských horách. Nejvyšším bodem povodí je hora Viehberg s nadmořskou výškou  $1112 \text{ m}$ . Průměrná nadmořská výška povodí je  $713 \text{ m n. m.}$  Geologie povodí je tvořena hlubinnými vyvřelinami a metamorfovanými horninami; např. jsou přítomny žuly, ruly, svory a fylity, sporadicky jsou zastoupeny také sedimentární horniny limnického terciéru a kvartéru (Votava, 1984). Půdy vzniklé na tomto geologickém podkladu typologicky patří ke kyselým hnědým půdám v různém stupni hydromorfismu; po zrnitostní stránce je lze klasifikovat jako písčitohlinité až hlinitopísčité. Hloubka půdy se pohybuje nejčastěji v rozmezí  $1,0$ – $1,5 \text{ m}$ . V pramenných oblastech některých přítoků, zejména Pohořského potoka, Tiché, Černé a v údolní nivě horní Malše, jsou plochy s rašelinnými půdami. Z hlediska využití krajiny zaujímají lesy  $50,9 \%$  plochy povodí, zemědělská půda  $46,0 \%$ , sídla  $2,1 \%$  a vodní plochy  $1,0 \%$ . Povodí trvale obývá přibližně  $15$  tisíc obyvatel (tj. hustota  $30$  obyvatel na  $\text{km}^2$ ). Během historie nádrže se plochy jednotlivých typů využití krajiny ani velikost osídlení výrazněji neměnily, pouze v rámci zemědělské půdy se během  $90$ . let minulého století snížil rozsah zornění (z cca  $45 \%$  na  $21 \%$ ) a v české části povodí zůstala orná půda jen v severní, nižší části, kdežto zemědělské plochy ve všech horských polohách v jižní části byly převedeny do kategorie trvalý travní porost. Klimaticky spadá povodí podle dlouhodobého průměru do vlhké chladné oblasti s rozmezím průměrných ročních teplot  $5$ – $9 \text{ }^\circ\text{C}$  a s ročními srážkovými úhrny

600–1100 mm. Klimatické charakteristiky se v posledním půlstoletí měnily. Podle dat Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ) v období 1979–2023 průměrná teplota vzduchu v povodí vzrostla z 6,2 na 8,3 °C (obr. 2a) a průměrný roční srážkový úhrn se zvýšil z 650 na 840 mm (obr. 2b). Naproti tomu průměrný odtok z povodí se za historii existence nádrže Římov nezměnil (obr. 2c), i když se dá v posledních dvou dekádách pozorovat větší rozkolísanost ročních průtoků s nárůstem maximálních i minimálních hodnot. Kromě toho, v posledním 4letém suchém období v letech 2015–2018 byl dosažen nejnižší průměrný průtok od roku 1961, tj.  $2,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . V předchozích třech 4letých suchých obdobích (tj. konkrétně v letech 1961–1964, 1983–1986 a 1998–2001) se tento 4letý průměr průtoků pohyboval od 3,2 do  $3,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

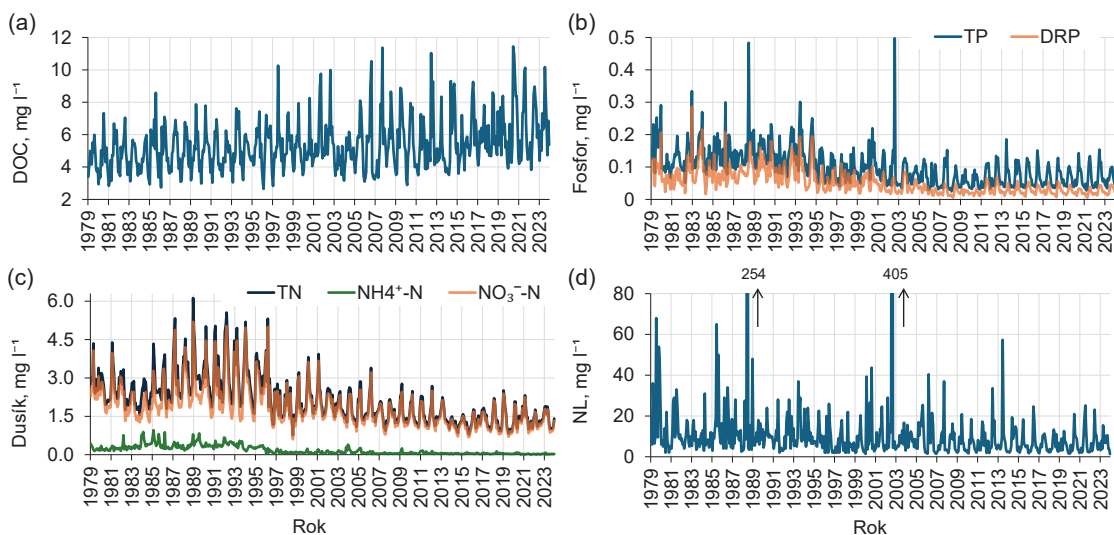


**Obrázek 2**

Průměrné roční hodnoty klimatických a hydrologických veličin v povodí nádrže Římov během existence nádrže 1979–2023: (a) teplota vzduchu; (b) úhrn srážek; (c) přítok z povodí do nádrže. Čárkovaná čára v grafech (a) a (b) představuje statisticky významný trend s uvedenou regresní rovnicí.

Vývoj kvality vody v hlavním přítoku do nádrže, který je dlouhodobě sledován v profilu Malše-Pořešín, je reprezentován koncentracemi DOC, fosforu, dusíku (jeho hlavních složek) a nerozpuštěných látek na obr. 3. Koncentrace DOC v přítoku měly stejný trend nárůstu jako koncentrace DOC v nádrži, jen s větším rozsahem sezónního kolísání. Průměrná přítoková koncentrace DOC za celou dobu sledování ( $5,3 \text{ mg l}^{-1}$ ) byla pouze o 4 % vyšší než koncentrace DOC v nádrži na hladině. Z toho je zřejmé, že DOC se v nádrži chová do značné míry konzervativně a nepodléhá významnějšímu rozkladu. Koncentrace fosforu, dusíku a nerozpuštěných látek vykazovaly naopak nejvyšší hodnoty během prvních 15 let po napuštění nádrže s vrcholem kolem roku 1990 a pak klesaly (obr. 3). U fosforu bylo velmi podstatným zdrojem až do roku 2006 vypouštění komunálních odpadních vod z města Kaplice a dalších obcí v povodí a eroze zemědělské půdy. V dalších letech se účinnost čistíren odpadních vod (zejména ČOV Kaplice) výrazně zlepšila a koncentrace TP i DRP začaly vykazovat výrazný sezónní cyklus s maximem v letním období, na kterém se čistírny odpadních vody podílejí nevýznamně, ale které je spojeno především s odnosem rozpuštěných forem fosforu ze zemědělské půdy, s výplachem polointenzivně (tj. s příkrmováním rostlinnými krmivými a aplikací chlévské mrvy) rybářsky obhospodařovaných hypereutrofních rybníků v povodí a s vyplavováním fosforu ze sedimentů malých toků a z půdních zásob v údolních nivách pod malými sídly, které nemají účinné čištění odpadních vod. Limit pro dobrý ekologický stav podle RVS pro profil Malše-Pořešín je pro TP a DRP (tj.  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) medián naměřených koncentrací  $0,045 \text{ mg l}^{-1}$  pro TP a  $0,03 \text{ mg l}^{-1}$  pro DRP (Rosendorf a kol. 2011). V posledním desetiletí 2014–2023 byly v tomto profilu mediány koncentrací  $0,059 \text{ mg l}^{-1}$  pro TP

a 0,023 mg l<sup>-1</sup> pro DRP, takže dobrý ekologický stav v ukazateli fosfor není v Malši na přítoku do římovské nádrže dosažen. Sezónní průběh koncentrací TN a NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N má na rozdíl od fosforu vrchol v zimním a časně jarním období, což souvisí s hlavním zdrojem dusíku z vyplavování ze zemědělské půdy. Koncentrace nerozpuštěných látek (NL) byly v 80. a 90. letech minulého století znatelně vyšší, než jak je tomu v posledních dvaceti letech, a to především kvůli omezení eroze zatravnění orné půdy během období 1990 až cca 2005. K velkým erozním událostem došlo za přívalových srážek v povodí v letech 1997 a 2002.



**Obrázek 3**

Měsíční průměrné koncentrace ukazatelů kvality vody v hlavním přítoku nádrže Římov, tj. v řece Malši v profilu Pořešín, v období 1979–2023: (a) DOC; (b) celkový (TP) a rozpuštěný reaktivní (DRP) fosfor; (c) celkový (TN), dusičnanový (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) a amoniakální (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) dusík; (d) nerozpuštěné látky sušené při 105 °C (NL). Data z období 1998–2023 jsou z denních odběrů Hydrobiologického ústavu BC AV ČR (HBÚ), data z období 1979–1997 jsou z 3týdenních odběrů HBÚ, měsíčních odběrů PVL a denních (DOC), popřípadě týdenních (DRP, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, NL) odběrů prováděných v úpravně vody Pořešín Jihočeských vodovodů a kanalizací (JIVAK).

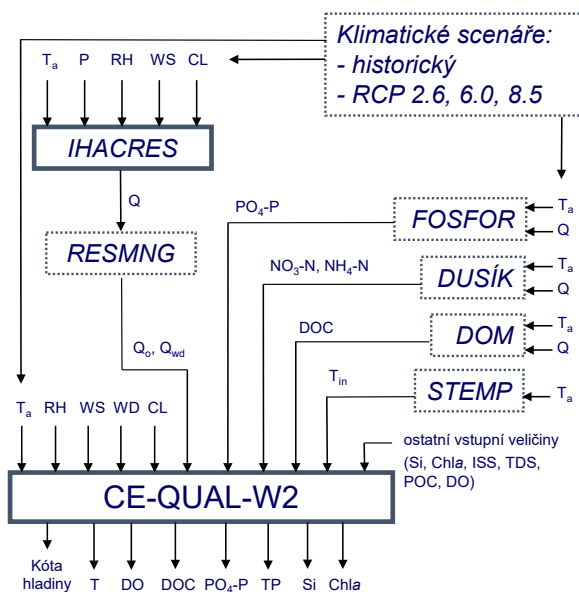
## KLÍČOVÉ UKAZATELE PRO OPTIMALIZACI ŘÍZENÍ NÁDRŽE

Na základě výše uvedených charakteristik nádrže a povodí je zjevné, že model pro scénářovou analýzu řízení nádrže musí být schopen především hodnověrně simulovat ve vertikálním profilu u hráze koncentraci DOC a ukazatele spojené s živinovým režimem, tj. skupiny fytoplanktonu s různým významem při hodnocení ekologického potenciálu EU, živiny, jež fytoplankton využívá pro růst (tj. fosfor, dusík a křemík), a kyslíkový režim, na který jsou navázány potenciální dopady pro kvalitu vody v důsledku uvolňování redukováných kovů (železo, mangan) ze sedimentů a sedimentujícího sestonu v anoxických podmínkách. Toto modelování vyžaduje jako základ přesný matematicko-fyzikální popis hydrologie a hydrodynamiky nádrže a v případě korytovité nádrže Římov také včetně stratifikovaného proudění v podélném

profilu od přítoků k výpustem v hrázi. Aby byl nádržový model schopen správně postihnout realitu sezónních a dlouhodobých změn, musí s podrobností nejméně 1denního časového kroku správně reagovat na vývoj meteorologických a klimatických podmínek. Pro možnost predikce vlivu změny klimatu anebo testování změn zdrojů živin či DOC v povodí je potřeba mít k dispozici srážko-odtokový model pro simulaci přítoku a dílčí modely pro transport a reten- ci ukazatelů kvality vody v říční síti mezi jejich zdroji v povodí a vstupním profilem do nádrže.

## 3.2 VÝBĚR A SESTAVENÍ MODELOVÉHO SYSTÉMU „POVODÍ-NÁDRŽ“

Modelový systém pro simulace řízení nádrže a pro predikci dopadů změny klimatu na kvalitu vody v nádrži Římov byl sestaven ze dvou hlavních modelů, tj. modelu IHACRES (Croke a kol. 2004) pro simulaci srážko-odtokového procesu v povodí a modelu CE-QUAL-W2 (Wells 2019) popisujícího hydrodynamiku a kvalitu vody v nádrži. Systém dále obsahoval další pomocné modely poskytující data o přítokových koncentracích fosforu (FOSFOR), hlavních forem anorganického dusíku (DUSÍK), rozpouštěného organického uhlíku (DOM), teplotě vody v přítoku (STEMP) a řízení nádrže v závislosti na okamžitém naplnění nádrže a velikosti přítoku (RESMNG). Vstupní veličiny určující okrajové podmínky pro chod modelového systému zahrnovaly klimatické a hydrologické veličiny: teplota vzduchu ( $T$ ); srážky ( $P$ ); relativní vlhkost ( $RH$ ); rychlost větru ( $WS$ ); směr větru ( $WD$ ); oblačnost ( $CL$ ); teplota přítokové vody ( $T_{in}$ ); přítok do nádrže ( $Q$ ); odtok do řeky ( $Q_o$ ); vodárenský odběr ( $Q_w$ ); přítokové koncentrace rozpouštěného křemíku ( $DSi$ ),  $Chla$ , minerální části nerozpouštěných látek ( $ISS$ ), rozpouštěných látek ( $TDS$ ), částicového organického uhlíku ( $POC$ ) a rozpouštěného kyslíku ( $DO$ ). Jako výstupní veličiny modelu CE-QUAL-W2 pro hodnocení byly použity: kóta hladiny, resp. objem nádrže, teplota vody, koncentrace celkového fosforu ( $TP$ ), rozpouštěného anorganického fosforu ( $PO_4-P$ ),  $Chla$  a  $DO$  ve vodním sloupci v nádrži u hráze. Klimatické scénáře jsou založeny na výstupech globálních klimatických modelů v lokalitě nádrže pro dvě varianty: historickou a budoucí se třemi reprezentativními směry vývoje koncentrací ( $RCP$ ) skleníkových plynů ve 21. století podle Páté hodnotící zprávy IPCC, tj.  $RCP2,6$ ,  $RCP4,5$  a  $RCP8,5$  (IPCC 2018).



**Obrázek 4.** Schéma modelového systému použitého pro simulace vodního ekosystému a kvality vody v nádrži Římov

## MODEL CE-QUAL-W2

Hydrodynamika a kvalita vody v nádrži byla modelována pomocí dvojrozměrného (horizontálně-vertikálního) modelu CE-QUAL-W2 v. 4.5 (Cole a Wells 2023). Model CE-QUAL-W2 je založen na propracovaném matematickém popisu hydrodynamiky, na němž je vystavěn modulárním způsobem systém koncepčních submodelů pro popis hlavních biochemických a biologických procesů probíhajících ve vodním ekosystému. Vstupní data a okrajové podmínky zahrnují (i) morfologii dna nádrže v podélném profilu, (ii) meteorologická a klimatická data popisující výměnu tepla na hladině jezera a mezi vodním sloupcem a dnem, (iii) hydrologická data o množství a teplotě přítoků, o množství odtékající vody a o horizontech, odkud se odtok uskutečňuje, (iv) hydrochemické a biologické ukazatele složení přítokové vody a (v) stav všech simulovaných veličin (např. stáří vody, teplota vody, fyzikálně-chemické a biologické ukazatele jakosti vody) v nádrži na počátku simulace. Pro nádrž Římov byl model CE-QUAL-W2 sestaven a zkalibrován tak, aby bylo možno jako stavové proměnné simulovat kromě hydrodynamiky všechny hlavní ukazatele kvality vody, tj. DOC, DO, fosfor, dusík, křemík, tři skupiny fytoplanktonu, anorganické suspendované látky (ISS) a rozpuštěné látky (TDS). Jiné složky vodního ekosystému, jako jsou makrofyta, epifyta či zooplankton, nebyly do modelu zahrnuty z důvodu jejich minimální biomasy anebo omezeného významu pro biogeochemické cykly v nádrži Římov. Hlavní parametry modelu jsou v příloze v tabulce P1.

Morfologie nádrže Římov byla v modelu aproximována pevnou mřížkou představující jednoduchý podélný profil bez větvení rozdělený do 45 segmentů o délce 133–393 m a do 44 vrstev o tloušťce 1 m od nejnižší kóty dna 429 m n. m. (viz obrázek P1 v příloze). Topografie terénu dna byla zpracována na základě geodetických plánů údolí Malše zaměřeného včetně hráze těsně před zatopením v měřítku 1:5000 s intervalem vrstevnic 1 m. Délky a šířky vrstev v jednotlivých segmentech jsou uvedeny v příloze v tabulce P2. Rozdíly mezi křivkou objemu vypočtenou z výpočetní mřížky oproti naměřeným datům byly ve všech vrstvách menší než 1 %. V modelu nádrže byly uvažovány 4 přítoky, jež koncepčně odpovídají vzorkovaným přítokům, tj. (i) hlavní přítok do nádrže, Malše v profilu Pořešín asi 6 km nad nádrží (48,7825N, 14,5191E) a tři boční přítoky do vzdutí nádrže, tj. (ii) Velešínský potok, (iii) Zvíkovský potok a (iv) Dlouhý potok, považované za reprezentanty celkového přítoku do vzdutí nádrže.

Okrajové podmínky modelu zahrnují údaje o přítocích (průtok, teplota a kvalita vody), odtoku (vodárenský odběr, vypouštění do řeky), meteorologických podmínkách, průměrné teplotě sedimentů a počátečním stavu v nádrži. Celkový denní přítok do nádrže z bilance odtoku a změny objemu vody v nádrži a hodnoty odtokových a odběrového průtoku včetně specifikace výpustí byly získány od správy nádrže (PVL). Denní hodnoty bilančního přítoku do nádrže byly použity pro období se stabilním nebo jen mírně kolísajícím průtokem, kdežto při změnách průtoku o více než cca  $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  za den byly pro přítok i odtoky použity 1hodinové hodnoty. Přítok do nádrže byl měřen také ČHMÚ na vodoměrné stanici Pořešín (48,78256N, 14,51843E) na Malši asi 6 km nad nádrží. Celkový přítok do nádrže byl rozdělen mezi tento hlavní přítok (tj. profil Malše-Pořešín) a 3 boční přítoky v poměru 91 %, 3 %, 3 % a 3 %; přičemž 91 % odpovídá poměru dlouhodobě měřených průtoků v profilech Malše-Pořešín a hráz VD Římov.

Teplota vody v přítocích byla měřena registračními teploměry TBI32–20+50 (Onset Computers, USA; přesnost  $\pm 0,4 \text{ }^\circ\text{C}$ ) v 1h intervalech a pro okrajové podmínky modelu z nich byly vypočteny denní průměry. Kvalita přítokové vody byla založena na vzorcích vody odebraných

denně na hlavním přítoku v profilu čerpací stanice úpravy vody Pořešín (48,7825N, 14,5191E) do 31. 7. 2005 a od 1. 8. 2005 v profilu U Plachů (48,7885N, 14,5167E) a v 3týdenních až 1měsíčních intervalech na bočních přítocích nádrže (místa jsou uvedena v příloze na obr. P1). Tyto vzorky byly analyzovány podle metod popsanych v APHA (2009) a Znachor a kol. (2018) pro ukazatele: elektrická vodivost ( $EC_{25}$ ),  $DSi$ ,  $NH_4^- - N$ ,  $NO_3^- - N$ , TN, DRP (nebo  $PO_4^{3-} - P$ ), TP, DOC, POC, celkové nerozpuštěné látky (TSS) a jejich ztráta žíháním (LOI), Chla a celkové rozpuštěné látky (TDS). Frakce anorganické a organické hmoty použité v modelu CE-QUAL-W2 byly vypočteny následovně: labilní rozpuštěná organická hmota (LDOM) a refraktorní rozpuštěná organická hmota (RDOM) byly 3 % a 97 % DOC děleno 0,45 (tj. průměrnou relativní hmotností koncentrace uhlíku ve vodní organické hmotě). ISS byla vypočtena ze zbytku po žíhání TSS připočtením 12 % LOI, což odpovídá typickému 12% podílu organické hmoty v plaveninách s převážně minerálními částicemi v Malši při povodních s velkou plošnou a břehovou erozí. Biomasa fytoplanktonu (ALG) byla vypočtena z koncentrace Chla za předpokladu průměrného podílu Chla v biomase řas 1 % (Reynolds 2006); následně byla vypočítána organická hmota částic (POM) jako 88 % LOI mínus ALG, a labilní organická hmota částic (LPOM) a refraktorní organická hmota částic (RPOM) byly 70 % a 30 % POM. TDS ( $mg\ l^{-1}$ ) byly stanoveny gravimetricky nebo vypočteny z  $EC_{25}$  (v jednotkách  $\mu S\ cm^{-1}$ ) pomocí regresní závislosti z měření TDS v profilu Malše-U Plachů z let 2004–2007:  $TDS = 0,69 \times EC_{25}$  ( $N = 206$ ,  $R^2 = 0,88$ ,  $p < 0,001$ ). Koncentrace DO v přítocích byla vypočtena jako hodnota 95% nasycení při dané teplotě, tj. průměr bodových měření v profilu Malše-Pořešín v letech 2007 až 2016 ( $N = 115$ ; relativní směrodatná odchylka (RSD) = 4 %).

Meteorologická data potřebná pro chod modelu CE-QUAL-W2 zahrnují teplotu vzduchu, rosný bod, oblačnost, rychlost větru, směr větru a srážky. Uvedené meteorologické údaje jsou navzájem provázané (zejména teplota vzduchu, rosný bod, oblačnost a rychlost větru), proto je pro modelování nutné používat datové řady, kde jsou měřeny všechny tyto ukazatele. Většina vstupních meteorologických dat (včetně teploty vzduchu ve výšce 2 m, relativní vlhkosti, rychlosti a směru větru, oblačnosti a krátkovlnného záření) byla měřena na plovoucí klimatické stanici (výrobce Fiedler AMS, České Budějovice, Česká republika) v hrázové části nádrže (48,8488N, 14,4867E) v 10minutových intervalech a v modelu byly použity 1hodinové průměry. Teplota rosného bodu byla vypočtena z naměřené teploty vzduchu a relativní vlhkosti podle Lawrence (2005). Pro teplotu sedimentu byla použita průměrná teplota 9,2 °C naměřená na hrázi nádrže Římov v období použitém pro kalibraci modelu, tj. 2000–2020. Výchozí podmínky zahrnovaly vertikální profily teploty vody a DO a jednu univerzální koncentraci všech ostatních modelovaných veličin, naměřenou v nádrži 5. ledna 2000 na konci podzemního míchání s teplotou vody ve vodním sloupci 2,5 až 3,4 °C a koncentrací DO 7,5 až 9,1  $mg\ l^{-1}$ .

Model byl kalibrován manuálně (tj. metodou pokus a omyl) pro období 2000–2020, které zahrnovalo jak roky s nízkými, tak roky s vysokými srážkami a průtoky, i výskyt extrémních povodňových průtoků (např. v srpnu 2002 s  $Q_{500let}$  (Brázdil a kol. 2005) a v dubnu 2006 s  $Q_{25let}$ ). Terénní data použitá pro kalibraci byla měřena v nejhlubším místě nádrže (viz obr. P1 v příloze) v pravidelných 3týdenních intervalech s výjimkou přelomu roku, kdy byl interval 4 nebo 5 týdnů. Kalibrační data zahrnovala: (i) vertikální profily teploty vody a koncentrace DO v 1m intervalech měřené sondou YSI ProOdo (Xylem), (ii) profily koncentrací živin a dalších modelovaných veličin stanovených ve vzorcích z hloubek 0, 3, 5, 10, 15, 20, 30 m a přibližně 1 m nad dnem pro pH,  $EC_{25}$ ,  $DSi$ ,  $NH_4^- - N$ ,  $NO_3^- - N$ , DRP, TP, DOC a POC (které byly převedeny

na DOM a POM za předpokladu 45% obsahu C), TSS a LOI; (iii) profily skupin fytoplanktonu pomocí vícekanálové fluorescenční sondy (FluoroProbe, bbe Moldaenke GmbH, Kiel, Německo) v intervalech 0,2 m až do hloubky 20 m, která byla schopna rozlišit Chla na zelené řasy, rozsivky (včetně dalších chromofytů, jako jsou krásivky a obrněnky), skrytěnky a sinice. Pro kalibraci byly použity průměrné hodnoty celkové Chla z hloubek 0–4 m a hodnoty Chla zjištěné v integrovaných vzorcích 0–4 m odebraných planktonní trubici.

K vyhodnocení kalibrace se používaly statistické veličiny popisující shodu dat, jako je Pearsonův korelační koeficient ( $R$ ), koeficient determinace ( $R^2$ ), střední chyba (ME), odmocněná střední kvadratická chyba (RMSE), účinnost modelu podle Nash-Sutcliffe (NSE) a index shody ( $d$ ). Tyto analýzy se běžně používají k hodnocení výkonnosti modelu (Nash a Sutcliffe 1970, Moriasi a kol. 2007, Knoben a kol. 2019). Do analýzy byla zahrnuta také účinnost modelu Kling-Gupta (KGE), která umožňuje vyhodnotit korelaci, variabilitu a střední chybu modelové simulace (Knoben et al., 2019). Shodu modelovaných výsledků s realitou lze charakterizovat jako dobrou, když hodnoty  $R$ ,  $R^2$ , NSE, KGE a  $d$  jsou vyšší než 0,5 (Moriasi a kol. 2007, Carraro a kol. 2012) a ME a RMSE se blíží 0 (Ritter a Muñoz-Carpena 2013). Statistické analýzy byly provedeny v R 4.3.1 (R Core Team 2021), s hladinou významnosti nastavenou na  $p < 0,05$ .

Shoda modelu CE-QUAL-W2 po kalibraci s naměřenými hodnotami v hladinové vrstvě v nádrži Římov u hráze byla vysoká pro kótu hladiny a teplotu vody (koeficient determinace  $R^2 > 0,98$  a koeficient účinnosti modelu NSE  $> 0,96$ ) a dobrá či alespoň přijatelná pro ostatní veličiny (viz tabulka 3 a obr. P2 v příloze).

### Tabulka 3

Shoda naměřených a simulovaných dat po kalibraci modelu CE-QUAL-W2

Veličiny	R	$R^2$	ME	RMSE	NSE	KGE	$d$
Chla	0,489	0,239	0,754	26,7	0,215	0,361	0,609
DRP	0,747	0,558	-2,78	7,01	0,334	0,612	0,831
TP	0,644	0,416	-0,362	10,3	0,361	0,624	0,781
$\text{NO}_3^-$ -N	0,888	0,789	0,036	0,293	0,780	0,880	0,940
DSi	0,651	0,423	0,380	1,56	0,322	0,628	0,775
DO	0,664	0,441	0,083	1,79	0,435	0,573	0,776
DOM	0,801	0,642	0,225	2,31	0,609	0,799	0,888

## MODEL IHACRES

Model srážko-odtokového procesu z povodí IHACRES v. 2.1 (Croke a kol. 2005) je koncepční, procesně úsporný model složený z nelineárního modulu ztrát vody výparem a lineárního modulu jednotkového odtokového hydrogramu, a se 6 kalibrovatelnými parametry. Vstupní data zahrnují pozorované srážky, teplotu (nebo evapotranspiraci) a pozorovaný odtok. Časový krok modelu je volitelný v minutách, hodinách nebo dnech. V rámci nelineárního modulu ztrát vody, který počítá efektivní srážku, lze v modelu volit mezi 5 možnostmi uspořádání

zásobníků vody v povodí: (i) s jedním exponenciálním zásobníkem, (ii) se dvěma exponenciálními zásobníky v sérii, (iii) se dvěma exponenciálními zásobníky a jedním okamžitým zásobníkem paralelně, (iv) s jedním exponenciálním a jedním okamžitým zásobníkem paralelně a (v) se dvěma exponenciálními zásobníky paralelně. Pro různá povodí jsou vhodné jiné možnosti uspořádání zásobníků, např. v závislosti na poměru velikostí základního, podpovrchového a rychlého povrchového odtoku. Ke kalibraci srážko-odtokového modelu IHACRES pro povodí nádrže Římov byla použita následující data z období 2000–2021: (i) průměrné denní srážky vypočtené z dat 10 srážkoměrných stanic ČHMÚ (tj. Římov, Netřebice, Besednice, Soběnov, Kaplice, Benešov nad Černou, Malonty, Pohorská Ves, Staré Hutě a Dolní Dvořiště) s vážením ploch metodou Thiessenových polygonů, (ii) průměrná denní teplota vzduchu v povodí, jež byla odvozena z datové řady průměrných denních teplot vzduchu ve stanici ČHMÚ České Budějovice odečtem hodnoty 1,9 °C, což odpovídá průměrnému poklesu teploty na výškovém teplotním gradientu mezi nadmořskou výškou stanice ČHMÚ České Budějovice (394 m n. m.) a průměrnou nadmořskou výškou povodí (713 m n. m.), a (iii) celkový denní přítok do nádrže Římov. Model byl zkalibrován pro povodí římovské nádrže v nelineárním modulu s jedním exponenciálním a jedním okamžitým zásobníkem paralelně a s následujícími hodnotami kalibračních parametrů: rychlost sušení při referenční teplotě ( $t_w$ ) – 19 mm d<sup>-1</sup>; teplotní závislost rychlosti sušení ( $f$ ) – 2,5 mm °C<sup>-1</sup>; referenční teplota ( $t_{ref}$ ) – 11 °C; práh vlhkosti půdy pro vyvolání odtoku ( $l$ ) – 2,5 mm; exponent vlhkosti půdy ( $p$ ) – 1,0. Kalibrovaný model dokázal měřená data přítoku do nádrže reprodukovat s dobrou přesností a následujícími hodnotami statistických kritérií: střední chyba ME = -0,31 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, relativní chyba RE = 5,9 %, R<sup>2</sup> = 0,78 a účinnost modelu NSE 0,95.

## MODEL RESMNG

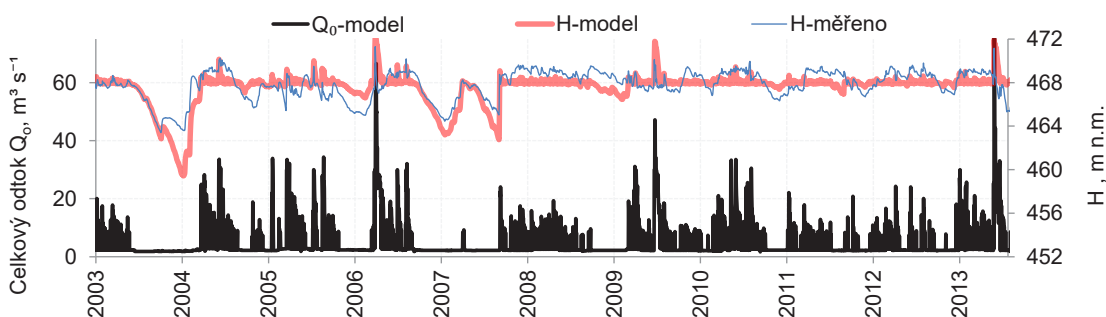
Model RESMNG je jednoduchý výpočet pro simulaci řízení nádrže v závislosti na okamžitém stavu jejího naplnění a velikosti přítoku, ve kterém se nastavuje velikost odtoku při různých stavech naplnění nádrže podle pravidel daných následujícím rozhodovacím schématem:

$$\begin{aligned}
 & \mathbf{V}_{(t)} < V_s : & \mathbf{Q}_{o(t+1)} &= 0 \\
 & V_s \leq \mathbf{V}_{(t)} < (V_{z(max)} + V_s) : & \mathbf{Q}_{o(t+1)} &= O_z \quad (= Q_{o-min} + Q_{w(t)} + O_{z-var}) \\
 & (V_{z(max)} + V_s) < \mathbf{V}_{(t)} < V_{max} : & \begin{cases} Q_{i(t)} < Q_{o-neskodny} : & \mathbf{Q}_{o(t+1)} = Q_{i(t)} + Q_o' \\ Q_{i(t)} \geq Q_{o-neskodny} : & \mathbf{Q}_{o(t+1)} = Q_{o-neskodny} \end{cases} \\
 & \mathbf{V}_{(t)} \geq V_{max} : & \mathbf{Q}_{o(t+1)} &= Q_{i(t)} + Q_o'
 \end{aligned}$$

kde:  $V_{(t)}$  – objem nádrže v čase ( $t$ );  $V_s$  – stálý objem nádrže;  $Q_{o(t+1)}$  – celkový odtok (včetně odběrů) z nádrže v čase ( $t+1$ );  $V_{z(max)} + V_s$  – součet maximálního zásobního objemu nádrže, který by používán v hodnoceném období, a stálého objemu nádrže;  $O_z$  – celkový zabezpečovaný odtok a odběr z nádrže (tj. součet všech zabezpečovaných odtoků a odběrů; může být uspořádán různým způsobem);  $Q_{o-min}$  – minimální odtok z nádrže;  $Q_{w(t)}$  – vodárenský odběr v čase ( $t$ );  $O_{z-var}$  –

jiné zabezpečované odběry či odtoky z nádrže (např. odběr MVE);  $Q_{i(t)}$  – přítok do nádrže v čase ( $t$ );  $Q_{o\text{-neškodný}}$  – neškodný průtok na odtoku z nádrže do řeky;  $V_{max}$  – maximální (celkový) objem nádrže;  $Q_o'$  – modelový příspěvek k odtoku za účelem snižování hladiny v případě, že je objem nádrže v zóně retenčního prostoru nebo přetéká (je potřeba kvůli stabilitě výpočtu).

Na uvedený rozhodovací algoritmus je navázán hydrologický bilanční model nádrže, který v denním kroku počítá objem nádrže a kótu hladiny (pomocí regresních rovnic pro křivku objemu v závislosti na kóte hladiny). Kalibrace modelu se provádí nastavením nádržových parametrů  $O_z$  a  $V_{z(max)} + V_s$  metodou minimalizace čtverců odchylek mezi hodnotami pozorovaného a modelovaného objemu nádrže v dané časové řadě, v Excelu například pomocí funkce Řešitel. Příklad kalibrace pro nádrž Římov v období 2003–2013 s optimalizovanými hodnotami  $O_z = 2,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  a  $V_{z(max)} + V_s = 27,0 \text{ mil. m}^3$  (což představuje dlouhodobě 83% naplnění zásobního prostoru nádrže Římov definovaného manipulačním řádem (MŘ VD Římov 2004)), je na obr. 5.



**Obrázek 5**

Příklad výsledků modelu RESMNG simulujícího řízení nádrže Římov v období 2003–2013

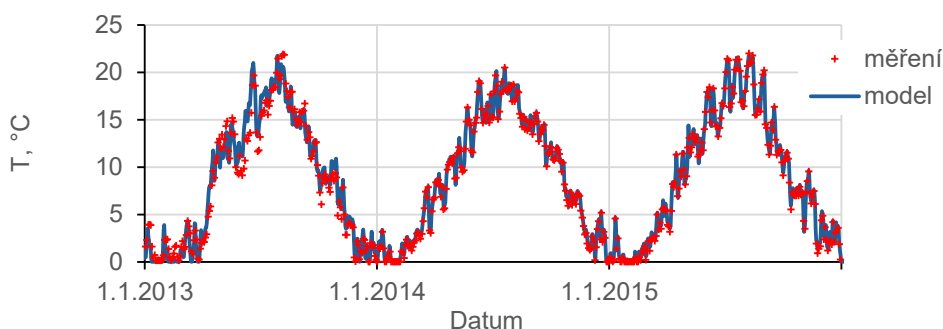
## MODEL STEM

Model STEM je empirický regresní model teploty vody v tocích, který používá jako řídicí proměnnou teplotu vzduchu ( $T_a$ ) superponovanou na periodickou funkci charakterizující sezónnost. Lze jej popsat rovnicí:

$$T_{(t)} = \begin{cases} T_{(t)} > 0: a + b \cdot \cos(\text{radians}((JD + c) \cdot 360/365,25)) + d \cdot (T_{a(t)}/2 + T_{a(t-1)}/2) \\ T_{(t)} \leq 0: 0 \end{cases}$$

kde:  $T_{(t)}$  – počítaná teplota vody v toku v den  $t$ ;  $a, b, c, d$  – kalibrační parametry;  $JD$  – Juliánský den (tj. pořadové číslo dne v roce se začátkem 1. ledna v 0:00 hod. s hodnotou 0);  $T_{a(t)}$  – průměrná teplota vzduchu v místě měření teploty vody v toku v den  $t$ ;  $T_{a(t-1)}$  – průměrná teplota vzduchu v místě měření teploty vody v toku v předcházejícím dnu  $t-1$ . Kalibrace modelu se provádí nastavením parametrů  $a$  až  $d$  metodou minimalizace čtverců odchylek mezi hodnotami pozorované a modelované časové řady průměrných denních teplot vody, v Excelu například pomocí funkce Řešitel. Na obr. 6 je jako příklad zobrazena shoda měření s modelem v profilu Malše-Pořešín, pro který byly kalibrací řady 2001–2020 získány následující hodnoty parametrů:  $a = 4,11$ ;  $b = -4,295$ ;  $c = -19,21$ ;  $d = 0,503$ ;  $T_a$  – teplota vzduchu v profilu Malše-Pořešín odvozená

z teploty vzduchu ve stanici ČHMÚ České Budějovice odečtem hodnoty 0,6 °C, což odpovídá průměrnému poklesu teploty na výškovém teplotním gradientu mezi nadmořskou výškou stanice ČHMÚ České Budějovice (394 m n. m.) a nadmořskou výškou profilu Malše-Pořešín (497 m n. m.). Nakalibrovaný model dokázal teplotu vody v období 2001–2020 reprodukovat s následujícími hodnotami statistických kritérií: střední chyba ME = 0 °C, průměrná absolutní chyba AME = 0,91 °C, odmocněná střední kvadratická chyba RMSE = 1,22 °C, vysvětlená variabilita  $R^2 = 0,97$  a účinnost modelu NSE = 0,97. Podobná přesnost modelu existovala i pro ostatní kalibrované profily přítoků do nádrže.



**Obrázek 6**

Příklad výsledků modelu STEMP v porovnání s naměřenými průměrnými denními teplotami vody v profilu Malše-Pořešín v období 2013–2015

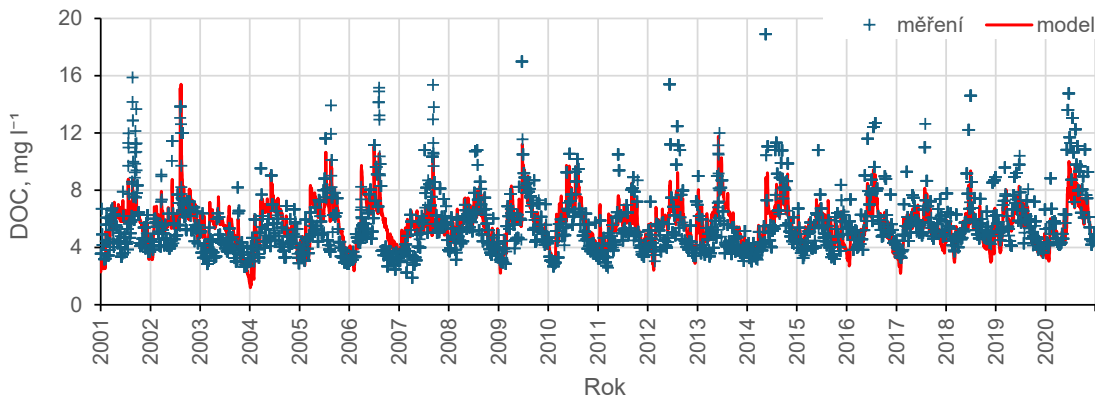
## MODEL DOM

Problematiku modelování DOM v přítocích nádrže Římov podrobně popisuje práce Hejzlar a kol. 2022. Pro účely této metodiky byl použit zjednodušený model, který je založen na vztahu koncentrace DOM se sezónním cyklem teploty a na její kladné závislosti na průtoku, která souvisí s vyplavováním rozpuštěné organické hmoty z horních vrstev půdy po intenzivních srážkách hlavně spojených s podpovrchovým odtokem vody:

$$DOC = DOC_0 + a \cdot T_{soil(t)} + b \cdot Q_{(t)} + c \cdot \ln Q_{(t,t-1)}$$

kde:  $DOC$  – modelovaná koncentrace DOC v  $mg\ l^{-1}$ ,  $DOC_0$  – aditivní člen (kalibrační parametr),  $a$ ,  $b$ ,  $c$  – kalibrační parametry;  $T_{soil(t)}$  – teplota půdy ve °C v hloubce 5 cm v povodí vypočtená modelem podle Köhler a kol. 2009, zkalibrovaným pro povodí horní Vltavy:  $T_{soil(t)} = 0,53 \cdot T_{avg(1-4.d)} + 0,45 \cdot T_{avg(5-25.d)}$ , kde  $T_{avg(1-4.d)}$  je průměrná teplota vzduchu v povodí od současného dne simulace do 4. předchozího dne a  $T_{avg(5-25.d)}$  je průměrná teplota vzduchu v povodí od 5. předchozího dne simulace do 25. předchozího dne;  $Q_{(t)}$  je průtok ve dni simulace v jednotkách  $mm\ d^{-1}$ ;  $Q_{(t,t-1)}$  je průměr hodnot průtoku ve dni simulace a v předchozím dni. Optimalizované kalibrační parametry pro profil Malše-Pořešín v období 2001–2020 byly:  $DOC_0 = 5,1\ mg\ l^{-1}$ ;  $a = 0,137$ ;  $b = 0,056$ ;  $c = 1,327$ . Model dokázal vysvětlit téměř polovinu variability ( $R^2 = 0,45$ ), průměrná absolutní chyba AME byla  $1,12\ mg\ l^{-1}$ , odmocněná střední kvadratická chyba  $RMSE = 1,54\ mg\ l^{-1}$  a účinnost modelu  $NSE = 0,45$ .

Modelované a naměřené koncentrace DOC jsou na obr. 7. Model tohoto typu bylo možné nakalibrovat s podobnou přesností také pro další přítoky nádrže, tj. potoky Velešínský, Zvíkovský a Dlouhý.



**Obrázek 7**

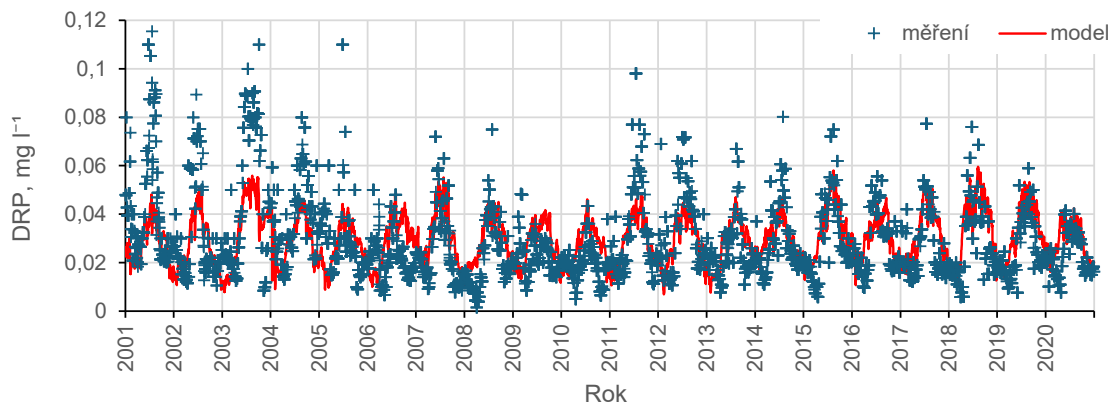
Příklad výsledků modelu DOC v porovnání s naměřenými denními hodnotami v profilu Malše-Pořešín v období 2001–2020

## MODELY ŽIVIN V PŘÍTOCÍCH

Model DRP se používal podle rovnice:

$$DRP = DRP_0 + a/Q_{(t)}^b + cT_{soil(t)}$$

kde:  $DRP$  – modelovaná koncentrace DRP v  $mg\ l^{-1}$ ,  $DRP_0$  – aditivní člen (kalibrační parametr),  $a$ ,  $b$ ,  $c$  – kalibrační parametry;  $Q_{(t)}$  je průtok ve dni simulace v jednotkách  $mm\ d^{-1}$ ;  $T_{soil(t)}$  – teplota půdy v hloubce 5 cm (viz model DOC). Optimalizované kalibrační parametry pro profil Malše-Pořešín v období 2001–2020 byly:  $DRP_0 = 0,0089\ mg\ l^{-1}$ ;  $a = 0,0056$ ;  $b = 0,748$ ;  $c = 0,00131$ . Model dokázal vysvětlit asi třetinu variability ( $R^2 = 0,34$ ), průměrná absolutní chyba AME byla  $0,011\ mg\ l^{-1}$ , odmocněná střední kvadratická chyba RMSE =  $0,015\ mg\ l^{-1}$  a účinnost modelu NSE =  $0,336$ . Modelované a naměřené koncentrace DRP jsou na obr. 8.



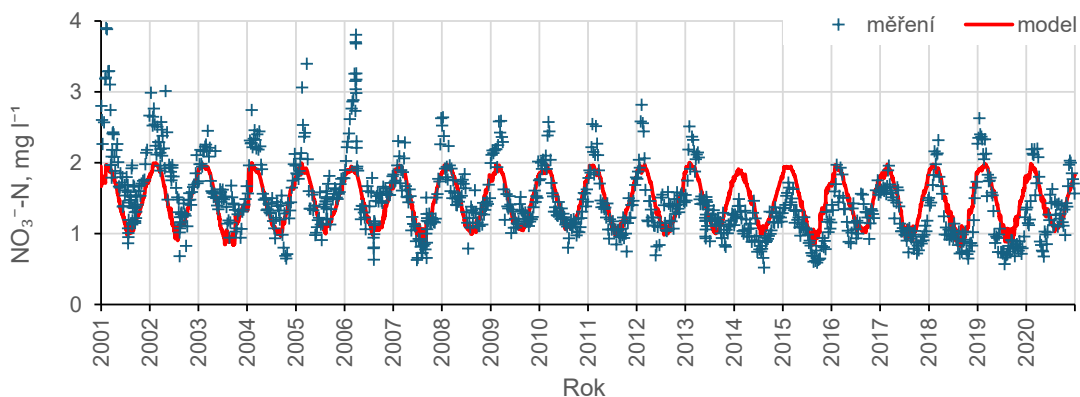
**Obrázek 8**

Příklad výsledků simulace koncentrace DRP v porovnání s naměřenými denními hodnotami v profilu Malše-Pořešín v období 2001–2020

Empirický model  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  byl sestaven s periodickou funkcí, která byla modifikován průtokovou funkcí:

$$\text{NO}_3^- \text{-N} = \text{NO}_3^- \text{-N}_0 + a \cdot \cos(\text{radians}((\text{JD} + b) \cdot 360/365,25)) \cdot Q_{(t)}^c$$

kde:  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  – modelovaná koncentrace  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  v  $\text{mg l}^{-1}$ ;  $a$ ,  $b$ ,  $c$  – kalibrační parametry;  $\text{JD}$  – Juliánský den (tj. pořadový den v roce počínající 1. ledna v 0:00 hodin hodnotou 0);  $Q_{(t)}$  je průtok ve dni simulace v jednotkách  $\text{mm d}^{-1}$ . Optimalizované kalibrační parametry pro profil Malše-Pořešín v období 2001–2020 byly:  $\text{NO}_3^- \text{-N}_0 = 1,57 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $a = 0,445$ ;  $b = -40,2$ ;  $c = -0,046$ . Model dokázal vysvětlit asi třetinu variability ( $R^2 = 0,38$ ), průměrná absolutní chyba AME byla  $0,31 \text{ mg l}^{-1}$ , odmocněná střední kvadratická chyba RMSE =  $0,42 \text{ mg l}^{-1}$  a účinnost modelu NSE =  $0,382$ . Modelované a naměřené koncentrace  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  jsou na obr. 9.



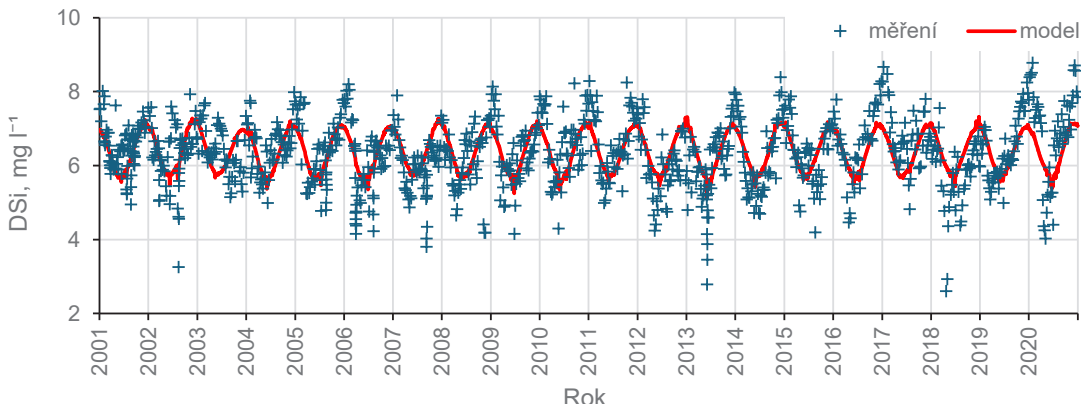
**Obrázek 9**

Příklad výsledků simulace koncentrace  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  v porovnání s naměřenými denními hodnotami v profilu Malše-Pořešín v období 2001–2020

Model DSi byl sestaven podobně s modelem pro dusičnanový dusík jako kombinace periodické funkce ovlivněné průtokem:

$$\text{DSi} = \text{DSi}_0 + a \cdot \cos(\text{radians}((\text{JD} + b) \cdot 360/365,25)) \cdot Q_{(t)}^c$$

kde:  $\text{DSi}$  – modelovaná koncentrace DSi v  $\text{mg l}^{-1}$ ;  $a$ ,  $b$ ,  $c$  – kalibrační parametry;  $\text{JD}$  – Juliánský den (tj. pořadový den v roce počínající 1. ledna v 0:00 hodin hodnotou 0);  $Q_{(t)}$  je průtok ve dni simulace v jednotkách  $\text{mm d}^{-1}$ . Optimalizované kalibrační parametry pro profil Malše-Pořešín v období 2001–2020 byly:  $\text{DSi}_0 = 6,41 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $a = 0,782$ ;  $b = 21,0$ ;  $c = 0,15$ . Model dokázal vysvětlit asi třetinu variability ( $R^2 = 0,34$ ), průměrná absolutní chyba AME byla  $0,56 \text{ mg l}^{-1}$ , odmocněná střední kvadratická chyba RMSE =  $0,70 \text{ mg l}^{-1}$  a účinnost modelu NSE =  $0,343$ . Modelované a naměřené koncentrace DSi v profilu Malše-Pořešín jsou na obr. 10.



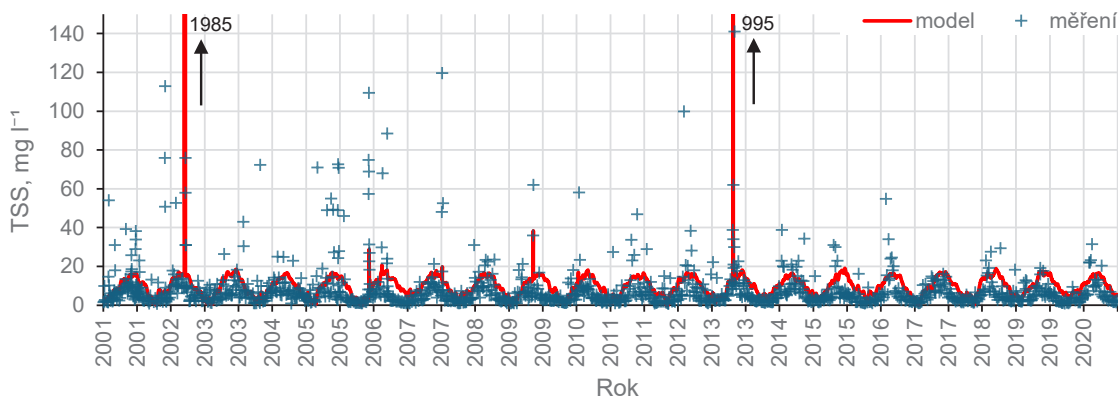
**Obrázek 10**

Příklad výsledků simulace koncentrace rozpuštěného křemíku (DSi) v porovnání s naměřenými denními hodnotami v profilu Malše-Pořešín v období 2001–2020

Model koncentrace nerozpuštěných látek (TSS) lze zapsat rovnicí:

$$TSS = TSS_0 + a \cdot T_{\text{soil}(t)} + b \cdot Q_{(t)}^c$$

kde:  $TSS$  – modelovaná koncentrace TSS v  $\text{mg l}^{-1}$ ,  $TSS_0$  – aditivní člen (kalibrační parametr),  $a$ ,  $b$ ,  $c$  – kalibrační parametry;  $T_{\text{soil}(t)}$  – teplota půdy v hloubce 5 cm (viz model DOC);  $Q_{(t)}$  je průtok ve dni simulace v jednotkách  $\text{mm d}^{-1}$ . Optimalizované kalibrační parametry pro profil Malše-Pořešín v období 2001–2020 byly:  $TSS_0 = 3,96 \text{ mg l}^{-1}$ ;  $a = 0,690$ ;  $b = 0,0000294$ ;  $c = 5,09$ . Model dokázal vysvětlit asi dvě třetiny variability ( $R^2 = 0,69$ ), jeho průměrná absolutní chyba AME byla  $8,3 \text{ mg l}^{-1}$ , odmocněná střední kvadratická chyba RMSE =  $41,8 \text{ mg l}^{-1}$  a účinnost modelu NSE = 0,492. Modelované a naměřené koncentrace TSS v tomto profilu jsou na obr. 11.



**Obrázek 11**

Příklad výsledků simulace koncentrace sušiny nerozpuštěných látek (TSS) v porovnání s naměřenými hodnotami v profilu Malše-Pořešín v období 2001–2020

## KALIBRACE MODELOVÉHO SYSTÉMU

Modelový systém "povodí-nádrže" byl zkalibrován na datech z 20letého období 2001–2020. Shoda modelových a naměřených hodnot v hladinové vrstvě v nádrži Římov u hráze byla vysoká pro kótu hladiny a teplotu vody (koeficient determinace  $R^2 > 0,98$  a koeficient účinnosti modelu  $NS > 0,96$ ) a dobrá či alespoň přijatelná pro ostatní veličiny: DOC ( $R^2 = 0,70$ ;  $NS = 0,64$ ), DO ( $R^2 = 0,31$ ;  $NS = 0,13$ ), TP ( $R^2 = 0,34$ ;  $NS = 0,14$ ), Chla ( $R^2 = 0,13$ ;  $NS = -0,6$ ).

## PREDIKCE VÝVOJE KLIMATU

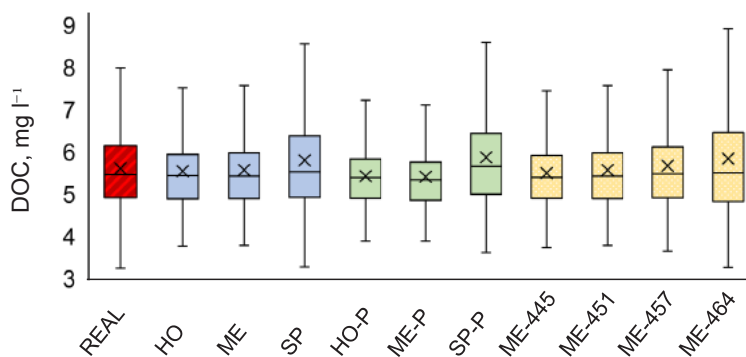
Klimatické scénáře byly založeny na výstupech globálních klimatických modelů (GCMs) GFDL-ESM2M, HadGEM2-ES, IPSL-CM5A-LR, MIROC5 v lokalitě nádrže Římov pro varianty: (a) historickou a (b) se třemi reprezentativními směry vývoje koncentrací (RCP) skleníkových plynů ve 21. století podle Páté hodnotící zprávy IPCC, tj. RCP2,6, RCP4,5 a RCP8,5 (IPCC 2018), které jsou používané v Evropském projektu ISIMIP (GOLUB a kol. 2022).

## SCÉNÁŘE

Modelové scénáře řízení nádrže jsou kombinací (a) třech hloubek odtoku vody, tj. z hladinové vrstvy, z metalimnia (hloubka ~5 m) a spodními výpustěmi (~2 m nade dnem), a (b) dvou způsobů řízení naplnění nádrže, tj. jednak se současnou podporou provozu MVE ze zásobního prostoru nádrže ( $V_z$ ) o velikosti ~15 % hodnoty průměrného přítoku, která vede v průměru k 87% naplnění  $V_z$  s hladinou o 2,0 m nižší než je maximální kóta  $V_z$  a kolísání hladiny zhruba ve 4m rozsahu, a jednak bez dotace provozu MVE ze zásobního prostoru nádrže, kdy  $V_z$  zůstává v průměru naplněn na 98 %, hladina je nižší o 0,3 m oproti maximální kótě  $V_z$  a kolísá v rozsahu maximálně cca 1 m. V příloze na obr. P3 jsou průběhy kóty hladiny v období 1991–2021 za těchto dvou způsobů řízení vykresleny. Další čtyři scénáře byly sestaveny pro zjištění nejlepšího odběrového okna tak, že pro vybraný scénář s odtokem z metalimnia a s 98% naplněním  $V_z$  se pro vodárnu odebíralo z oken na kótách 444,5, 450,5, 457,0 a 463,5 m n. m. Všechny tyto scénářové simulace byly provedeny v období 1991–2021. Pro zjištění vlivu změny klimatu na kvalitu vody v nádrži Římov bylo provedeno celkem 16 simulačních běhů, tj. simulace pro každý ze 4 uvedených GCMs (a) s historickým klimatem v době existence nádrže v letech 1979–2005 a (b) s modelovaným budoucím klimatem v období 2006–2100 při třech scénářích vývoje koncentrací skleníkových plynů v atmosféře, tj. RCP2,6, RCP6,0 a RCP8,5. Řízení římovské nádrže v klimatických scénářích bylo nastaveno na vypouštění z metalimnia, průměrné 98% naplnění  $V_z$  a vodárenský odběr z kóty 450,5 m n. m. Výsledky modelových scénářů byly posuzovány jednak podle koncentrací DOC, DO a Chla ve vodárenském odběru, a jednak podle úživnosti nádrže reprezentované hladinovými koncentracemi TP a Chla.

### 3.3. SCÉNÁŘE, JEJICH VYHODNOCENÍ A DOPORUČENÍ ZÁSAD ŘÍZENÍ NÁDRŽE

Výsledky modelových scénářů různých způsobů řízení nádrže jsou znázorněny na obr. 12 a 13.

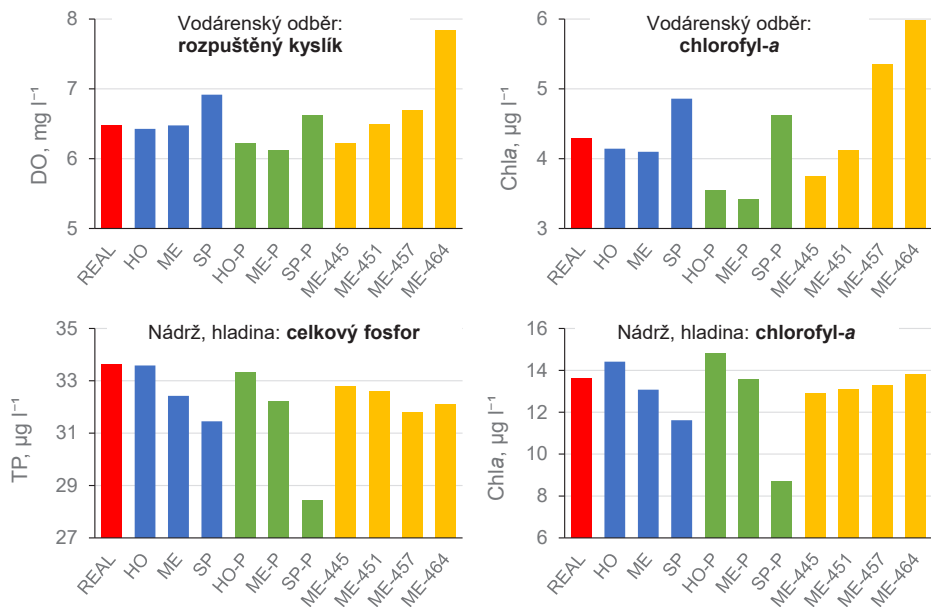


**Obrázek 12**

Krabicové grafy DOC ve vodárenském odběru ve scénářích řízení nádrže

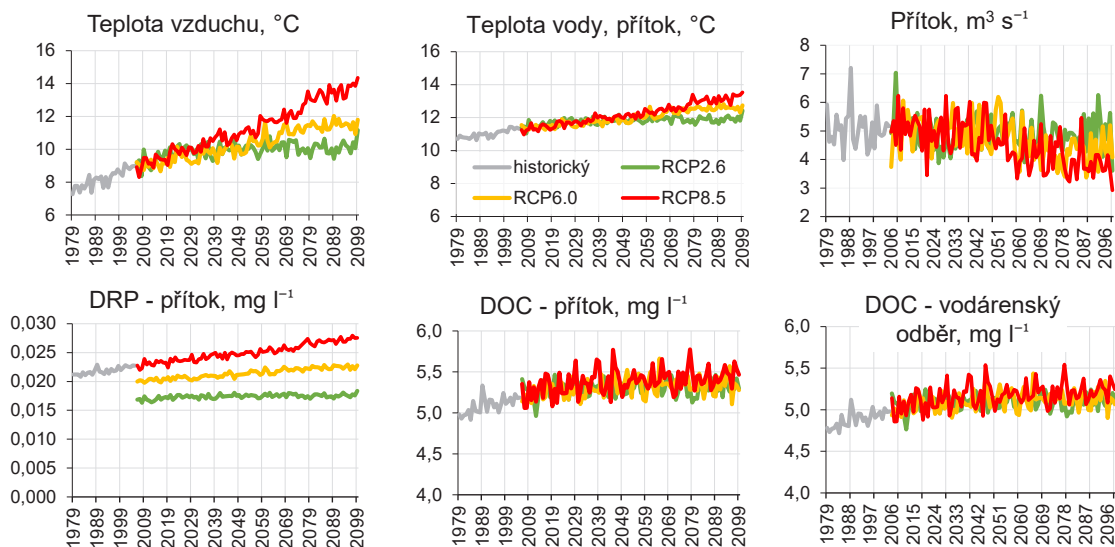
Kvantilová charakterizace rozdělení denních hodnot DOC ve vodárenském odběru na obr. 12 ukazuje, že modelové výsledky s reálným způsobem vypouštění a odběru (REAL) se od scénářů s hladinovým vypouštěním (HO) a vypouštěním z metalimnia (ME) příliš nelišily, ale ve scénáři se spodním vypouštěním (SP) byly medián, průměr (na obr. 12 křížek) a horní kvartil DOC vyšší, což bylo zjevně kvůli hromadění znečištěné vody z letních přívalových přítoků stratifikovaně proudících do horních vrstev nádrže. Tytéž vypouštěcí varianty, ale při naplněné nádrži (tj. scénáře HO-P, ME-P a SP-P) ukázaly, že horní vypouštění hodnoty DOC ještě více snižuje, ale při spodním vypouštění DOC naopak narůstá. Čtveřice scénářů na obr. 12 vpravo testovala vliv použitého odběrového okna. Vodárenský odběr ze dvou spodních odběrových oken na kótách 444,5 a 450,5 m n.m. (tj. scénáře ME-445 a ME-451) měl rozdělení hodnot DOC velmi podobné, ale při odběru z vyšších odběrových oken se koncentrace DOC výrazně zvyšovaly. Vyhodnocení pro další ukazatele na obr. 13 ukázalo také, že kvalitu vody významně ovlivňuje hloubka odtoku, objem nádrže a výběr odběrového okna. Spodní vypouštění zlepšovalo kyslíkový režim a snižovalo produktivitu nádrže, ale způsobovalo delší výskyt zvýšených koncentrací rozpuštěného organického uhlíku (DOC) a biomasy fytoplanktonu ve vodárenském odběru. Vypouštění z hladiny nebo metalimnia vedlo k vyšším hladinovým koncentracím fytoplanktonu a fosforu ve srovnání s odtokem ze spodních vrstev, nicméně DOC v odběru byl přitom nejnižší. Nejlepší kvalita vody byla při největším naplnění nádrže a s použitím odběrových oken na kótách 444,5 a 450,5 m n.m.

Scénáře změny klimatu a vývoje kvality vody na obr. 14 ukazují, že se lokální římovské klima bude vyvíjet v rámci shodě s obecnými trendy pro reprezentativní směry vývoje koncentrací skleníkových plynů (RCP) podle zprávy IPCC 2018. Průměrná teplota vzduchu se v roce 2100 zvýší v nejhorsším scénáři podle RCP8,5 až o 5 °C, kdežto v optimistickém scénáři podle RCP2,6 jen o zhruba 1 °C. Teplota vody do roku 2100 vzroste o 1 až 3 °C. Přítok do nádrže se do poloviny 21. století příliš měnit nebude, ale po roce 2050 začne klesat. S růstem teploty lze očekávat narůstání koncentrace fosforečnanového fosforu v odtoku z povodí, a to jak v nejhorsším scénáři podle RCP8,5, tak ve scénářích



**Obrázek 13**  
Srovnání kvality vody ve scénářích řízení nádrže

s šetrnějším vztahem lidské společnosti ke znečišťování toků a využití krajiny. DOC v přítoku do nádrže Římov podle scénářových výpočtů poroste až do poloviny století a pak se nárůst zastaví. Souběžně s nárůstem přítokové koncentrace DOC poroste také DOC ve vodárenském odběru z nádrže. Tento nárůst nebude možné kompenzovat optimalizací řízení nádrže, protože tyto scénáře již jsou nastaveny na optimální způsob vypouštění (tj. vypouštění z metalimnia a odběr z okna 450,5 m n.n.).



**Obrázek 14**  
Scénáře dopadů vývoje klimatu na kvalitu vody v nádrži Římov

## DOPORUČENÍ ZÁSAD ŘÍZENÍ NÁDRŽE ŘÍMOV A DOPADY ZMĚNY KLIMATU

- Nejlepší kompromisní strategie provozu a řízení nádrže pro optimalizaci kvality vodárenského odběru a současně pro navození podmínek pro zlepšení ekologického potenciálu zahrnuje: (a) vypouštění vody z hloubky cca 5 m v období letní stratifikace, popř. během celého roku, (b) šetrné využití zásobního prostoru nádrže bez nadlepšování pro výrobu hydroelektřiny a udržující vysoké naplnění nádrže, (c) snaha o co největší snížení vnějšího zatížení nádrže fosforem.
- Dopady změny klimatu na kvalitu vody v Římově jsou významné, protože zde přítokové koncentrace DOC a P rostou s teplotou a proměnlivostí průtoku.
- Systém provozu nádrže může částečně zmírnit dopady klimatických změn, ale kvalita vody pro vodárenský odběr zřejmě již nikdy nebude lepší než v prvním desetiletí po výstavbě nádrže, tedy v 80. letech 20. století.

### 3 SROVNÁNÍ NOVOSTI POSTUPŮ

Metodika přináší nové postupy v souladu s § 2, odst. 1, písm. b) zákona č. 130/2002 Sb. Zákon o podpoře výzkumu a vývoje z veřejných prostředků a o změně některých souvisejících zákonů. Popsaných metodických postupů bylo dosaženo systematickou tvůrčí prací v aplikovaném výzkumu, kterým byly experimentální a teoretické práce prováděné s cílem získání nových poznatků zaměřených na budoucí využití v praxi.

V předložené metodice jsou shrnuty poznatky vlastního výzkumu a kritická syntéza tuzemských i zahraničních prací. Metodika tak navazuje na nejnovější kvalitní práce v oboru zahrnující hydrologii, fungování vodních ekosystémů a ekosystémové služby. Metodika zahrnuje postupy dílčích rozhodnutí a činností, které jako celek povedou ke zefektivnění využívání nádrží k výrobě pitné vody a také přispějí ke zlepšení ekologického potenciálu nádrží v rámci hodnocení podle Rámcové vodní směrnice EU.

## 5 POPIS UPLATNĚNÍ SCHVÁLENÉ METODIKY

Tato metodika je určena především k praktickému použití při řízení provozu vodárenských nádrží, ale také pro navrhování nových nádrží, popřípadě stavebních úprav a rekonstrukce stávajících objektů. Snahou publikace je poskytnout obecný rámec k podpoře rozhodování při vodohospodářském provozu a investičních návrzích kvantitativně zohledňujících dopady na kvalitu vody a nádržový ekosystém. V době měnících se podmínek, např. v současné době vývoje klimatu, je žádoucí revidovat stávající postupy a začlenit do nich také kroky kvantitativně zohledňující kromě množství také kvalitu vody. Nové přístupy k řízení nádrží v konečném důsledku přispějí ke snížení nákladů provozních, např. ve vodárenské úpravě, a zlepšení dlouhodobé udržitelnosti využívání nádrží jakožto hlavního typu vodních zdrojů v naší zemi.

Metodika je uplatněna „Smlouvou o uplatnění metodiky č. TO01000202-V5“ uzavřenou mezi smluvními stranami Biologické centrum AV ČR, v. v. i., České Budějovice, a Povodí Vltavy, státní podnik, Praha.

## 6 EKONOMICKÉ ASPEKTY

Předpokládané ekonomické přínosy uplatnění metodiky jsou ve snížení nákladů na úpravu vody odebírané z nádrže, a další přínosy jsou v souvislosti s možností zlepšit ekologický potenciál nádrže:

- 1) V souvislosti s poklesem koncentrace organického znečištění ve vodárenském odběru lze předpokládat snížené dávky provozních chemikálií v technologii úpravy, zejména úsporu koagulantu. Např. v úpravě vody Plav by se optimalizovaným řízením nádrže Římov podle této metodiky v období 1991–2021 průměrná koncentrace DOC v odběru (tj.  $5,6 \text{ mg l}^{-1}$ ) snížila o 7,1 %, což by vedlo k poklesu dávky koagulantu  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  o 3,0 %, a při ceně koagulatu  $80 \text{ Kč l}^{-1}$  (cena z r. 2023) by se snížily náklady o 3,0 mil. Kč ročně.
- 2) Zlepšení ekologického potenciálu nádrže lze očekávat kvůli zmírnění projevů eutrofizace a umožnění rozvoje litorálních společenstev poté, když se zvýší průměrné naplnění nádrže a sníží se kolísání hladiny vody. Přínos zlepšení ekologického potenciálu nádrží řízených podle této metodiky není možné monetárně vyjádřit, ale znamenal by u řady nádrží (minimálně u nádrže Římov) kvalitativní změnu z kategorií „střední“ nebo „poškozený“ do kategorie „dobrý“, což je žádoucí z hlediska naplňování dlouhodobých cílů Rámcové vodní směrnice EU.
- 3) Při víceúčelovém využití nádrže, např. k souběžné výrobě elektřiny, ale omezení kolísání hladiny vody (představující zmenšení zásobního prostoru nádrže), může vést k menší efektivitě. Např. u nádrže Římov by omezení kolísání hladiny na rozsah maximálně 1,5 m pod kótu naplněného zásobního prostoru (tj. 470,65 m n. m.) snížilo v průměrně vodném období let 2010–2012 množství vyrobené elektřiny cca 5 tis. MWh ročně o 18 %, což při ceně elektřiny z vodních zdrojů  $3,74 \text{ Kč kWh}^{-1}$  (výkupní cena 2020 (Černý 2021)) představuje roční snížení výnosu o 2,0 mil. Kč.

# 7 SEZNAM POUŽITÉ SOUVISEJÍCÍ LITERATURY

- ANDERSON, M. A., A. KOMOR a K. IKEHATA. Flow routing with bottom withdrawal to improve water quality in Walnut Canyon Reservoir, California. *Lake and Reservoir Management*, 2014, roč. 30, str. 131–142.
- APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22<sup>nd</sup> Edition*. American Public Health Association, Washington, DC, 2012, 724 str.
- ARNOLD, J. G., D. N. MORIASI, P. W. GASSMAN, K. C. ABBASPOUR, M. J. WHITE, R. SRINIVASAN, C. SANTHI, R. D. HARMEL, A. VAN GRIENSVEN, M. W. VAN LIEW a kol. SWAT: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 2012, roč. 55, str. 1491–1508.
- BENEŠ, J. Zvyšování obsahu huminových látek ve vodárenských nádržích a jeho řešení v SRN. *SOVAK časopis oboru vodovodů a kanalizací*, 2012, č. 4, str. 26/122–29/125.
- BLABOLIL, P., M. ŘÍHA, D. RICARD, J. PETERKA, M. PRCHALOVÁ a kol. A simple fish-based approach to assess the ecological quality of freshwater reservoirs in Central Europe. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 2017, roč. 418, článek č. 53, 12 str.
- BOROVEC, J. *Vyhodnocení ekologického potenciálu silně modifikovaných a umělých vodních útvarů – kategorie jezero*. Biologické centrum AV ČR, v.v.i., České Budějovice, 2013, 14 str.
- BOROVEC, J., J. HEJZLAR, P. ZNACHOR, M. ČTVRTLÍKOVÁ, P. BLABOLIL, M. ŘÍHA, J. MATĚNA a J. KUBEČKA. Metodika pro hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů – kategorie jezero – návrh. Sborník konference Vodárenská biologie 2014, 5.–6. února 2014, Praha, Česká republika, ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ, J. (Edit.), *Vodní zdroje EKOMONITOR spol. s r. o., Chrudim*, 2014, str. 21–32.
- CARR, M. K., A. SADEGHIAN, K.-E. LINDENSCHMIDT, K. RINKE a L. MORALES-MARIN. Impacts of varying dam outflow elevations on water temperature, dissolved oxygen, and nutrient distributions in a large prairie reservoir. *Environmental Engineering Science*, 2020, roč. 37, č. 1, str. 78–97.
- CARRARO, E., N. GUYENNON, D. HAMILTON, L. VALSECCHI, E. C. MANFREDI AKOL. Coupling high-resolution measurements to a three-dimensional lake model to assess the spatial and temporal dynamics of the cyanobacterium *planktothrix rubescens* in a medium-sized lake. *Hydrobiologia*, 2012, roč. 698, č. 1, str. 77–95.
- ČERNÝ, V. Výkupní ceny a zelené bonusy na elektřinu pro výrobní elektřiny uvedené do provozu nebo rekonstruované do 31. 12. 2021. *Energetický regulační věstník, částka 05/2023*, str. 4/15. Energetický regulační úřad, Jihlava.
- CLARK, J. M., S. H. BOTTRELL, C. D. EVANS, D. T. MONTEITH, R. BARTLETT, R. ROSE, R. J. NEWTON a P. J. CHAPMAN. The importance of the relationship between scale and process in understanding long-term DOC dynamics. *Science of the Total Environment* 2010, roč. 408, str. 2768–2775.
- CROKE, B. F. W., W. S. MERRITT a A. J. JAKEMAN. A dynamic model for predicting hydrologic response to land cover changes in gauged and ungauged catchments. *Journal of Hydrology*, 2004, roč. 291, č. 1, str. 115–131.

- CROKE, B. F. W., F. ANDREWS, J. SPATE a S. M. CUDDY. *IHACRES User Guide, Technical Report 2005/19, Second Edition*. iCAM, School of Resources, Environment and Society, The Australian National University, Canberra, 2005, 45 str.
- EVANS, C. D., D. T. MONTEITH a D. M. COOPER. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution*, 2005, roč. 137, č. 1, str. 55–71.
- GAO, X., G. LI a Y. HAN. Effect of Flow Rate of Side-Type Orifice Intake on Withdrawn Water Temperature. *The Scientific World Journal*, 2014, článek č. 979140, 7 str.
- GOLUB, M., W. THIERY, R. MARCÉ, D. PIERSON, I. VANDERKELEN a kol. A framework for ensemble modelling of climate change impacts on lakes worldwide: the ISIMIP Lake Sector. *Geoscientific Model Development*, 2022, roč. 15, str. 4597–4623.
- HAMILTON, D. P. a S. G. SCHLADOW. Prediction of water quality in lakes and reservoirs. 1. Model description. *Ecol. Model.* 1997, roč. 96, str. 91–110.
- HARELZAK, V., S. GROOT a H. DUEL. Final Report on the Biophysical Modelling of Lake IJsselmeer; University College London: London, UK, 2014; p. 44. Available online: [http://www.refresh.ucl.ac.uk/webfm\\_send/2389](http://www.refresh.ucl.ac.uk/webfm_send/2389)
- HEJZLAR, J. Možnosti zlepšování kvality vody ve vodárenské nádrži Římov optimalizací režimu vypouštění. *Vodní hospodářství*, 1989, roč. A39, str. 236–245.
- HEJZLAR, J., H. BORÉN a A. GRIMWALL. Structures of humic substances responsible for the reaction with chlorine. In: GRIMVALL, A. a E. W. B. DE LEER (eds) *Naturally-Produced Organohalogens*. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, 1995, str. 201–212.
- HEJZLAR, J., J. BOROVEC, V. ROHLÍK, Z. HAIDER a J. OPELKA. Vliv režimu vypouštění na jakost vody ve vodárenské nádrži Římov. *Vodní hospodářství*, 1996, roč. 46, str. 303–306.
- HOCKING, G. C. a PATTERSON, J. C. Modeling tracer dispersal and residence time in a reservoir. *Ecological Engineering*, 1994, roč. 74, str. 63–75.
- HRUŠKA, J., P. KRÁM, W. H. McDOWELL a F. OULEHLE. Increased dissolved organic carbon (DOC) in Central European Streams is driven by reductions in ionic strength rather than climate change or decreasing acidity. *Environmental Science and Technology*, 2009, roč. 43, č.12, str. 4320–4326.
- HUANG, X. a G. CHEN. Refined machine learning modeling of reservoir discharge water temperature. *Frontiers in Environmental Science*, 2024, roč. 11, článek č. 1328723, 11 str.
- IMBERGER, J. a J. PATTERSON. A dynamic reservoir simulation model: DYRESM 5. In: FISCHER, H. *Transport models for inland and coastal waters*. Academic Press, New York, 1981, str. 310–361.
- IPCC: Summary for Policymakers, In: MASSON-DELMOTTE, V. a kol. (eds) *Global warming of 1.5 C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 2018, 32 s.
- JACKSON-BLAKE, L. A., A. J. WADE, M. N. FUTTER, D. BUTTERFIELD, R. M. COUTURE a kol. The INtegrated CAtchment model of Phosphorus dynamics (INCA-P): Description and demonstration of new model structure and equations. *Environmental Modelling and Software*, 2016, roč. 83, str. 356–386.
- JANE S., G. J. A. HANSEN, B. M. KRAEMER, P. R. LEAVITT, J. L. MINCER a kol. Widespread deoxygenation of temperate lakes. *Nature*, 2021, roč. 594, č. 7861, str. 66–70.
- KNOBEN, W. J. M., J. E. FREER a R. A. WOODS. Technical note: Inherent benchmark or not? Comparing Nash-Sutcliffe and Kling-Gupta efficiency scores. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2019, roč. 23, č. 10, str. 4323–4331.
- KÖHLER, S. J., I. BUFFAM., T. J. SEIBER, K.H. BISHOP a H. LAUDON. Dynamics of stream water TOC concentrations in a boreal headwater catchment: Controlling factors and implications for climate scenarios. *Journal of Hydrology*, 2009, roč. 373, str. 45–56.

- KOPÁČEK J., C. D. EVANS, J. HEJZLAR, J. KAŇA, P. PORCAL a H. ŠANTRŮČKOVÁ. Factors affecting the leaching of dissolved organic carbon after tree dieback in an unmanaged European mountain forest. *Environmental Science and Technology* 2018, roč. 52, str. 6291–6299.
- KOPÁČEK, J., J. HEJZLAR a M. RULÍK. *Voda na Zemi*. Nakladatelství Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, 2020, 389 str.
- KOTAMAKI, N., A. PATYNEN, A. TASKINEN, T. HUTTULA a O. MALVE. Statistical dimensioning of nutrient loading reduction: LLR assessment tool for lake managers. *Environmental Management*, 2015, roč. 56, str. 480–491.
- LAWRENCE, M. G. The relationship between relative humidity and the dewpoint temperature in moist air: A simple conversion and applications. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 2005, roč. 86, č. 2, str. 225–234.
- MILLS, M. M., Z. W. BROWN, S. R. LANEY, E. ORTEGA-RETUERTA, K. E. LOWRY, G. L. VAN DIJKEN a K. R. ARRIGO. Nitrogen limitation of the summer phytoplankton and heterotrophic prokaryote communities in the Chukchi Sea. *Frontiers in Marine Science*, 2018, roč. 5, článek č. 362, 22 str.
- MONTEITH, D. T., J. L. STODDARD, C. D. EVANS, H. A. DE WIT, M. FORSIUS a kol. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 2007, roč. 450, str. 537–540.
- MORIASI, D. N., J. G. ARNOLD, M. W. VAN LIEW, R. L. BINGNER, R. D. HARMEL a T. L. VEITH. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watersheds simulations. *Transactions of the ASABE*, 2007, roč. 50, č. 3, str. 885–900.
- MŘ VD Římov - Manipulační řád pro vodní dílo Římov na Malši. Vodní díla - TBD a. s., Praha, 2004, 47 str.
- NASH, J. E. a J.V. SUTCLIFFE. River flow forecasting through conceptual models, part I – A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 1970, roč. 10, str. 282–290.
- NEDOMA, J., P. PORCALOVÁ, J. KOMÁRKOVÁ a V. VYHNÁLEK. Phosphorus deficiency diagnostics in the eutrophic Římov reservoir. *Water Science and Technology*, 1993, roč. 28, str. 75–84.
- NIENHUSER, A.E. a P. BRACHES. Problems and practical experiences during refilling of the Kerpe-Talsperre under unfavourable climatic conditions. *Water Science and Technology*, 1998, roč. 37, č. 2, str. 145–152.
- OULEHLE, F. a J. HRUŠKA. Rising trends of dissolved organic matter in drinking water reservoirs as a result of recovery from acidification in the Ore Mts., Czech Republic. *Environmental Pollution*, 2009, roč. 157, str. 3433–3439.
- PHILLIPS, G., A. LYCHE-SOLHEIM, B. SKJELBRED, U. MISCHKE, S. DRAKARE a kol. A phytoplankton trophic index to assess the status of lakes for the Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, 2013, roč. 704, str. 75–95.
- REYNOLDS, C. S. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, New York, 2006, 551 str.
- RITTER, A. a R. MUÑOZ-CARPENA. Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *Journal of Hydrology*, 2013, roč. 480, str. 33–45.
- ROHLÍK, V., J. HEJZLAR a J. VESELÝ. Řízení jakosti vody ve vodárenské nádrži Římov. In: GELLER, W. a kol. (Eds.). *MKOL, 9. Magdeburský seminář o ochraně vod*. Berlín: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Povodí Labe, a. s., 2000, str. 92–93.
- ROSENDORF, P., P. TUŠIL, M. DURČÁK, J. SVOBODOVÁ, T. BERÁNKOVÁ a P. VYSKOČ. *Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích, závěrečná zpráva*. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i., Praha, 2011, 20 str.

- RVS - Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky. Úřední věstník Evropské unie, č. L 327, 22. 12. 2000, str. 1–73.
- SALORANTA, T. M., a T. ANDERSEN. MyLake—A multi-year lake simulation model code suitable for uncertainty and sensitivity analysis simulations. *Ecological Modelling*, 2007, roč. 207, str. 45–60.
- SUN, Q., Z. YAN, J. WANG, J.-A. CHEN, X. LI, W. SHI, J. LIU a S.-L. LI. Evaluating impacts of climate and management on reservoir water quality using Environmental Fluid Dynamics Code (EFDC). *Science of the Total Environment*, 2024, v tisku.
- TESFAYE, G. C., A.T.S. SOUZA, BARTOŇ, D., BLABOLIL, P., ČECH, M. a kol. (2022). Long-term monitoring of fish in a freshwater reservoir: different ways of weighting complex spatial sampling. *Frontiers in Environmental Science*, 2022, roč. 10, článek č. 1000087, 23 str.
- THORNTON, K. W., B. L. KIMMEL a F. E. PAYNE. *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. Wiley-Interscience, 1990, 256 str.
- TRAMBADIA, N. K., N. D. ACHARYA, M. J. GUNDALIA. IHACRES Rainfall-Runoff Model: A Review Paper. *International Journal for Scientific Research and Development*, 2015, roč. 3, č. 09, str. 55–58.
- VOTAVA, J. *Odtok dusíku a fosforu z povodí Malše a podíl zemědělství na transportu dusíku*. Kandidátská disertační práce, Vysoká škola zemědělská, fakulta agronomická, Praha., 1984, 147 str.
- WADE, A. J., P. DURAND, V. BEAUJOUAN, W. W. WESSEL, K. J. RAAT a kol. A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2002, roč. 6, str. 559–582.
- WANG, S., X. QIAN, H. BO-PING a kol. Effects of different operational modes on the flood-induced turbidity current of a canyon-shaped reservoir: case study on Liuxihe Reservoir, South China. *Hydrological Processes*, 2013, roč. 27, str. 4004–4016.
- WELLS, S. A. *CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 4.5, User Manual Part 1, Introduction*. Department of Civil and Environmental Engineering, Portland State University, Portland, OR, 2023, 66 str.
- WETZEL, R. G. *Limnology. Lake and River Ecosystem*. Academic Press, San Diego, 2001, 1006 str.
- WORRALL, F., N. J. K. HOWDEN, T. P. BURT a R. BARTLETT. Declines in the dissolved organic carbon (DOC) concentration and flux from the UK. *Journal of Hydrology*, 2018, roč. 556, str. 775–789.
- ZHAN, Q., X. KONG a K. RINKE. High-frequency monitoring enables operational opportunities to reduce the dissolved organic carbon (DOC) load in Germany's largest drinking water reservoir. *Inland Waters*, 2022, roč. 12, str. 245–260.
- ZNACHOR, P., J. NEDOMA, J. HEJZLAR, J. SEĎA, J. KOMÁRKOVÁ a kol. Changing environmental conditions underpin long-term patterns of phytoplankton in a freshwater reservoir. *Science of the Total Environment*, 2020, roč. 710, článek č. 135626, 10 str.
- ZNACHOR, P., J. NEDOMA, J. HEJZLAR, J. SEĎA, J. KOPÁČEK a kol. Multiple long-term trends and trend reversals dominate environmental conditions in a man-made freshwater reservoir. *Science of the Total Environment*, 2018, roč. 624, str. 24–33.

## 8 SEZNAM PUBLIKACÍ, KTERÉ PŘEDCHÁZELY METODICE

- HEJZLAR, J., J. JAROŠÍK, M. C. PAULE-MERCADO a P. PORCAL. Optimalizace odtokového režimu ve VN Římov z hlediska vodárenského odběru. In: KUČEROVÁ, J. a kol. (Eds.). Sborník konference Vodní nádrže 2022, 26.–27. 10. 2022, Brno, Česká republika. Povodí Moravy, s.p., Brno, 2022, str. 26–31.
- HEJZLAR, J., P. PORCAL, J. KOPÁČEK, J. JAROŠÍK a M.C. PAULE-MERCADO. Předpovědní model DOC v přítoku do VN Římov a ve vodárenském odběru z nádrže. In: ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ, J. a K. PETRÁKOVÁ KÁNSKÁ (Eds.), Sborník konference Vodárenská biologie 2023, 9.–10. února 2023, Praha, Česká republika. Vodní zdroje EKOMONITOR spol. s r. o., Chrudim, 2023, str. 45–50.
- ORDERUD, G. I., P. PORCAL, B. EIKEBROKK, J. SLÁMA, R. D. VOGT, J. HEJZLAR a S. HAALAND. The technological development of drinking water treatment plants in the Czech Republic. *Water Policy*, 2023, roč. 25, č. 9, str. 889–907.
- VOGT, R. D., P. PORCAL, J. HEJZLAR, M. C. PAULE-MERCADO, S. HAALAND, C. B. GUNDERSEN, G. I. ORDERUD a B. EIKEBROKK. Distinguishing between sources of natural dissolved organic matter (DOM) based on its characteristics. *Water*, 2023, roč. 15, článek č. 3006, 27 str.

# PŘÍLOHA

## Tabulka P1

Parametry modelu CE-QUAL-W2 nádrže Římov získané kalibrací pro období 1. 1. 2000 až 31. 12. 2020.

Parametr	Hodnota	Parametr	Hodnota
Výměna tepla:		Složení fytoplanktonu (Alg1/Alg2/Alg3):	
SLHTC	TERM	ALGP	0,009/0,0075/0,0055
SROC	OFF	ALGN	0,08/0,08/0,08
RHEVAP	OFF	ALGC	0,38/0,45/0,45
METIC	OFF	ALGSI	0,22/0/0
FETCHC	OFF	ACHLA	0,064/0,064/0,064
AFW	0	ALPOM	0,8/0,8/0,8
BFW	6,5	ANEQN	1/1/1
CFW	1,1	ANPR	0/0/0
WINDH	2,0	Kinetika rozkladu organických látek:	
Tvorba ledu:		LDOMDK	0,3
ICEC	ON	RDOMDK	0,0003
SLICEC	DETAIL	LRDDK	0,001
ALBEDO	0,38	LPOMDK	0,06
HWICE	10	RPOMDK	0,0003
BICE	0,7	LRPDK	0,001
GICE	0,07	POMS	0,05
ICEMIN	0,02	Stechiometrie organických látek:	
ICET2	3	ORGP	0,001
Transport rozpuštěných látek:		ORGN	0,08
SLTRC	ULTIMATE	ORGC	0,45
THETA	0.55	ORCSI	0,18
Hydraulické koeficienty:		Teplotní závislost rozkladu organických látek:	
AX	30	OMT1	4
DX	1	OMT2	30
CBHE	0,1	OMK1	0,1
TSED	7,5	OMK2	0,99
FI	0,01	Stechiometrie rozkladu organických látek:	
TSEDF	1	BODP	0,004

Parametr	Hodnota	Parametr	Hodnota
FRICC	CHEZY	BODN	0,08
ZO	0.001	BODC	0,45
Startovní koncentrace:		KBOD	0,25
PO4	0,025	Kinetika 4:	
NH4/NO3	0,06/2,7	PO4R	0,001
LDOM/RDOM	0,3/10,0	PARTP	0,001
LPOM/RPOM	0,03/0,1	Kinetika NH4-N:	
Alg1/Alg2/Alg3	0,08/0,02/0,005	NH4R	0,001
TDS/DO	100/8,0	NH4DK	0,15
Extinkční koeficienty:		Teplotní závislost NH4-N:	
EXH2O	0,25	NH4T1	1
EXSS	0,1	NH4T2	25
EXOM	0,2	NH4K1	0,1
BETA	0,55	NH4K2	0,99
EXC	OFF	Kinetika NO3-N:	
EXIC	OFF	NO3DK	0,1
Extinkce řas Alg1/Alg2/Alg3:		NO3S	0,37
EXA	0,4/0,4/0,4	Teplotní závislost NO3-N:	
Kinetika růstu fytoplanktonu (Alg1/Alg2/Alg3):		NO3T1	NO3T1
AG	1,8/2,2/2,5	NO3T2	25
AR	0,04/0,04/0,04	NO3K1	0,1
AE	0,04/0,04/0,04	NO3K2	0,99
AM	0,05/0,05/0,012	Spotřeba kyslíku sedimentem:	
AS	0,16/0,05/0,001	DYNSEDK	ON
AHSP	0,001/0,001/0,002	SEDC	ON
AHSN	0,014/0,014/0,014	SEDPKC	OFF
AHSSI	0,5/0/0	SEDCI	0,1
ASAT	35/75/20	SEDS	0,01
Teplotní funkce fytoplanktonu (Alg1/Alg2/Alg3):		SEDK	0,005
AT1	0/0/10	FSOD	1,1
AT2	6/15/20	FSED	1,1
AT3	15/20/25	SEDB	0,01
AT4	30/40/35	Teplotní závislost SOD:	
AK1	0,03/0,03/0,1	SODT1	4
AK2	0,99/0,99/0,99	SODT2	30
AK3	0,99/0,99/0,99	SODK1	0,1
AK4	0,01/0,01/0,01	SODK2	0,99

**Tabulka P2**

Batymetrický vstupní soubor modelu CE-QUAL-W2 nádrže Římov udávající: délku segmentů (DLX) v metrech, startovní kótu hladiny nádrže (ELWS), orientace segmentů v radiánech, součinitel tření (Friction), tloušťku vrstev v metrech (H) a šířku jednotlivých vrstev v segmentech č. 1 až 47, přičemž segmenty č. 1 a 47 představují okrajové podmínky s nulovými hodnotami.

CE-QUAL-W2 Bathymetry File

Segment lengths [DLX]

133,63 133,63 162,41 170,32 243,28 204,94 310,44 447,82 317,34 192,34  
266,45 324,57 377,06 273,73 237,92 215,1 220,04 217,03 216,19 318,66  
308,82 272,6 269,6 290,36 285,09 310,01 256,35 296,83 283,49 293,16  
312,97 298,15 276,8 276,57 352,35 356,54 293,61 327,29 320,79 391,42  
360,58 346,57 357,51 328,52 318,83 393,65 393,65

Water surface elevation [ELWS]

468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69  
468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69  
468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69  
468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69  
468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69 468,69

Segment orientations [PHI0]

3,96 3,96 3,64 2,26 3,72 5,4 4,24 2,14 1,7 2,97  
3,48 2,1 2,68 2,77 2,39 2,79 4,41 3,72 1,86 3,15  
4,53 3,3 1,81 3,2 1,98 1,53 2,53 4,49 3,77 2,55  
1,94 3,36 4,16 5,52 6,01 4,5 3,37 2,42 3,04 2,56  
4,15 3,92 2,88 4,04 5,48 3,7 3,7

Friction

30 30 30 30 30 30 30 30 30 30  
30 30 30 30 30 30 30 30 30 30  
30 30 30 30 30 30 30 30 30 30  
30 30 30 30 30 30 30 30 30 30  
30 30 30 30 30 30

Layer heights [H]

1 1 1 1 1 1 1 1 1 1  
1 1 1 1 1 1 1 1 1 1  
1 1 1 1 1 1 1 1 1 1  
1 1 1 1 1 1 1 1 1 1  
1 1 1 1 1 1

Segment 1

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 2

0,00 4,90 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 3

0,00 47,15 9,16 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 4

0,00 43,80 27,46 6,37 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 5

0,00 46,06 36,48 21,72 5,09 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 6

0,00 52,12 41,94 28,93 17,74 5,10 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 7

0,00 57,33 47,63 35,82 26,96 16,45 5,09 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 8

0,00 79,15 72,60 64,46 52,70 38,25 18,66 5,09 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 9

0,00 69,89 66,29 60,99 53,11 44,15 34,27 23,34 5,12 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 10

0,00 73,46 71,08 66,83 60,45 54,40 47,60 40,34 33,02 7,51  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 11

0,00 89,20 82,13 74,20 65,14 58,37 53,15 48,89 44,53 30,43  
7,40 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 12

0,00 87,46 82,27 76,10 70,95 66,89 62,87 59,22 55,36 42,15  
23,23 5,12 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 13

0,00 101,35 95,25 88,08 81,84 76,59 72,14 67,76 62,57 52,26  
38,87 24,80 5,11 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 14

0,00 111,51 101,06 91,68 85,05 80,33 75,96 70,30 65,24 59,65  
52,54 42,77 30,11 6,87 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 15

0,00 189,98 178,76 167,75 159,71 152,73 144,72 131,93 110,44 92,52  
76,47 61,46 46,27 31,77 5,13 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 16

0,00 184,98 166,82 149,66 133,38 119,72 106,25 94,84 85,96 76,07  
66,49 56,28 47,95 38,68 23,47 5,11 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 17

0,00 245,74 226,41 202,03 181,89 168,91 156,54 139,35 124,32 107,99  
95,34 83,62 76,86 69,29 48,26 26,70 5,70 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 18

0,00 155,92 154,04 151,48 149,23 145,45 140,39 127,45 108,23 99,31  
92,45 85,84 78,95 72,69 52,77 39,68 24,62 5,32 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 19

0,00 109,94 109,22 108,47 107,91 106,61 104,97 101,62 96,53 92,94  
89,24 83,87 75,48 65,95 54,34 43,43 31,77 19,94 5,12 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 20

0,00 85,47 85,21 84,52 83,53 82,35 81,37 80,09 78,37 77,27  
75,94 74,28 71,71 66,19 61,43 55,86 49,56 40,46 27,25 5,17  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 21

0,00 145,08 141,14 136,33 131,45 125,81 120,43 115,15 110,22 105,15  
99,55 93,75 88,45 82,60 75,97 68,01 59,23 49,51 37,36 23,89  
5,20 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 22

0,00 131,52 125,64 120,26 116,46 112,93 108,44 101,45 95,19 90,42  
86,01 81,54 77,02 72,32 67,56 62,17 56,69 50,86 44,51 34,56  
20,32 5,20 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 23

0,00 167,26 152,56 141,83 134,26 128,41 123,74 119,14 114,41 109,07  
103,72 98,35 93,35 87,74 81,93 76,03 69,80 63,49 55,20 44,83  
33,72 19,39 5,17 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 24

0,00 424,74 409,16 384,09 360,58 338,59 312,44 282,67 257,26 231,44  
209,45 183,80 155,22 134,57 120,06 107,57 95,16 83,65 73,42 61,42  
47,49 33,57 20,50 5,14 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 25

0,00 176,99 170,80 162,40 151,53 142,23 132,91 120,76 111,75 104,54  
99,60 94,82 89,91 86,00 82,82 79,57 77,10 72,91 67,83 62,67  
56,68 49,35 39,93 23,75 5,18 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 26

0,00 177,06 174,72 171,22 167,82 164,59 160,11 154,96 149,30 144,01  
138,40 132,13 126,01 119,65 113,61 105,79 96,84 86,80 77,37 69,65  
62,19 54,59 46,18 35,45 17,35 5,20 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 27

0,00 174,34 170,38 164,67 159,15 154,26 149,24 143,81 138,23 133,06  
127,58 121,30 115,87 108,11 98,69 91,42 85,44 80,22 74,54 68,27  
61,12 52,96 44,87 35,18 26,56 15,26 5,18 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 28

0,00 99,46 98,71 97,76 96,37 94,69 93,22 91,19 90,30 88,80  
86,74 84,63 82,47 80,42 78,30 75,42 72,44 69,43 66,67 64,00  
61,04 57,85 53,77 48,51 41,38 32,47 19,87 5,18 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 29

0,00 132,31 128,72 126,13 122,52 118,82 115,26 111,72 108,49 105,34  
101,39 97,18 93,41 89,85 86,37 81,97 78,00 73,99 70,60 67,44  
64,71 61,69 57,85 54,39 50,76 46,10 39,79 19,48 5,17 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 30

0,00 140,51 138,76 136,82 133,50 129,63 125,90 121,99 118,82 114,75  
110,43 105,44 101,05 96,27 93,06 88,68 85,37 82,24 79,24 76,09  
72,07 66,85 60,75 54,16 49,04 44,25 39,17 33,25 25,12 5,21  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 31

0,00 216,23 213,30 209,58 204,42 199,39 194,27 189,52 184,93 179,49  
173,04 166,07 159,05 150,95 144,15 137,17 130,89 125,14 118,61 112,81  
106,99 100,42 92,91 83,79 76,23 69,23 61,18 53,00 42,89 20,65  
5,21 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 32

0,00 179,93 176,31 173,95 170,47 166,73 162,77 159,27 156,04 153,30  
149,99 145,89 142,72 139,00 135,70 130,94 126,57 122,84 118,66 115,11  
111,36 106,56 100,63 93,58 87,18 80,30 71,53 60,85 48,95 35,70  
19,21 5,23 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 33

0,00 194,26 188,70 184,46 179,89 175,24 169,90 164,94 160,20 155,50  
150,93 146,60 141,98 137,67 134,46 129,82 125,67 122,12 118,65 116,20  
113,41 110,21 106,09 101,85 97,49 91,26 83,07 73,51 61,82 48,90  
35,87 18,24 5,21 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 34

0,00 236,05 230,38 225,88 220,18 214,18 207,18 199,32 191,99 184,52  
177,20 169,90 162,96 154,63 147,30 139,78 132,92 127,15 121,44 116,70  
111,81 106,89 101,14 94,98 88,93 82,10 73,43 65,05 56,19 49,31  
42,13 33,94 21,24 5,95 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 35

0,00 216,49 213,89 211,58 206,55 200,70 194,67 185,31 172,95 165,01  
157,13 147,07 136,51 128,79 122,90 117,24 111,93 107,14 103,29 99,81  
95,49 91,29 86,40 81,58 77,48 73,29 68,55 63,92 58,73 53,81  
48,53 43,20 36,30 27,20 5,14 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 36

0,00 189,44 188,93 187,94 185,74 182,59 178,38 172,56 164,10 159,91  
155,82 150,53 145,22 139,91 135,95 131,49 127,36 123,67 119,94 116,63  
112,80 108,10 102,48 96,62 91,26 86,27 80,34 74,75 68,65 62,95  
57,05 50,96 43,56 34,19 16,60 5,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 37

0,00 222,89 222,04 221,79 219,98 217,34 213,80 208,44 195,71 188,45  
181,31 173,03 163,53 156,88 151,95 146,65 141,76 137,81 133,56 129,93  
125,52 120,29 113,88 107,86 103,83 99,51 94,96 90,79 85,60 81,37  
76,15 70,21 62,13 49,11 33,21 13,18 5,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 38

0,00 242,63 241,84 241,28 238,53 234,79 230,91 227,87 225,08 221,53  
217,47 211,81 206,67 200,98 195,60 188,74 182,29 176,73 171,06 165,29  
158,37 150,72 141,85 131,13 121,44 112,83 104,22 96,49 89,52 84,71  
80,01 75,92 71,74 67,25 57,35 46,52 24,29 5,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 39

0,00 309,58 303,13 297,64 290,14 281,84 273,93 266,83 259,63 251,52  
243,33 234,63 226,61 217,56 210,07 201,89 194,29 187,53 179,52 173,09  
166,85 159,71 151,38 142,51 135,50 128,93 121,58 114,09 105,27 97,79  
90,47 83,77 76,29 68,11 56,56 47,61 36,95 18,41 5,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 40

0,00 139,28 138,80 138,61 137,30 134,99 132,50 130,39 128,80 127,35  
125,55 123,15 121,11 119,25 117,65 114,86 112,26 110,09 108,16 106,68  
105,06 102,84 99,54 95,79 91,40 87,49 83,43 79,77 75,92 72,96  
69,55 66,49 63,26 59,97 53,55 49,01 44,21 38,21 30,91 6,28  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 41

0,00 212,60 203,32 194,55 190,59 187,40 183,66 180,48 178,21 175,39  
171,93 168,02 164,81 161,17 158,49 154,25 150,03 146,95 143,83 140,90  
137,15 132,67 127,41 122,35 119,33 115,87 111,42 107,50 102,66 98,59  
93,95 89,66 84,79 80,03 71,81 66,34 61,26 56,03 48,52 24,80  
5,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 42

0,00 459,93 442,76 423,40 405,62 391,51 378,70 367,53 357,23 346,93  
334,91 321,98 310,62 299,21 287,11 273,38 260,83 249,83 236,71 221,43  
209,25 197,91 186,74 177,00 168,87 160,07 151,33 143,33 135,57 127,90  
119,83 111,87 102,81 93,70 81,26 72,29 63,42 54,83 46,20 31,87  
15,44 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 43

0,00 212,29 199,56 187,65 183,91 181,63 178,76 175,84 174,29 172,54  
170,25 167,25 164,56 161,74 159,73 156,82 154,08 151,91 150,08 148,30  
145,74 142,49 138,27 133,46 127,15 123,40 119,56 115,95 110,30 106,47  
100,70 95,54 89,53 83,59 74,49 68,70 63,22 57,73 50,48 38,91  
25,56 11,75 0,00 0,00 0,00 0,00

Segment 44

0,00 250,89 236,30 227,35 220,94 215,77 210,82 206,22 202,77 199,09  
195,12 190,40 186,01 182,03 178,95 174,28 170,19 167,03 163,87 161,67  
158,93 156,04 151,71 147,33 143,76 139,28 134,08 129,15 120,48 112,90  
104,17 93,93 82,65 74,43 65,52 61,97 59,20 56,62 54,25 48,83  
39,66 27,41 11,99 0,00 0,00 0,00

Segment 45

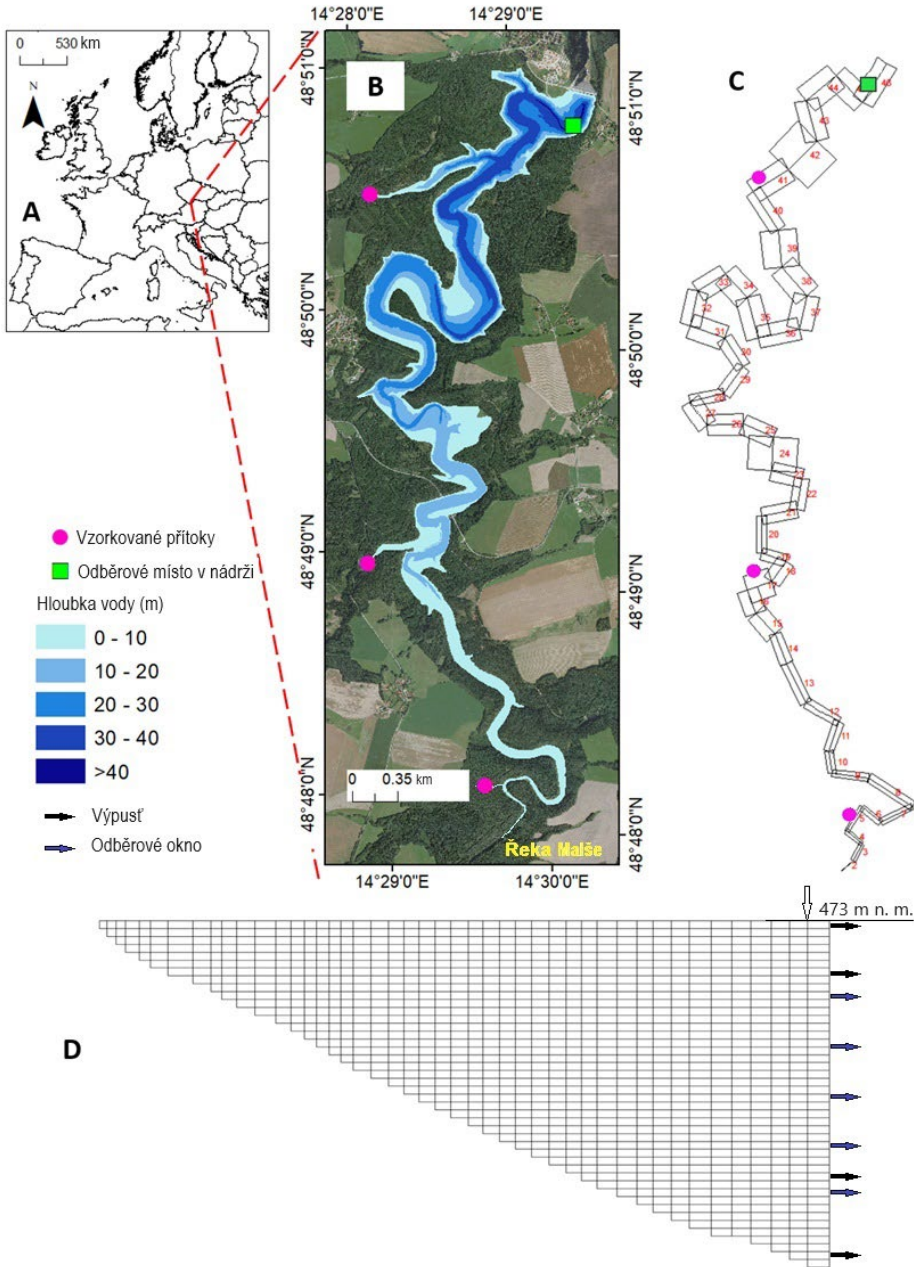
0,00 223,74 211,70 203,40 196,73 190,84 185,54 180,59 176,16 171,83  
167,07 162,20 157,52 152,93 148,57 143,80 139,46 136,02 132,68 129,77  
126,58 122,73 118,19 113,63 110,92 107,97 104,60 101,40 98,48 95,98  
92,72 89,53 85,36 80,43 72,48 68,06 63,78 60,01 55,84 50,89  
43,83 34,39 22,43 11,52 0,00 0,00

Segment 46

0,00 192,96 188,40 183,60 180,01 176,34 172,99 170,20 167,96 163,72  
157,12 150,60 145,02 140,23 136,23 132,52 129,18 126,49 123,91 121,67  
118,58 115,11 110,58 105,67 102,22 99,16 95,71 92,45 88,52 84,77  
79,86 75,31 70,19 64,82 58,22 55,18 52,37 49,56 46,48 42,04  
35,74 26,88 19,53 13,18 6,73 0,00

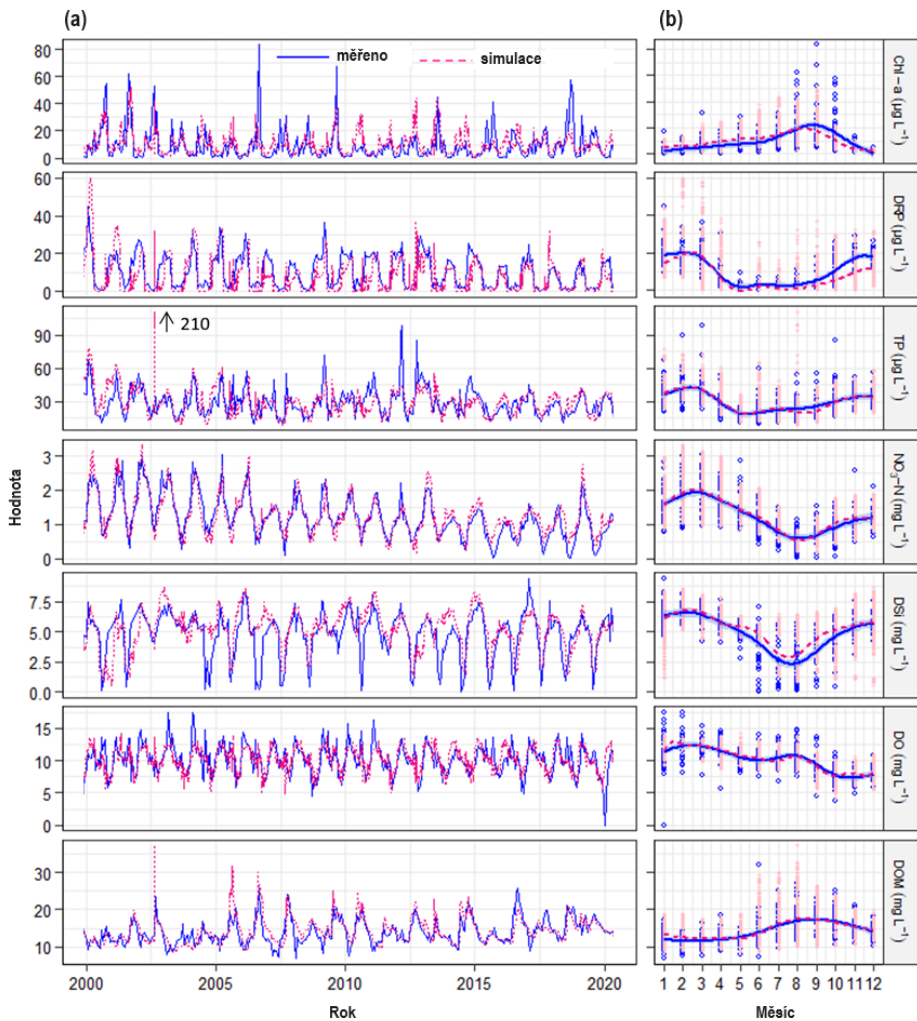
Segment 47

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00  
0,00 0,00 0,00 0,00 0,00



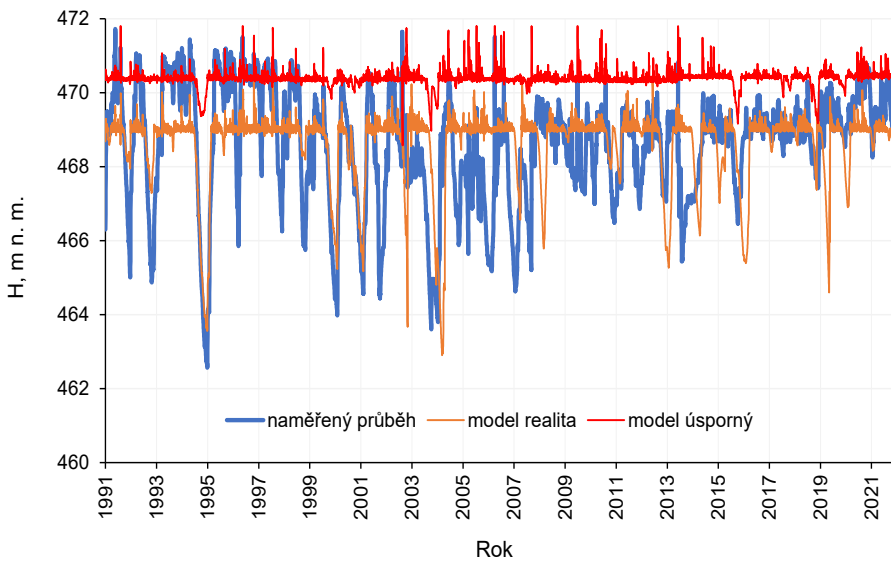
**Obrázek P1**

Vodárenská nádrž Římov: (A) poloha nádrže v Evropě; (B) batymetrická mapa s vyznačením polohy sledovaných bočních přítoků do nádrže; definice výpočetní mřížky modelu CE-QUAL-W2 znázorněná v půdorysu (C) a v profilu, včetně polohy výpustí a odběrových oken (D).



**Obrázek P2**

Srovnání měřených a simulovanými ukazatelů kvality vody po kalibraci modelu CE-QUAL-W2 (a) v časových řadách a (b) jako měsíční distribuce dat, kde modré a purpurové čáry znázorňují shody zobecněného aditivního modelu a barevná stínovaná oblast kolem průběhových křivek představuje standardní chybu modelu.



### Obrázek P3

Skutečný naměřený průběh kóty hladiny v nádrži Římov v období 1991–2021 (modrá čára) a scénářové průběhy kóty hladiny řízené modelem RESMNG pro simulaci řízení nádrže jako v letech 2003–2021 (oranžová čára) a pro simulaci omezeného nalepšení pro MVE, aby kolísání hladiny nepřesáhlo cca 1,5 m (červená čára).

