



Fakulta životního
prostředí

Metodika stanovení hodnot minimálních zůstatkových průtoků v podmínkách České republiky

Pavel Balvín

Školitel:

Prof. Ing. Martin Hanel, Ph.D.

Oponenti:

Doc. Dr. Ing. Pavel Fošumpaur, Ph.D.

Doc. Ing. Evžen Zeman, CSc.

Ing. Miroslav Tesař, CSc.

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem tuto disertační práci vypracoval samostatně pod vedením školitele a uvedl veškerou použitou literaturu a zdroje. Tištěná a elektronická verze se doslovně shodují

PODĚKOVÁNÍ

Problematikou minimálních zůstatkových průtoků se ve VÚV TGM, v.v.i., zabývám od roku 2001 prostřednictvím hydraulicko-habitatových metod, konkrétně aplikací metody IFIM a modelu PHABSIM.

Od roku 2010 jsem se věnoval vývoji nové metody založené na objektivnějším způsobu stanovení hodnot MZP. K vývoji nového metodického přístupu rovněž přispěla řada lidí, kterým bych rád touto cestou poděkoval. Jmenovitě se jedná o Magdalenu Nesládkovou, Adama Vizinu, Johannu Blöcher, Romana Kožína a Marcelu Makovcovou.

V neposlední řadě školiteli Martinovi Hanelovi, který svými radami usměrňoval vývoj disertační práce.

Obsah

1. Úvod	13
1.1 Problematika MZP	13
2. Literární přehled	15
2.1 Způsoby přístupu k MZP ve vybraných zemích a EU	15
2.1.1. Česká republika	15
2.1.2. Německo	16
2.1.3. Rakousko	17
2.1.4. Švýcarsko	19
2.1.5. Spojené království	22
2.1.6. EU	24
2.2 Metody stanovení ekologických průtoků	25
2.2.1. Hydrologické metody	25
2.2.2. Hydraulicko-habitatové metody	26
2.2.3. Holistické metody	27
2.3 Výběr vhodné metody	28
2.4 Vyhodnocení základních přístupů a jejich aplikovatelnost	32
2.5 Metoda IFIM a její modelový nástroj Phabsim	34
2.5.1. Vývoj metody IFIM	34
2.5.2. Phabsim jako modelový nástroj	36
2.5.3. Aplikace IFIM a Phabsim v podmínkách ČR	40
2.5.4. Vyhodnocení aplikace IFIM a PHABSIM v podmínkách ČR	47
3. Metodika	49
3.1 Požadavky na metodické řešení	49
3.2 Charakteristika území ČR	50
3.3 Regionální rozdělení ČR pro výpočet MZP	53
4. Výsledky	55
4.1 Metodika výpočtu MZP na vodních tocích	55
4.2 Stanovení MZP na přehradách	57
4.3 Stanovení MZP na MVN	68
5. Posouzení dopadu navržené metodiky	74
5.1 Posouzení dopadu navržené metodiky na hodnoty MZP za období 1981–2010	74
5.2 Posouzení zabezpečení MZP 1981–2019	78
5.3 Posouzení změny vybraných Qm s přechodem na období 1990–2019	87

5.4 Změna MZP s ohledem na platný metodický pokyn (1998) za referenční období 1991–2019	90
5.5 Porovnání metodických přístupů ke stanovení MZP za období 1991–2019	91
6. Diskuse a závěr	100
6.1 Aplikovatelnost metodiky v rámci ČR	101
6.1.1. Zabezpečení navržených hodnot MZP	101
6.1.2. Změna MZP způsobená novým metodickým přístupem	104
6.2 MZP na vodních nádržích	106
6.3 Možnosti a doporučení pro další vývoj metodiky.....	108
7. Literatura	110
8. Přílohy	116
9. Seznam obrázků	117
10. Seznam tabulek	121

SEZNAM ZKRATEK

AVDEPTH – Výpočetní modul PHABSIM pro modelování průměrných hydraulických charakteristik pro výpočet habitatových podmínek v jednotlivých měrných profilech

AVPERM – Výpočetní modul PHABSIM pro modelování průměrných hydraulických charakteristik pro výpočet habitatových podmínek v jednotlivých měrných profilech

CASIMIR - Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements

ELOHA – Ecological limits of Hydrologic Alteration

HABTAE – Výpočetní modul PHABSIM pro modelování habitatových podmínek v jednotlivých příčných profilech a v úsecích mezi měrnými profily

IFIM - Instream Flow Incremental Methodology

IHA – Indicators of Hydrological Alteration

MANSQ – Výpočetní modul PHABSIM pro kalibraci a výpočet polohy hladiny v měrných úsecích na základě Manningovy rovnice

MVE – Malá vodní elektrárna

MVN – Malé vodní nádrže

MZP – Minimální zůstatkový průtok

MŽP ČR – Ministerstvo životního prostředí České republiky

PHABSIM – Physical Habitat Simulation

STGQ – Výpočetní modul PHABSIM pro kalibraci a výpočet polohy hladiny v měrných úsecích na základě ustáleného rovnoměrného proudění

VD – Vodní dílo

VÚV TGM, v.v.i. – Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, v.v.i.

K₉₉ – Udává poměr mezi průměrným denním průtokem s pravděpodobností překročení 99 % a hodnotou Q_a

WFD – Water Framework directive – rámcová směrnice o vodě EU

WUA – Wetted usable area – vážená využitelná plocha

WSP – Výpočetní modul PHABSIM pro kalibraci a výpočet polohy hladiny v měrných úsecích metodou po úsecích v režimu ustáleného nerovnoměrného proudění

SEZNAM PROMĚNNÝCH/VELIČIN

Q_m – m-denní průtok

Q₃₅₅ – Průtok, který je dosažen nebo překročen v dlouhodobém průměru 355 dní v roce

Q₃₃₀ – Průtok, který je dosažen nebo překročen v dlouhodobém průměru 330 dní v roce

Q_a – Dlouhodobý průměrný průtok za dané období

Cíle disertační práce

Cílem disertační práce bylo navrhnout a posoudit nový metodický přístup pro stanovení hodnot minimálních zůstatkových průtoků v podmínkách České republiky.

Nově navržený metodický přístup má splňovat současné standardy uplatňované v rámci stanovení tzv. ekologických průtoků, a to především v evropském kontextu. Z těchto důvodů bylo stanoveno, že nový metodický přístup by měl splňovat níže uvedené parametry:

- Respektovat hydrologické a hydrogeologické poměry České republiky s důrazem na možnost regionálního rozdělení České republiky do oblastí, kde bude minimální zůstatkový průtok stanoven rozdílným způsobem.
- Implementovat do výpočtu minimálního zůstatkového průtoky parametry pro zachování optimálních životních podmínek pro vodní organismy.
- Stanovit rozdílné hodnoty minimálního zůstatkového průtoky během roku a respektovat tak sezónní hydrologický charakter vodních toků.
- Pro výpočet MZP použít standardní hydrologické charakteristiky poskytované Českým hydrometeorologickým ústavem.
- Zpracovat metodický přístup do takové podoby, kvality a podrobnosti, aby mohl být použit jako podklad pro zpracování nařízení vlády České republiky.

Stávající metodický pokyn Ministerstva životního prostředí ČR z roku 1998 většinu uvedených parametrů nesplňuje a je poplatný době, ve které byl vytvořen.

Práce se proto z výše uvedených důvodů soustředila na způsob stanovení minimálních zůstatkových průtoků na vodních tocích, významných vodních nádržích a malých vodních nádržích. Disertační práce rovněž vyhodnocuje zabezpečení navržených hodnot minimálních zůstatkových průtoků ve vybraných obdobích 1981-2010, 1991-2019 a 2014-2019. Práce rovněž vyhodnocuje dopady změny hodnot minimálních zůstatkových průtoků nově navrženého přístupu v porovnání se stávajícím metodickým pokynem Ministerstva životního prostředí ČR z roku 1998.

Příspěvky autora

Balvín, P. a kol.: *Stanovení minimálních zůstatkových průtoků na Svídnicí. Výzkumná zpráva za dobu řešení 2000–2001. VÚV Praha 2001.*

Jedná se o aplikaci hydraulicko-habitatové metody studie, jejímž cílem bylo stanovit hodnoty ekologických průtoků ve vybraném úseku vodního toku Svídnic. Svídnic je hraničním tokem mezi ČR a Německem. Studie byla zpracována v letech 2000–2001 v rámci zakázky z MŽP ČR. Cílem výzkumu bylo pomocí modelu PHABSIM a metodiky IFIM namodelovat vztah mezi WUA a průtokem, a to za účelem nastavení vhodného ekologického průtoku. V rámci studie byla provedena sezonní měření na pilotních lokalitách Svídnic.

Doktorand se podílel na sběru hydraulických a habitatových dat. Provedl jejich zpracování a vyhodnocení a modelování požadovaných parametrů pro stanovení hodnot ekologických (minimálních zůstatkových) průtoků. Výstupem projektu byla závěrečná zpráva, která byla použita jako podklad jednání komise pro hraniční vody.

Balvín, P., Slavík O.: *Stanovení minimálních zůstatkových průtoků na Přísečnici a Černé Vodě. Výzkumná zpráva za dobu řešení 2001–2002. VÚV Praha 2002.*

Jedná se o aplikaci hydraulicko-habitatové metody studie, jejímž cílem bylo stanovit hodnoty ekologických průtoků ve vybraných úsecích vodních toků Přísečnice a Černá voda. Přísečnice a Černá voda jsou hraničními toky mezi ČR a Německem. Studie byla zpracována v letech 2001–2002 v rámci zakázky z MŽP ČR a navazovala na studii na Svídnicí. Cílem výzkumu bylo pomocí modelu PHABSIM a metodiky IFIM namodelovat vztah mezi WUA a průtokem, a to za účelem nastavení vhodného ekologického průtoku. V rámci studie byla provedena sezonní měření na pilotních lokalitách Přísečnice a Černé vody.

Doktorand se podílel na sběru hydraulických a habitatových dat. Provedl jejich zpracování a vyhodnocení a modelování požadovaných parametrů pro stanovení hodnot ekologických (minimálních zůstatkových) průtoků. Výstupem projektu byla závěrečná zpráva, která byla použita jako podklad jednání komise pro hraniční vody.

Balvín, P. a kol.: *Stanovení minimálních zůstatkových průtoků na Svatavě. Výzkumná zpráva za dobu řešení 2003–2004. VÚV Praha 2004.*

Jedná se o aplikaci hydraulicko-habitatové metody studie, jejímž cílem bylo stanovit hodnoty ekologických průtoků v posuzovaném úseku vodního toku Svatava. Svatava je hraničním tokem mezi ČR a Německem. Studie byla zpracována v letech 2003–2004 v rámci zakázky z MŽP ČR. Cílem výzkumu bylo pomocí modelu PHABSIM a metodiky IFIM namodelovat vztah mezi WUA a průtokem, a to za účelem nastavení vhodného ekologického průtoku. V rámci studie byla provedena sezonní měření na pilotních lokalitách Svatavy.

Doktorand se podílel na sběru hydraulických a habitatových dat. Provedl jejich zpracování a vyhodnocení a modelování požadovaných parametrů pro stanovení hodnot ekologických (minimálních zůstatkových) průtoků. Výstupem projektu byla závěrečná zpráva, která byla použita jako podklad jednání komise pro hraniční vody.

Mrkvičková, M.; Balvín, P.: *Proposal for minimum residual flow setting. Water Manag. Tech. Econ. Inf. J. (VTEI J.) 2013, 55, 12–16.*

Doktorand se jako spoluautor podílel na článku, jehož cílem bylo seznámit odbornou veřejnost s prvním návrhem nového metodického přístupu pro stanovení minimálních zůstatkových průtoků. Článek provedl první analýzu možných přístupů a z dostupných datových sad byl proveden první návrh regionálního rozdělení a sezonního rozdělení výpočtu MZP během roku. Článek se rovněž okrajově zabýval možným způsobem stanovení MZP na vodních nádržích. Výpočty byly provedeny pro omezenou datovou sadu cca 125 vodoměrných stanic za referenční období 1981–2010. V článku zazněl i odkaz na aplikaci hydraulicko-habitatových metod jako IFIM a Phabsim, které slouží jako podklad pro první návrh metodického návrhu MZP.

Balvín, P.; Vizina, A.: *Determination of minimum residual flow values in the Czech Republic. Water Manag. Tech. Econ. Inf. J. (VTEI J.) 2018, 60, 8–13.*

Doktorand se jako autor podílel na článku, který popisuje nový metodický přístup stanovení minimálních zůstatkových průtoků a slouží jako podklad pro nařízení vlády ČR. Nový přístup vyvolává širokou diskusi nad jeho dopadem, a to jak z hlediska ochrany přírody, tak rovněž, a to především, z hlediska jeho dopadu na nakládání s vodami a hospodaření na nádržích. Už v počátcích řešení a hledání nového přístupu bylo jasné, že nebude možné najít ideální rovnováhu a uspokojit všechny zúčastněné. Problematika MZP totiž vyvolává přirozený rozpor mezi nakládáním s vodami a ochranou přírody a jen u minima případů lze nalézt ideální kompromis. Dosud platný metodický pokyn z roku 1998 je úměrný své době, ale nevyhovuje požadavkům na tzv. ekologické průtoky, rovněž výpočet směrných hodnot ve skokovém režimu nelze považovat za spravedlivý. Nový přístup je založen na regionálním rozdělení respektujícím hranice povodí a odlišné hydrologicko-geologické charakteristiky. Do výpočtu MZP zavádí více hydrologických charakteristik a vytváří podmínky pro sezonní rozdělení MZP během roku. Článek předkládá souhrn poslední verze způsobu stanovení hodnot minimálních zůstatkových průtoků, dokumentuje zvolený přístup a porovnává změny hodnot MZP s původním metodickým pokynem z roku 1998.

Balvín, P.; Vizina, A.; Nesládková, M.; Blöcher, J.; Makovcová, M.; Moravec, V.; Hanel, M. *Minimum Residual Flows for Catchments in the Czech Republic. Water 2021, 13, 689.*
<https://doi.org/10.3390/w13050689>

Doktorand se jako autor podílel na článku, který dokumentuje nejnovější poznatky na vývoji nového metodického pokynu pro stanovení hodnot MZP. Článek rovněž provádí srovnání s jednotlivými metodami v rámci Evropy. Stanovení minimálního

zbytkového průtoku se v Evropě řídí odlišnou metodikou v důsledku rozdílných hydrologických podmínek, požadavků na ekosystém, požadavků na odběr vody a legislativy. Metodiky v jednotlivých zemích jsou kvalitativně těžko srovnatelné. Jednotlivé přístupy však mohou sloužit jako příklady pro země procházející procesem rozvoje nové metodiky, ať už pro legislativní účely, nebo pro zlepšení environmentálních norem na vodních tocích.

Přesně taková je situace v České republice, která pracuje na nařízení vlády ČR již deset let od novely vodního zákona v roce 2010. Nový metodický přístup má zohlednit moderní trendy v oblasti zachování ekologických standardů a pro své výpočty použít standardní hydrologické charakteristiky. Nově navrhovaný přístup prochází složitým schvalovacím procesem, protože autoři usilují o zvýšení MZP ve srovnání se současným přístupem. Nový přístup předpokládá nastavení MZP mezi Q_{355} a Q_{330} .

Článek popisuje vývoj nového metodologického přístupu, včetně využití dostupných datových souborů Českého hydrometeorologického ústavu, navrženého regionálního členění pro výpočty MZP, stanovení MZP pod nádržemi a aktuálního stavu problematiky.

Autor je od roku 2010 hlavním řešitelem projektu **Návrh metodického řešení problematiky minimálních zůstatkových průtoků, jako podkladu pro nařízení vlády ČR**, jehož zpracováním byl pověřen Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, v.v.i.

1. Úvod

1.1 Problematika MZP

Minimální zůstatkový průtok (MZP) představuje legislativní nástroj pro zajištění ekologické funkce toku, obecného nakládání s vodami a dalších funkcí, často spojených s proměnlivými potřebami společnosti. V současné době představuje MZP nástroj, jehož hodnota může zásadním způsobem ovlivnit vodní hospodářství z pohledu odběrů a nakládání s vodami, ale stejně tak z hlediska zajištění životaschopnosti vodních organismů ve vodních tocích. Zatímco jsme schopni vyčíslit ekonomické ztráty způsobené např. snížením výkonu na malé vodní elektrárně (MVE), snížením průmyslové výroby nebo snížením zemědělské produkce, vyčíslit ekonomické ztráty způsobené snížením reprodukce ryb či úbytkem makrozoobentosu je stále velice obtížné.

Z pohledu odběratele vody je tak vždy jednodušší vyčíslit ekonomickou újmu, kterou lze exaktně prokázat. Na druhou stranu organizace a společnosti hájící zájmy přírody prokazují újmy způsobené nevyhovujícími zůstatkovými průtoky většinou na základě hydromorfologického a biologického monitoringu. Zde je nutné poznamenat, že obě strany striktně hájí své zájmy, často však zkreslenými nebo nepodloženými argumenty bez jakékoli ochoty nalézt kompromis.

V současné době mají větší legislativní podporu spíše odběratelé vody než ochránci přírody. K této situaci významně přispívá situace po novele vodního zákona z roku 2010, kdy bylo v § 36 vodního zákona [1] stanoveno, že způsob a kritéria minimálního zůstatkového průtoku stanoví vláda nařízením.

Bohužel ani po 12 letech po novele vodního zákona nebyl tento dokument schválen. Nicméně byl za vypjatých okolností projednán v meziresortním řízení, a to se zásadními připomínkami z jednotlivých ministerstev zastupujících především zájmy odběratelů a uživatelů vody.

Na základě této zkušenosti je možné konstatovat, že nalezení oboustranně vyhovujícího kompromisu je velice obtížné, spíše nemožné, jelikož zájmy odběratelů vody a ochránců přírody jsou v přímém rozporu. A právě z tohoto důvodu je potřeba nalézt řešení pro schválení legislativní formy, tedy nařízení vlády ČR. Tento fakt klade na zmíněné nařízení vlády vysoké požadavky. Musí být dostatečně exaktní, aby poskytlo jasná pravidla stanovení MZP pro vodoprávní úřady, a na straně druhé musí být dostatečně flexibilní s určitými stupni volnosti, které stále zajistí možnosti odběru vody.

Z výše uvedených argumentů vyplývá, že problematika MZP a nalezení optimálního řešení je velice složitá. Nicméně o to více je nutné se touto problematikou zabývat, a to i za podmínek, že není možné nalézt kompromis vyhovující všem.

Cílem disertační práce je představit současně navrhovaný přístup řešení stanovení MZP jako podklad pro nařízení vlády ČR a posoudit dopady ve srovnání se stávajícím a platným metodickým pokynem MŽP ČR. V případě, že to bude nutné, rovněž navrhnout případnou optimalizaci řešení. Disertační práce dále představuje možnosti použití experimentálních metod založených především na hydraulicko-biologickém hodnocení, nebo naopak pouze na hydrologické analýze.

2. Literární přehled

2.1 Způsoby přístupu k MZP ve vybraných zemích a EU

2.1.1 Česká republika

V České republice je problematika MZP v kompetenci MŽP ČR a je definována v § 36 vodního zákona. Současné znění § 36 je následující:

„(1) Minimálním zůstatkovým průtokem je průtok povrchových vod, který ještě umožňuje obecné nakládání s povrchovými vodami a ekologické funkce vodního toku a zohledňuje možnosti rekreační plavby.

(2) Minimální zůstatkový průtok stanoví vodoprávní úřad v povolení k nakládání s vodami. Vodoprávní úřad přitom přihlédne k podmínkám vodního toku a možnostem rekreační plavby, charakteru nakládání s vodami a vychází z opatření k dosažení cílů ochrany vod přijatých v plánu povodí podle § 26. Dále stanoví místo a způsob měření minimálního zůstatkového průtoku a četnost předkládání výsledků těchto měření vodoprávnímu úřadu.

(3) Způsob a kritéria stanovení minimálního zůstatkového průtoku podle odstavce 2 stanoví vláda nařízením.

(4) V případě vodního díla podle § 15a odst. 3, jsou-li splněny podmínky podle § 15a odst. 5, je minimální zůstatkový průtok navržen v projektové dokumentaci. Souhlasem vodoprávního úřadu s ohlášením vodního díla se má návrh minimálního zůstatkového průtoku uvedený v projektové dokumentaci za stanovený.“

Po novele vodního zákona z roku 2010 prošel § 36 zásadní změnou, a to především odstavce č. 2 a 3. V nedávné době byl mírně pozměněn odstavec č. 1 (doplněna rekreační plavba) a přidán odstavec č. 4. Zásadní význam po novele vodního zákona má odstavec č. 3, který stanovuje: *„Způsob a kritéria stanovení minimálního zůstatkového průtoku podle odstavce 2 stanoví vláda nařízením“.*

Vzhledem k tomu, že nařízení vlády nebylo dosud schváleno, je v současné době stále platný metodický pokyn MŽP ČR z roku 1998.

Výpočet MZP je v metodickém pokynu řešen na základě tzv. směrných hodnot u vedených v tabulce č. 2.1.

Tabulka č. 2.1 – Směrné hodnoty minimálního zůstatkového průtoku dle velikosti Q_{355} .

Q_{355} (m ³ /s)	Minimální zůstatkový průtok (m ³ /s)
< 0,05	Q_{330}
0,05–0,5	$(Q_{330} + Q_{355}) \times 0,5$
0,51–5,0	Q_{355}
> 5,0	$(Q_{355} + Q_{364}) \times 0,5$

Zde je nutné dodat, že tato tabulka původně sloužila pro stanovení MZP pod čistírnami odpadních vod a nemá žádnou vazbu na biologickou potřebu organismů nacházejících se ve vodním toku. Z tohoto důvodu se hodnoty v tabulce č. 2.1 uvádějí jako směrné (přibližné). V praxi však vodoprávní úřady většinou tyto hodnoty používají jako exaktní. Z tohoto důvodu zpracoval VÚV TGM, v.v.i., doplňující dokument k metodickému pokynu, který např. doporučuje rozdělit MZP na několik hodnot během roku s cílem zajistit větší hydrologickou variabilitu. Dalším doporučením je rovněž maximálně posoudit hydromorfologii vodního toku a zohlednit potřeby vodních organismů.

V praxi jsou tyto doporučení zohledňována minimálně a převažuje výpočet MZP podle tabulky č. 2.1.

Po novele vodního zákona z roku 2010 vypracovalo MŽP ČR nové požadavky na způsob výpočtu MZP s cílem tvorby nové metodiky pokynu, která bude podkladem pro zpracování nařízení vlády vyplývajícího z § 36 odst. 3. vodního zákona.

2.1.2. Německo

V Německu neexistuje jednotná závazná metodika na spolkové úrovni. Vodní zákon definuje minimální vodnost pod odběrem ve formě hloubky vody, ale konkrétní přístupy jsou řešeny na úrovni jednotlivých spolkových států. Šestnáct zemí, šestnáct možných přístupů [10].

V rámci stanovení MZP se v Německu rovněž používají různé modelové nástroje a metody založené jak na čistě hydrologickém modelování, tak i na modelování změny habitatu, např. metoda IFIM (Instream Flow Incremental Methodology) [2], [10]. V souvislosti s německým přístupem se často zmiňuje model CASIMIR (Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements).

Získat konkrétní metodiku výpočtu MZP v jednotlivých spolkových zemích bylo velice obtížné. Spolkové země tyto podklady velice nerady poskytují. Jednou z mála zemí, od které se podařilo způsob výpočtu MZP získat, je spolková země Bavorsko [70]. Zde je výpočet MZP následující:

$$MZP = \frac{5}{12} \times Q_{min} \quad (1)$$

kde

Q_{min} – dlouhodobý průměrný minimální průtok (m^3/s).

Nicméně v poslední době byla snaha o navýšení MZF podle vztahu:

$$MZP = (0,8-1,2) \times Q_{min} \quad (2)$$

Tento návrh se však zatím nepodařilo prosadit.

2.1.3. Rakousko

V Rakousku je minimální ekologický průtok definovaný ve spolkovém zákoně pro povrchové vody [3]. Podmínky pro zajištění minimálního průtoku jsou následující:

„Ve všech vodních útvarech zajišťuje ekologicky požadovaný minimální průtok úroveň a dynamiku proudu a připojení k podzemní vodě tak, aby ve všech oblastech bylo možné dosáhnout hodnot složek biologické kvality stanovených pro dobrý stav. Tyto podmínky se považují za splněné, pokud:

1. v korytu vodního toku je trvalý minimální průtok, který

a) překračuje hodnotu pro přirozený nejnižší denní minimální průtok (minimální průtok \geq přirozený minimální denní průtok),

b) představuje alespoň jednu třetinu přirozeného průměrného ročního minimálního průtoku (minimální průtok $\geq 1/3$ přirozeného průměrného ročního minimálního průtoku), a to ve vodních útvarech, u nichž je hodnota přirozeného nejnižšího denního minimálního průtoku nižší než jedna třetina přirozeného průměrného ročního minimálního průtoku,

c) představuje alespoň polovinu přirozeného průměrného ročního minimálního průtoku (minimální průtok $\geq 1/2$ přirozeného průměrného ročního minimálního průtoku) ve vodních útvarech, u nichž je průměrný průtok vody nižší než $1 m^3/s$ a hodnota přirozeného nejnižšího denního minimálního průtoku je pod polovinou přirozeného průměrného ročního nízkého průtoku a dosahuje hodnot stanovených v příloze G, které jsou relevantní pro minimální hloubku vody a minimální rychlost v toku v přirozeném prostředí.

2. V korytě vodního toku existuje dynamický průtok obecně sledující přirozenou dynamiku vodního toku v průběhu času, který zajišťuje:

- a) sezonní charakter přirozeného přemístování sedimentů, a tím je zajištěno složení substrátu, které je pro vodní útvar typické.
- b) V dobách rybí migrace za účelem tření je zajištěn dostatečný proud/průtok.
- c) V různých obdobích roku jsou zvažovány různé nároky na stanoviště jednotlivých věkových tříd většiny relevantních organismů.
- d) Jsou zajištěny kyslíkové a teplotní podmínky, které jsou pro vodní útvar typické.“

„Příloha G:

Ekologická minima z hlediska hloubky vody a rychlosti proudění v prostředí rybích organismů

Zajištěním minimálního průtoku ve výši 50 % přirozeného průměrného ročního minimálního průtoku lze do značné míry zajistit soulad s hodnotami pro minimální hloubky a minimální rychlosti proudění, a tím i kontinuitu vodního útvaru. Pokud se toto množství vody zajištěno, měření hloubek a rychlosti proudění již není nutné.

Tabulka č. 2.2 – Minimální hloubky vody.

Rybí oblast	Peřejnaté úseky Minimální hloubka vody h_{\min} (m)	Meandrující úseky Průměrná minimální hloubka h (m) ³
Epirhithral – Pstruhové (> 10% slope)	0,1	0,15
Epirhithral - Pstruhové (3–10% slope)	0,15	0,2
Epirhithral - Pstruhové (≤ 3% slope)	0,20	0,25
Metarhithral – Pstruhové + Lipan	0,2	0,3
Hyporhithral - Kaprovité	0,2 (0,3) ²	0,3 (0,4 ²) ⁴
Epipotamal – Brakické vody	0,3	0,4 ⁴

¹ Minimální hloubka platí v konkrétních třecích a vývojových fázích u příslušných dominantních a subdominantních druhů ryb souvisejících s lokalitou.

² Hodnoty uvedené v závorkách platí pro přítomnost lososa dunajského.

³ Stanovení minimální hloubky v meandrujících a peřejnatých úsecích během období tření ryb se provádí takto:

Pro úsek 200 m, který je charakteristický pro vodní útvar, se maximální hloubka vody při minimálním, respektive zbytkovém průtoku stanoví v pěti nejvýraznějších peřejích a v pěti nejvýraznějších tůních. To bude sloužit jako základ pro výpočet příslušné hloubky pro tento úsek řeky. Aritmetický průměr tvořený deseti hodnotami odpovídá příslušné průměrné hloubce v tomto říčním úseku toku v době měření hloubky.

⁴ V hyporhithrální a epipotamální zóně mohou být v období tření vyžadovány vyšší minimální hloubky vody. Ty budou brány v úvahu jednotlivě podle dominantních a subdominantních druhů ryb souvisejících s lokalitou.

Tabulka č. 2.3 – Minimální rychlosti vody.

Typy úseků	V_{\min} (m/s)
Peřejnaté úseky ⁵	≥ 0,3
Hlavní proud v migračním koridoru ⁶	≥ 0,3

⁵ Střední profilová rychlost

⁶ Hlavní migrační proud slouží k účelu reotaktické orientace ryb. Migrační koridor se většinou nachází laterálně v oblasti kanálové linie a v současných oblastech vykazujících rychlost 1 m/s. Rychlosti proudění se určují v linii kanálu v oblasti měřených profilů nebo peřejí a tůní (měření se provádí svisle, 3 bodová měření ve 20 %, 60 % a 80 % celkové hloubky vody).“

Na první pohled je patrné, že rakouský přístup je propracovaný a ekologický. Do stanovení minimálního ekologického průtoku vstupují kritéria jako přirozený (odovlivněný) průtok s velkým důrazem na zajištění minimálních hloubek a rychlostí. Zásadním kritériem je rovněž zajištění migrační prostupnosti v různých morfologických podmínkách vodních toků.

Jedná se jednoznačně o kombinaci hydrologické (analýzy hydrologických dat) a biologické (analýza potřeb vybraných živočichů) metody s cílem stanovit optimální minimální ekologický průtok.

2.1.4. Švýcarsko

Ve Švýcarsku je minimální zůstatkový průtok definován ve federálním zákoně o ochraně vod [4]. Jeho velikost je odvozena od velikosti Q_{347} , což je průtok s pravděpodobností překročení 95 %. Svým principem je švýcarská metoda podobná dosud platnému metodickému pokynu MŽP ČR [1] z roku 1998. To znamená, že MZP je odvozen od velikosti dané hydrologické charakteristiky. Hodnoty MZP dle švýcarského vodního zákona jsou uvedeny v tabulce č. 2.4.

Tabulka č. 2.4 – Hodnoty MZP dle švýcarského vodního zákona.

Q_{347} (l/s)	Minimální zůstatkový průtok (l/s)	Přidaný průtok dle velikosti Q_{347} (l/s)
Do 60	50	8 l/s pro každých dalších 10 l/s
Do 160	130	4,4 l/s pro každých dalších 10 l/s
Do 500	280	31 l/s pro každých dalších 100 l/s
Do 2 500	900	21,3 l/s pro každých dalších 100 l/s
Do 10 000	2 500	150 l/s pro každých dalších 10 000 l/s
Od 60 000	10 000	-----

Princip metody spočívá v tom, že pro určité hodnoty průtoku Q_{347} je stanoven příslušný MZP (tabulka č. 2.4, sloupec 1 a 2). Pokud se hodnota Q_{347} nachází v meziintervalu, pak je např. ke každým 10 l/s přičtena dodatková hodnota MZP.

Tuto metodu lze jednoznačně označit jako hydrologickou. Nicméně se nejedná o hodnoty nepřekročitelné nebo nepodkročitelné. Zákon přímo stanoví podmínky pro zvýšení MZP:

„Minimální zůstatkový průtok vody vypočtený podle tabulky č. 4 má být zvýšen, pokud nejsou dodržovány následující požadavky a nemůžou být splněny pomocí jiných opatření:

a) Předepsaná kvalita vody povrchových vod musí být zachována i přes odběr vody a stávající vypouštění odpadních vod.

b) Doplnování zdrojů podzemních vod musí pokračovat tak, aby na nich závislé dodávky pitné vody pokračovaly i nadále v požadovaném rozsahu a vodní režim půdy používané pro zemědělství nebyl podstatně narušen.

c) Vzácné biotopy a biocenózy, které závisí přímo nebo nepřímo na typu a velikosti vodní plochy, musí být zachovány nebo podle možnosti nahrazeny jinými, podobnými hodnotami a za předpokladu, že to není nemožné z jiných důvodů.

d) Hloubka vody nezbytná pro volný pohyb ryb musí být zachována.

e) Ve vodních tocích s průtokem Q_{347} až 40 litrů za sekundu v nadmořské výšce pod 800 metrů nad mořem, které slouží pro tření nebo jako chovné oblasti ryb, musí být trvání těchto funkcí zaručeno.“

Úřady v jednotlivých kantonech mají z hlediska MZP následující pravomoc z hlediska povolování výjimek:

„1. Snížení hodnot MZP

- a) V úseku o délce až 1 000 metrů pod místem odběru v nadmořské výšce nad 1 700 m nad mořem, pokud je průtok Q_{347} nižší než 50 l/s.
- b) V případě čerpání vody z vodních zdrojů, kde není možné udržet přirozenou reprodukci rybí populace za předpokladu, že zbývající průtok představuje nejméně 35 procent hodnoty průtoku Q_{347} .
- c) V rámci ochrany a využití topografického celku, pokud lze přiměřené rovnováhy dosáhnout upuštěním od dalšího odběru. Ochrana topografického celku vyžaduje souhlas Spolkové rady.
- d) V případě nutnosti časově omezeného odběru, zejména pro zásobování pitnou vodou, pro požární bezpečnost nebo pro zemědělské zavlažování.

2. Zvýšení hodnot MZP

Orgány mohou zvýšit minimální reziduální průtok vody v rozsahu, který se může ukázat jako nutný po zvážení důvodů pro a proti v případě konkrétního požadavku na odběr.

Zájmy ve prospěch odběru vody jsou následující:

- a) veřejné zájmy, které mohou být dosaženy odběrem vody,
- b) ekonomické zájmy v oblasti, ve které voda vzniká,
- c) ekonomické zájmy těch, kteří chtějí odebírat vodu,
- d) energetické požadavky, které mohou být dosaženy odběrem vody.

Zájmy proti odběru vody jsou následující:

- a) význam vody jako součást krajiny,
- b) význam vody jako biotopu pro živočichy a rostliny, včetně neporušené rozmanitosti druhů, zejména s ohledem na rybí faunu, příjmy z rybolovu a proces přirozené reprodukce ryb,
- c) zachování průtoku schopného splnit požadavky na kvalitu vody v dlouhodobé perspektivě,
- d) udržení vyrovnaného režimu podzemních vod, což zaručuje budoucí dodávky pitné vody, využívání půdy podle zvyklostí oblasti a specifické vegetace,
- e) zajištění zemědělského zavlažování.

Za zmínku zcela jistě stojí rovněž povinnost každého budoucího odběratele vody zpraco-

vat zprávu o důsledcích odběru. Přesné znění ze zákona [4] je následující:

Každý, kdo hodlá odebírat vodu, musí poskytnout orgánům zprávu o:

a) důsledcích odběru vody pro různé průtoky, důvodech odběru vody, zejména s ohledem na výrobu elektrické energie a její náklady,

b) možných nežádoucích důsledcích odběru vody a opatřeních, která by mohla být přijata, aby se zabránilo takovým důsledkům.“

Přístup Švýcarska k MZP částečně připomíná přístup v České republice. Způsob stanovení MZP se provádí pomocí hydrologické metody odkazující na průtok Q_{347} s pravděpodobností překročení 95 %. V případě České republiky se jedná o průtok Q_{355} s pravděpodobností překročení 97 %. Zde však podobnost končí. Zatímco švýcarský vodní zákon [4] jasně specifikuje možnosti navýšení MZP a rovněž i jeho snížení, českému přístupu toto logické zakončení chybí. Český vodoprávní úředník je tak vydán napospas dosluhujícímu metodickému pokynu, který ovšem nemá závaznost zákona jako v případě Švýcarska. Tento fakt je nepochybně dán právní a společenskou kulturou, ale rovněž federačním uspořádáním s velkými rozhodovacími pravomocemi jednotlivých správních oblastí.

2.1.5 Spojené království

Spojené království se problematikou ekologických průtoků v souvislosti s implementací rámcové směrnice o vodě významně zabývala [5], [6]. V rámci vlastní metodiky byla provedena klasifikace vodních útvarů do osmi typů, kde hrály významnou roli hydrologické, hydromorfologické [7] a hydrogeologické podmínky a výskyt rybích druhů [5][8], [6][9]. Při stanovení průtoků zajišťujících dobré ekologické standardy byl rovněž zohledněn sezonní charakter minimálních průtoků. Hodnota minimálního průtoku se tudíž mění podle typu vodního útvaru a výskytu určitých vodních živočichů. Jako významná podmínka se v případě Spojeného království s cílem dosažení dobrých ekologických standardů jeví omezení nebo úplné zastavení odběrů při dosažení nebo podkročení průtoků s pravděpodobností překročení 95 % [5].

Standardy pro vodní toky ve Spojeném království s cílem dosáhnout tzv. dobrý ekologický stav dle rámcové směrnice jsou uvedeny v tabulce č. 2.5. Tabulka udává v % přípustný odběr z přirozeného průtoku.

Tabulka č. 2.5 – Ekologické standardy pro řeky ve Spojeném království s cílem zajištění dobrého ekologického stavu dle rámcové směrnice.

Typ vodního toku ¹	Sezona	$Q > Q_{60}$ ³ (%)	$Q > Q_{70}$ (%)	$Q > Q_{95}$ (%)	$Q < Q_{95}$ (%)
A1	duben–říjen	30	25	20	15
	listopad–březen	35	30	25	20
A2, B1, B2, C1, D1	duben–říjen	25	20	15	10
	listopad–březen	30	25	20	15
A2 ²	listopad–březen	20	15	10	7,5
C2, D2	listopad–březen	25	20	15	10
Tření lososů a oblastí pro potěr	červen–září	25	20	15	10
	říjen–květen	20	15	$Q > Q_{80}$	$Q < Q_{80}$
				10	7,5

¹ Typ vodního toku dle metodiky zpracované v rámci Spojeného království [5].

² Podtyp vodního toku děleného dle velikosti povodí [5].

³ Udává vztah mezi aktuálním průtokem (Q) a přirozeným průtokem s určitou pravděpodobností překročení (např. Q_{60}) [5].

Metodiku ve Spojeného království je zcela jistě možno považovat za jednu z nejkompexnějších z hlediska přístupu k dosažení dobrého ekologického stavu na vodních tocích. Zpracovatelé provedli komplexní kategorizaci vodních toků z hlediska hydromorfologie a vlivu na vodní živočichy. Hodnota ekologického průtoku je pak stanovena na základě vztahu mezi aktuálním průtokem a tzv. přirozeným průtokem. Na základě tohoto vztahu je pak odvozeno množství vody, které je možno z vodního toku odebrat (tabulka č. 2.5). Sami zpracovatelé přiznávají, že v praxi tato metodika naráží na nedostatečně hustou monitorovací síť a odvození přirozených průtoků.

Metodický přístup je zcela jistě správný a inspirující. Jedná se o kombinaci hydrologické a hydraulicko-habitatové metody popsané v kapitole 2.2. V podmínkách České republiky nelze zcela metodiku převzít, a to především z důvodu rozdílného právního systému, lze se jí však inspirovat.

2.1.6. EU

Jako nejvýznamnější dokument v rámci EU lze označit Pokyny (Guidance) Evropské komise – Ecological flows in the implementation of the Water framework directive [10]. Tento dokument vznikl oficiálně v roce 2015 a předcházelo mu několik zveřejněných pracovních verzí, které sloužily pro inspiraci při vývoji metodiky, která měla sloužit jako podklad pro zpracování nařízení vlády ČR [1]. V rámci dokumentu Pokyny Evropské komise [10] existuje i dokument s řadou případových studií zpracovaných v evropských zemích [4].

Dokument [10] se snaží o komplexní pohled na problematiku ekologických průtoků se zohledněním zkušeností a metod používaných v rámci Evropské unie. V rámci dokumentu je ekologický průtok pracovním definován jako:

„Ekologické toky jsou v kontextu rámcové směrnice o vodě považovány za „hydrologický režim v souladu s dosahováním environmentálních cílů rámcové směrnice o vodě v přírodních útvarech povrchových vod, jak je uvedeno v čl. 4 odst. 1.“

Příčemž čl. 4 odst. 1 odkazuje na:

- a) nezhoršení stávajícího stavu,*
- b) dosažení dobrého ekologického stavu v přírodním útvaru povrchových vod,*
- c) soulad s normami a cíli pro chráněná území, včetně těch, která jsou určena k ochraně stanovišť a druhů, kde je udržování nebo zlepšování stavu vod důležitým faktorem pro jejich ochranu, včetně příslušných lokalit soustavy Natura 2000 zařazených pod směrnice o ochraně přírodních stanovišť a volně žijících ptáků směrnice (92/43/EHS a 79/409/EHS).“*

Příčemž:

„Pokud lze vodní útvary označit za silně ovlivněné vodní útvary nebo se na ně vztahuje výjimka, je třeba odvodit související požadavky na režim toku s přihlédnutím k technické proveditelnosti a sociálně-ekonomickým dopadům na využívání, které by bylo ovlivněno prováděním ekologických toků. Průtok, který má být implementován v těchto vodních útvarech, není zahrnut v pracovní definici ekologického toku a bude zde uveden výrazný odkaz. Tyto posledně uvedené toky jsou do určité míry řešeny v dokumentu s pokyny, jak v daných úsecích postupovat.“

Tato definice, a především odkaz na silně ovlivněné vodní útvary, hraje zásadní roli při chápání stanovení ekologických průtoků (MZP v podmínkách ČR) na vodních dílech, jako jsou např. přehrady a malé vodní nádrže. Problematice stanovení MZP na přehradách a malých vodních nádržích se disertační práce rovněž věnuje.

Co se týká legislativního rámce jednotlivých členských zemí a jejich implementace ekologických průtoků do legislativy, byla již provedena u cca 50 % členských zemí EU. Nicméně

ve většině evropských zemí není pojem „ekologický průtok“ legislativně zakotven [12]. Z tohoto důvodu jsou často používány výrazy jako minimální ekologický průtok, minimální zůstatkový průtok [1], minimální akceptovatelný průtok, ekologicky akceptovatelný průtok, běžný malý průtok, minimální průtok atd.

Dokument [10] rovněž poukazuje na metody, na jejichž základě mohou být ekologické průtoky stanoveny. Tyto je možno rozdělit na tři základní kategorie [13], [14], [15]:

- a) hydrologické metody,
- b) hydraulicko-habitatové metody a
- c) holistické metody.

2.2 Metody stanovení ekologických průtoků

2.2.1. Hydrologické metody

Hydrologické metody jsou založeny na analýze historických pozorovaných nebo simulovaných průtokových řad. Tyto metody poskytují dlouhodobý rozsah a variace průtoků s cílem zachování současných ekologických procesů a původní biologické rozmanitosti [16] [17] [18]. Metody pracují s hydrologickými daty, především s řadami průtoků, a to v denním nebo měsíčním kroku.

Z hlediska využití hydrologické metody se předpokládá:

„Základním předpokladem pro zachování říčních ekosystémů je nezbytný celý rozsah přirozené variability v rámci hydrologického režimu. V závislosti na požadované úrovni ochrany životního prostředí by proto standardy ekologických průtoků měly ve větší či menší míře odrážet režim přirozeného toku [19].“

Dokument jednoznačně poukazuje na nový trend metodického řešení ekologických průtoků pomocí hydrologických metod. Tyto metody se v současné době vzdalují od metodik, stanovují pouze jeden minimální průtok během roku [20]. Současný trend jednoznačně inklinuje ke komplexnějším metodikám, které zohledňují komplexní, variabilní hydrologický režim. Cílem tohoto hydrologického režimu je udržení morfologických a ekologických procesů celého systému [21].

Za předpokladu, že je k dispozici dostatečně dlouhá časová řada průtoků toku pro odhad přirozených průtoků, jsou hydrologické metody nejjednodušším, nejrychlejším a nejlevnějším způsobem poskytování informací pro návrh ekologických průtoků pro vodní tok. Nicméně samy o sobě tyto přístupy neobsahují žádné ekologické ani morfologické charakteristiky a procesy, které jsou pro vodní tok charakteristické.

V některých zemích a jejich specifických podmínkách byly navrženy hydrologické metody a přístupy, které jsou vhodné pro stanovení předběžných cílů, a to v situacích s nízkým rizikem negativního dopadu. Nicméně tyto metody nejsou doporučovány pro studie v podmínkách, kde je vyžadována vysoká úroveň podrobností, např. ochrana živočišného druhu ve vodním toku [13], [22].

Dokument [10] konstatuje, že k širšímu použití jednoduchých hydrologických metod mohou bránit tři hlavní problémy.

Za prvé nedostatečně dlouhá hydrologická řada, která neumožní analýzu přirozených průtoků. Minimální délka se uvádí 15 let [23], nicméně v podmínkách ČR se používá optimální délka 30 let pro tzv. referenční období.

Druhým problémem je tzv. naturalizace pozorovaných průtoků, resp. odvození přirozených průtoků. To je vyvoláno především dlouhodobými lidskými zásahy, určováním režimu toku v nepřítomnosti stávajících přehrad, nádrží a odběrů. Svoji roli hraje změna morfoloogických podmínek a s ní spojená interakce s podzemní vodou.

Třetím problémem může být optimalizace rozložení sítě hydrometrických vodoměrných stanic, která by měla být ideálně umístěná na tocích nižšího i vyššího řádu a zároveň v horních i dolních částech povodí [10].

2.2.2. Hydraulicko-habitatové metody

Tyto metody jsou založeny na principu, že variabilita jednotlivých toků působí na biotu prostřednictvím hydromorfologie a určuje, kdy a jak dlouho jsou v úseku toku k dispozici vybraným vodním společenstvím [14]. Tyto metody jsou v podstatě založeny na modelování dostupného životního prostoru, který je vybraným vodním organismům dostupný. To vše v závislosti na morfologii toku a průtokových poměrů. Modely často zohledňují parametry, jako jsou hloubka vody, rychlost proudění, složení substrátu, geometrie kanálu, dostupnost úkrytu a teplota vody.

Ve většině dostupných modelů vzájemně kombinujeme hydraulické a biotické modelování s cílem nalézt kvalitativní parametr, který může určit např. optimální ekologický průtok pro vybrané vodní organismy. Tímto kvalitativním parametrem může být např. omočený obvod. Konceptně jsou všechny modely založeny na stejném principu a liší se pouze v určitých výpočetních detailech [12].

Hydraulicko-habitatové metody jsou považovány za přesnější než hydrologické, které biotu a morfologii vodního toku nezohledňují. Obecně lze konstatovat, že hydraulicko-habitatové metody vyžadují značné množství terénních prací a odborných znalostí ke sběru hydromorfologických i biologických údajů. Z těchto důvodů mohou být časově náročné a drahé, a proto některé státy přistupují k použití zjednodušených, tzv. generalizovaných, modelů, které jsou výrazně levnější. Tyto přístupy se používají jak v EU, tak i mimo ni [24], [25].

Přestože se hydraulicko-habitatové metody zabývají modelováním životních potřeb vybraných vodních organismů na základě hydromorfologických podmínek, je nutné přiznat, že všechny biologické faktory neřeší. Pro příklad lze uvést přístupnost potravy, mezidruhové interakce a přítomnost cizích druhů.

2.2.3. Holistické metody

Holistické metody si kladou za cíl sjednotit požadavky na tok ze strany lidí a ekosystému do harmonického rámce hodnocení. Filozofií tohoto přístupu je, že všechny hlavní biotické a abiotické složky tvoří ekosystém, který má být řízen [26].

Holistické metody jsou často označovány jako přístupy tzv. expertních panelů. Tyto panely odborníků se pak snaží nalézt kompromis mezi jednotlivými disciplínami, které spolu často odmítají spolupracovat nebo jsou v menším či větším rozporu. Jako typické oblasti lze uvést hydrologii, geomorfologii, kvalitu vody a různé obory ekologie.

Tyto panely expertů mohou rovněž integrovat sociální, kulturní a ekonomické hodnoty do cílů ochrany ekosystémů a přidružit další zúčastněné strany jako základ pro doporučení konsensu [15]. Tento druh přístupu může být zvláště užitečný při hodnocení hydrologických režimů v silně ovlivněných vodních útvech, kde je možné uplatnit výjimky.

V literatuře bylo popsáno mnoho holistických metod. Nejčastěji používanými metodikami je metoda zvaná Building Block [27] a Downstream Response to Imposed Flow Transformation [28]. V minulých letech byly rovněž zpracovány důkladné přehledy různých holistických metod [29],[13].

V nedávné době byl vytvořen speciální rámec ekologických limitů hydrologických změn, zvaný ELOHA. Cílem ELOHA je splňovat potřeby řízení ekologických průtoků na úrovni státu, provincie, okresu nebo povodí, a to v rámci národní vodní politiky [30]. ELOHA je metoda, která definuje environmentální požadavky na vodu z hlediska přijatelných úrovní změn oproti režimu přirozeného toku. Zahrnuje kvantifikaci vztahů mezi stresem a reakcí a definici pokynů pro environmentální požadavky na vodu pro různé třídy řek s kontrastním průtokovým režimem [31]. Tento rámec se uplatňuje v celém spektru změn průtoků, dostupnosti údajů, vědecké kapacity, sociálních a politických souvislostí [30], [33].

V závislosti na hloubce hodnocení, sběru dat a rozsahu odborných konzultací mohou být aplikace holistických metod časově náročné a velmi nákladné. Nicméně z hlediska výsledků a kompromisů dosažených za účasti širokého spektra odborníků se jedná o velice objektivní přístup k řešení problematiky ekologických průtoků.

Srovnání hydrologické, hydraulicko-habitatové a holistické metody z hlediska principu, měřítka použití a náročnosti je provedeno v tabulce č. 2.6.

Tabulka č. 2.6 – Srovnání jednotlivých metod používaných pro stanovení ekologických průtoků [10].

Metoda	Podstata přístupu	Měřítko použití	Předpokládaná doba řešení (měsíce)	Náklady	Frekvence využití metody
Hydrologická	Vyhodnocení časových řad průtoků až do současnosti. Cílem může být nalezení tzv. přirozeného průtoků, který by mohl nastavit práh pro velikost odběru.	Pro celé vodní toky, ale rovněž pro regionální posouzení.	1–6	Nízké	Vysoká
Hydraulicko-habitatová	Prošetření fyzických životních podmínek pro vybrané druhy vodních organismů vyjádřených jako funkce průtoků. Vhodné pro ochranné účely.	Aplikovatelné jako studie na vybraných úsecích toků.	6–18	Průměrné	Průměrná
Holistická	Stanovení ekologického průtoků na základě setkání expertů s cílem doporučit vhodné průtoky pro všechny části říčního ekosystému, zahrnující sociální a rekreační aspekty.	Pro celé vodní toky, ale rovněž pro regionální posouzení nebo toky se specifickými podmínkami.	12–36	Vysoké	Nízká

2.3 Výběr vhodné metody

Výběr vhodné metody pro stanovení ekologického průtoků, resp. MZP, se vždy odvíjí od cíle, kterého chceme dosáhnout. O výběru rozhodují tyto základní aspekty:

- Měřítko řešení, kde bude metoda aplikována. Bude metoda řešena na celostátní, nebo regionální úrovni?
- Je cílem metody stanovit hodnoty ekologických průtoků pro vybrané vodní organismy nebo nastavit harmonizaci mezi ekologickou rovnováhou toku a socioekonomickým užíváním vody?
- Existuje dostatečný a spolehlivý soubor datových sad pro aplikaci metody v da-

ném měřítku z hlediska hydrologických, morfologických, biotických a ekonomických charakteristik?

- Je vyžadována sezonní variabilita ekologických průtoků [33]?
- Je jasně nastaven legislativní rámec pro tvorbu metodiky na základě vybrané metody?
- Je očekáváno, že zvolená metoda a na ní vázaná metodika bude dále rozvíjena a aktualizována, nebo bude konzervativně a striktně aplikována?

Na základě prací několika autorů [34], [22], [35] byl zpracován [10] tříúrovňový hierarchický postup, který popisuje přístup k aplikaci jednotlivých metod stanovení ekologických průtoků. Tento postup je popsán v tabulce č. 2.7, kde jsou pojmenovány a popsány jednotlivé úrovně, vhodné metody zpracování a nároky na potřebná data.

Tabulka č. 2.7 – Tříúrovňový hierarchický výběr vhodné metody pro stanovení ekologických průtoků [10].

	Procesy	Applikace	Typ metody	Odkaz na metodu	Požadovaná data
Úroveň č. 1	<p>Regionální plánování.</p> <p>Nastavení předběžných standardů.</p> <p>Analýza dostupných hydrologických a ekologických dat a informací jako podklad pro úroveň č. 2.</p>	<p>Tento přístup je vhodný pro nastavení předběžných cílů v rámci prvních odhadů. Tyto předběžné odhady lze provést za podmínek, kdy jsou kombinovány hydrologické metody a ekologické znalosti o říčních procesech v daném říčním úseku či povodí.</p> <p>Tyto počáteční cíle, založené na analýze dostupných dat, by měly být preventivní v souladu s jejich spolehlivostí.</p>	Hydrologická	<p>Ukazatele hydrologické změny (IHA) a rozsah variability [36]</p> <p>Udržitelnost okrajových podmínek [11]</p>	<p>Konzistentní a prostorově distribuovaná data (minimální doba kontinuálního měření 15 let).</p> <p>Spolehlivé hydrologické modely pro extrapolaci časových řad v nesledovaných úsecích.</p> <p>Přehled literatury o vazbách mezi režimem toku a klíčovými říčními procesy.</p>

	Procesy	Aplikace	Typ metody	Odkaz na metodu	Požadovaná data
Úroveň č. 2	<p>Plány v oblasti povodí.</p> <p>Předběžná analýza informací a podkladu pro úroveň č. 3.</p>	<p>Aplikace v povodích, kde jsou vyžadovány podrobnější údaje k ekologickým průtokům.</p> <p>Plánování v rozsahu povodí zahrnuje hodnocení ekologických toků pomocí hydrologické analýzy a holistických metodik.</p> <p>Doporučení k ekologickým průtokům jsou založena na omezených datových sadách nebo konfliktních expertních posudcích.</p>	Holistické a všeobecné habitatové modely	<p>Metoda BBM (Building block method)</p> <p>Obecné habitatové modely [37]</p> <p>Ekologické limity hydrologické změny (ELOHA) [30], [38]</p>	<p>Sběr nových dat jako základ pro ekologické a ekonomické modelování.</p> <p>Výměna a soulad informací na základě odborného úsudku pro ekologické průtoky probíhá v rámci workshopu za přítomnosti odborníků s různou specializací.</p>
Úroveň č. 3	<p>Hledání kompromisů a provozních změn na silně ovlivněných vodních útvarech.</p> <p>Revitalizace říčních úseků.</p>	<p>Procesy v rámci 3. úrovně jsou vhodné pro situace, kde je vyžadována vysoká přesnost stanovených hodnot ekologických průtoků, např. bilančně silně napjatá oblast.</p> <p>V těchto situacích budou osoby s rozhodovací pravomocí vyžadovat vyšší práh přesnosti a objektivně právně obhajitelné hodnocení. Hodnocení může obsahovat i socioekonomický dopad.</p>	Holistické a hydraulicko-habitatové modely	<p>Metoda BBM (Building block method) podporovaná hydraulicko-habitatovými metodami.</p> <p>Metody založené na interakci mezi biotou a hydrologickými poměry v rámci daného povodí [39].</p>	<p>Hydrologické podklady a výsledky z pokročilých modelových nástrojů specializovaných na vodní živočichy.</p> <p>Širší rámec hodnocení, který identifikuje problémy, používá nejlepší dostupné metody a předkládá výsledky osobám s rozhodovací pravomocí. Posouzení technické proveditelnosti navržených změn.</p>

2.4 Vyhodnocení základních přístupů a jejich aplikovatelnost

V evropském [10], ale i světovém kontextu existuje mnoho přístupů a metod ke stanovení hodnot ekologických průtoků nebo jiných alternativ, které ekologické průtoky nahrazují [40]. Přestože byla vyvinuta řada spolehlivých a objektivních metod, jsou tyto metody často aplikovány v lokálním nebo regionálním měřítku v rámci individuálních studií. V praxi se na národní úrovni často používají jednoduché hydrologické metody, které pracují se standardními (pozorovanými) hydrologickými charakteristikami [1], [4].

Zásadním požadavkem a prioritou v rámci fungování státu je vždy zajištění zásobování obyvatelstva vodou a fungování ekonomiky [4]. Teprve potom následují regionální požadavky, kdy potřeba ochrany přírody převažuje (např. z důvodu turismu) nad komerčními potřebami. Z těchto důvodů se téměř vždy používají relativně jednoduché metody a zásady [4], které pak mají určité stupně volnosti z hlediska upřednostnění odběru vody nebo ochrany přírody. V zemích s federačním nebo konfederačním systémem, jako je např. Německo nebo Švýcarsko, jsou pak rozhodovací kompetence ponechány jednotlivým státům nebo kantonům [4]. Nicméně i v zemi s federačním systémem může existovat řada exaktně daných kritérií, za kterých musí být minimální průtok dodržován. Příkladem je například Rakousko [3], kde jsou jasně dané souvislosti mezi minimálním a přirozeným průtokem. Rovněž jsou stanoveny podmínky pro hloubku a rychlost ve vodním toku, a to s ohledem na zachování vhodných podmínek pro migraci ryb.

Jen výjimečně se na národní úrovni používají komplexní holistické metody, a pokud ano, pak se tyto metody těžko aplikují do legislativních rámců. Výjimkou je zcela jistě Spojené království, které zpracovalo [5] propracovanou metodiku pro odvození ekologických průtoků. Tato metoda zahrnuje rozdělení vodních toků do několika kategorií, a to z hlediska hydromorfologie, hydrologie a hydrogeologie. Pro tvorbu metodiky byly rovněž využity expertní workshopy s cílem dosažení kompromisního názoru na stanovení hodnot ekologických průtoků pro zachování dobrého ekologického stavu ve vodním toku. Důraz byl kladen především na vztah mezi hodnotou ekologického průtoku a podmínkami, které vytvoří pro vodní organismy, a to od bezobratlých živočichů až po rybí populace v různých stádiích růstu. Oproti jiným metodám [1], [3], [4], které stanovují hodnotu minimálního průtoku, stanovuje metodika Spojeného království množství povoleného odběru (tabulka č. 2.5), a to s ohledem na aktuální průtok v toku. Tento přístup tak vytváří požadavky na informace, které nejsou vždy spolehlivě k dispozici, jelikož většinou se nad odběry v dostupné vzdálenosti nenachází limnigrafická stanice. Ačkoli je metodika excelentně propracovaná a zohledňuje všechny parametry, naráží v praxi na úskalí v podobě informací, které nejsou vždy k dispozici. Kontrola a vymáhání dodržování platných předpisů v praxi je tak poměrně složitá.

Některé z metodik [3] se rovněž odkazují na tzv. přirozený průtok, tedy průtok, který by se v daném úseku vodního toku vyskytoval, pokud bychom eliminovali vliv vypouštění a odběrů. Použití tzv. přirozeného průtoku naráží na mnoho úskalí, z nichž jako hlavní je možno uvést následující:

- V naprosté většině zemí se pracuje s pozorovanými (ovlivněnými) hydrologickými údaji, z nichž se pak odvozují příslušné hydrologické charakteristiky, včetně zemí jako Rakousko, které přirozený průtok ve své metodice zmiňují.
- Stanovení přirozeného průtoku lze objektivně provést na lokální či regionální úrovni např. za účelem revitalizace s cílem obnovení přirozených hydrologických poměrů na určitém úseku toku. Není to však možné na národní úrovni. Například v České republice se odběry a vypouštění evidují v měsíčním kroku, nicméně hodnoty hydrologických charakteristik pro výpočet MZP se počítají z pozorovaných průměrných denních průtoků. Přepočtení by tak vyžadovalo změnu v evidenci odběru a vypouštění, která má jiné časové měřítko a vzniká průměrováním. Pokud tedy neznáme věrohodné časové rozložení odběrů a vypouštění, je rozhodně věrohodnější pracovat s pozorovanými daty.
- Trvání na tzv. přirozeném průtoku může mít i negativní vliv na stávající biotu v toku, zvláště pokud je přirozený průtok nižší než stávající pozorované (ovlivněné) hydrologické charakteristiky. To je často případ úseků vodních toků pod významnými vodními díly, které průtokové poměry dlouhodobě nadlepšují. Ačkoli je nezpochybnitelné, že tato vodní díla hydrologický režim ovlivnila, je stejně nezpochybnitelné, že vodní společenstva jsou již dlouhodobě adaptována na stávající podmínky, a snížení minimálního průtoku může mít devastující dopady.

Významnou součástí objektivního stanovení ekologických průtoků jsou i tzv. hydraulicko-habitatové metody [7]. Ty jsou založeny na modelování dostupného životního prostoru, který je vybraným vodním organismům dostupný v posuzovaném úseku toku. Metody jsou časově náročné na sběr hydraulických, morfologických a habitatových dat, ale poskytují výstupy, nad nimiž je možné vést další dialog se všemi zúčastněnými stranami. Tyto metody nelze vzhledem k časové náročnosti používat jako národní metodický nástroj, ale mohou sloužit v případech, kdy potřebujeme exaktně (ochranářsky) posoudit určitý úsek toku s cílem chránit vybraný druh vodního organismu.

Hydraulicko-habitatové metody mohou rovněž poskytnout velkou datovou základnu pro jejich další využití. Pokud je například více hydraulicko-habitatových studií zaměřeno na jeden vodní organismus, modelové výsledky pak umožní určitou generalizaci, která může být využita pro expertní panely holistických metod nebo pro zpřesnění metod hydrologických.

Tento přístup byl rovněž využit pro nový návrh metodického řešení MZP v České republice, který je podkladem pro nařízení vlády. Jako hydraulicko-habitatová metoda byla použita expertní metoda „IFIM – Instream Flow Incremental Methodology“ [2] a prostřednictvím jejího modelového nástroje „Phabsim – Physical Habitat Simulation [41]. Tato metoda byla vyvinuta biology a hydrology v USA s cílem nalezení rozhodovacího nástroje při optimalizaci managementu množství vod s ohledem na biologické složky nacházející se ve vodních tocích [42]. Tato metoda je celosvětově používána a byla rovněž aplikována a testována v lokalitách v České republice, a to především v období 1990–2010.

Popisu metody IFIM a jejímu modelovému nástroji Phabsim je věnována kapitola č. 2.5.

2.5 Metoda IFIM a její modelový nástroj Phabsim

2.5.1 Vývoj metody IFIM

Metoda byla vyvinuta na základě stále více silícího tlaku odběratelů a uživatelů vody na biotu vodního toku. Tento tlak ze strany odběratelů byl ve Spojených státech amerických vyvolán v 70. a 80. letech rozsáhlou výstavbou malých vodních elektráren MVE, ale i velkých vodních děl. Již v 60. a 70. letech byla vyvinuta řada metod posuzujících dopady hydrotechnických děl na biotu ve vodních tocích. Nicméně většina z nich byla nastavena s cílem pokrýt pouze minimální požadavky vodních organismů [43]. Vzhledem k narůstajícímu tlaku ze strany odběratelů a uživatelů a metodickému pokrývání pouze minimálních potřeb bioty ve vodním toku bylo nutno změnit stávající přístup. Zásadní v novém přístupu byl argument, že „zajištění minimálních potřeb představuje *minimální ochranu*“ [44]. Koncept nové metodiky tak začal směřovat k zajištění optimálních potřeb vodních organismů [45].

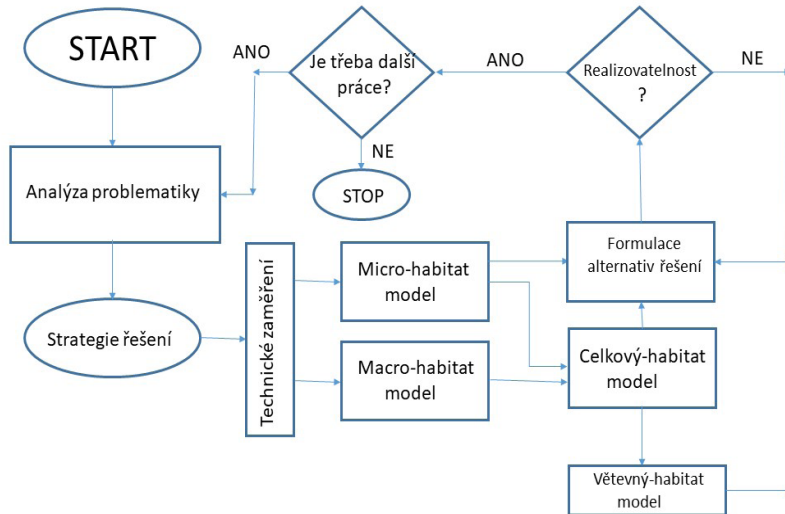
Z těchto důvodů započal vývoj nové metody, jejímž cílem bylo poskytnout optimální potřeby pro biotu vodního toku, ale zároveň umožnit diskusi nad výsledky, a to všech zúčastněných.

IFIM byl vyvinut interdisciplinárním týmem a byl založen na základním porozumění a popisu zásobování vodou a biotopů v dosahu dotčených toků. Historická analýza režimu proudění pomocí měsíčního nebo týdenního časového kroku k popisu referenčních nebo výchozích hydrologických podmínek byla považována za zásadní, protože tento typ analýzy byl běžnou praxí v profesi inženýra vodohospodáře.

K ovlivnění provozních rozhodnutí v rámci vodního hospodářství bylo zapotřebí nástroje, který by zdůrazňoval konflikty a komplementární využití vody, zvažoval a hodnotil potřeby každého uživatele a byl srozumitelný, přijatelný a snadno použitelný širokou klientelou. Tyto oblasti rozhodování zahrnovaly odborníky z různých oborů, včetně inženýrů, hydrologů, biologů, rekreačních plánovačů, právníků a politologů.

IFIM byl navržen pro řízení říčního systému s tím, že poskytuje organizační rámec pro hodnocení a formulování alternativních možností hospodaření s vodou. Pracovní rámec metody je postaven na filozofickém základu hydrologických analýz. Důraz je kladen na zobrazení využitelného biotopu v časovém měřítku, aby byla zachycena variabilita jak v zásobování vodou, tak v biotopu. Tyto srovnávací informace zlepšují vyjednávání při plánování a řízení říčních zdrojů. Sdílení omezeného množství vody během cyklů sucha a řízení časovaných odběrů přispívá ke kompatibilitě mezi skupinami uživatelů ve vodním toku a mimo vodní tok a umožňuje rychlou obnovu vodních populací za příznivých podmínek.[2]

Navržená metodika IFIM se postupně vyvíjela a v průběhu let, kdy byla aplikována, docházelo k jejím úpravám s cílem dosáhnout co nejobektivnějšího hodnocení v problematice zajištění zásobování vodou a zároveň ochrany vodních organismů. Základní struktura metodiky a postup jednotlivých fází je zobrazen na obrázku č. 2.1.



Obrázek č. 2.1 – Struktura přístupu a řešení metodiky IFIM [2].

V 90. letech byl proveden průzkum mezi uživateli IFIM [46], který zjistil, že nejvyšší prioritou výzkumných potřeb jsou:

- definovat vztah mezi průtokem, habitatem a produkcí ryb,
- ověřovat a testovat vztah mezi měřeními habitatu a produkcí ryb,
- vyvinout nové metody pro stanovení požadavků na ekologický průtok.

Vztah mezi průtokem, habitatem a produkcí ryb je založen na množství a kvalitě přirozeného prostředí dostupného rybí populaci v kritických fázích její životní etapy [47], [48], [49]. V říčních systémech může být množství vhodných biotopů v časovém měřítku značně proměnlivé. Sledovaná populace a biomasa ryb může být kdykoli ovlivněna (deprimována nebo stimulována) mnoha předchozími událostmi. Dlouhodobá redukce habitatu v důsledku snížených průtoků může být určitým kritériem při určování rybí populace a reprodukce [50].

Z těchto důvodů se cíle dalšího výzkumu [51], [52] a vývoje metodiky IFIM soustředily na následující:

- vývoj a validace dynamického populačního modelu rybolovu, včetně reakce na omezující okolnosti související s průtokem, konkrétně na fyzický habitat a teplotu,
- testování hypotéz z hlediska zajištění potřebného habitatu,
- vývoj procesů pro hodnocení vodohospodářských strategií pro zajištění potřebných podmínek pro rybí populaci,
- testování strategií pro dlouhodobou podporu rybí populace včetně biotických interakcí,
- vylepšení součástí IFIM, které jsou nezbytné k poskytnutí hladce fungujícího souboru analytických nástrojů pro analýzu reprodukce rybí populace.

Toto úsilí mělo rozšířit stav vědy o rybolovu a managementu vodního hospodářství s tím, že objasní účinky vlivů omezujících biotopy na pohyb, růst a míru úmrtnosti ryb. Zároveň mělo poskytnout přímou zpětnou vazbu mezi populacemi ryb a provozem vodních děl s cílem nalezení kompromisů pro jejich provoz.

2.5.2. Phabsim jako modelový nástroj

Jednou z odpovědí vycházejících z požadavků na objektivnější a transparentnější aplikaci metody IFIM byl vývoj dynamického modelového nástroje, který by poskytoval výsledky, jako je například vztah mezi habitatem a průtokem. Výsledkem byl simulační model PHABSIM, který je používán jako modelový nástroj metody IFIM.

Základním cílem simulace fyzického habitatu je získat hodnoty průtoku tak, aby tok mohl být prostřednictvím biologických úvah propojen se sociálním, politickým a ekonomickým světem. Dvěma základními složkami PHABSIM jsou hydraulické a biotopové simulace rozsahu průtoku pomocí definovaných hydraulických parametrů a kritérií vhodnosti habitatu.

Hydraulická simulace se používá k popisu posuzovaného úseku toku, který má různé kombinace hloubky, rychlosti a indexu koryta toku jako funkce průtoku. Tyto informace se používají k výpočtu míry habitatu, nazývané vážená využitelná plocha (WUA). Tento parametr je modelován na základě informací získaných z terénního vzorkování různých zájmových druhů vodních živočichů (ryby, makrozoobentos).

Parametr WUA (vážená využitelná plocha) reprezentuje míru dostupnosti jejich fyzického biotopu pro vybraný vodní organismus v různém stádiu vývoje.

WUA je funkcí průtoku, viz vztah č. 3:

$$WUA_K = \sum_{i=1}^n (\prod_j S_{jk}) \frac{A_i}{L} \quad (3)$$

kde

k – vybraný vodní organismus, pro který je WUA modelována (např. k = losos, pstruh, střevele atd.),

\prod_j – permutace j-té křivky vhodnosti pro k-tý živočišný druh,

S_{jk} – j-tá křivka vhodnosti pro k-tý modelovaný živočišný druh,

A_i – plocha hladiny i-té buňky koryta,

L – jednotková délka (obvykle 1 000m).

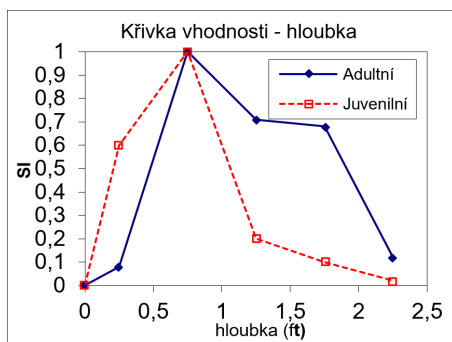
Struktura modelu PHABSIM je podrobně zobrazena v příloze č. 1.

Nicméně v rámci metodiky IFIM je možno aplikaci PHABSIM popsat pomocí devíti kroků [2], [53], které definují základní myšlenky řešení:

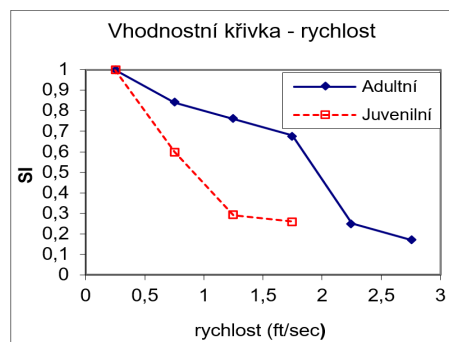
1. Jasně nastavené cíle studie. Podrobná specifikace posuzovaného úseku vodního toku, hledaných parametrů a vyhodnocení aplikovatelnosti PHABSIM a dosažitelnosti očekávaných výsledků.
2. Výběr cílového vodního organismu, pro který bude WUA modelována. Může se jednat o organismus v daném úseku početně nejvíce zastoupený, nebo naopak silně chráněný vodní organismus, a to v různých stádiích vývoje. Tato úvaha je rozhodující pro další úvahy z hlediska terénních prací a sběru dat.
3. Segmentace – výběr vzorových (hydromorfologicky) reprezentativních úseků posuzovaného úseku nebo úseků toku.
4. Umístění příčných profilů do reprezentativních úseků a sběr hydraulických a habitatových dat. Sběr dat probíhá v různých sezonách s ohledem na variabilitu průtokových poměrů a chování posuzovaného vodního organismu.
5. Hydraulické modelování – kalibrace reprezentativních úseků pro větší variabilitu průtoků a hladin.
6. Kalibrace habitatu – křivky vhodnosti (obrázek č. 2.2-2.4 z hlediska, hloubky, rychlosti a úkrytu nebo dnového substrátu.
7. Odvození výsledných časových řad – určení vztahu mezi WUA a průtokem a následně mezi WUA a časovým obdobím.

8. Vytipování kritických míst a období z hlediska úbytku WUA v posuzovaném úseku toku nebo úseků toků.
9. Zpracování metodiky vodohospodářského řešení v posuzovaném úseku, nastavení kritérií a parametrů, variantní řešení a nalezení kompromisu pro zúčastněné strany.

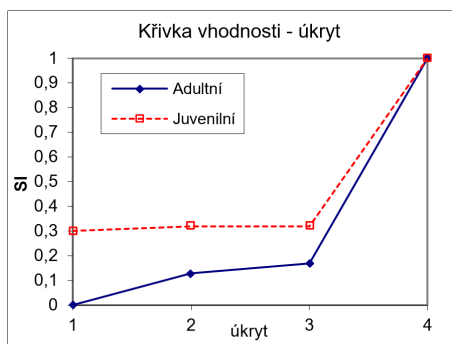
Na obrázcích č. 2.2–2.4 jsou zobrazeny vstupy pro modelování habitatu ve formě tzv. křivek vhodnosti pro hloubku, rychlost a úkryt [54], a to pro pstruha a jeho základní vývojová stádia.



Obrázek č. 2.2 – Křivka vhodnosti – hloubka [51].

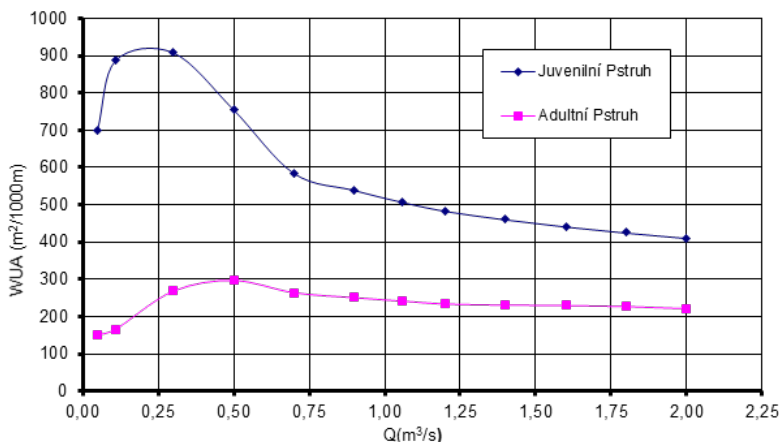


Obrázek č. 2.3 – Křivka vhodnosti – rychlost [54].



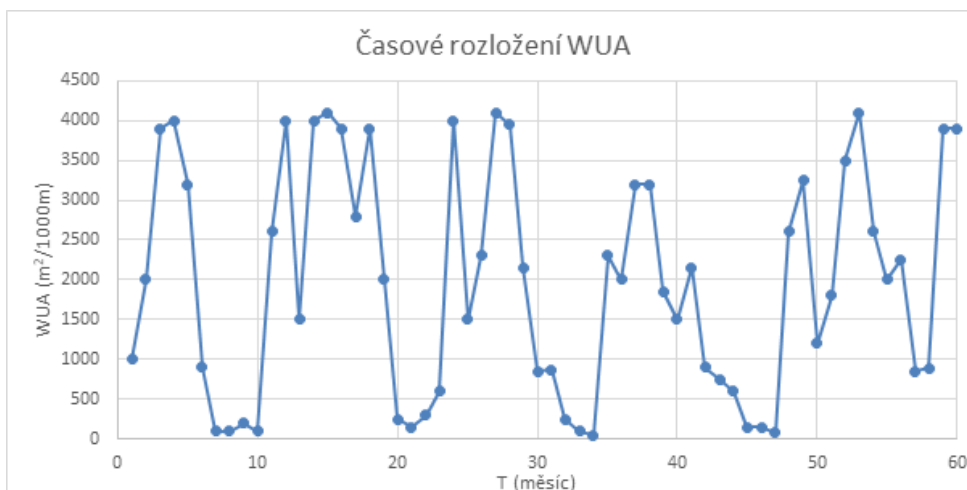
Obrázek č. 2.4 – Křivka vhodnosti – úkryt [54].

Výstupem popisovaným v bodě 7 je závislost mezi WUA a průtokem. Tento vztah popisuje míru disponibilního habitatu v určitém posuzovaném úseku toku pro vybraný živočišný druh, a to v závislosti na průtoku. Směrnice o ochraně přírodních stanovišť a volně žijících Vztah mezi WUA a průtokem, modelovaný v rámci aplikace modelu PHABSIM na Svatavě [54], je zobrazen na obrázku č. 2.5.



Obrázek č. 2.5 – Příklad vztahu mezi WUA a průtokem v rámci studie na Svatavě [54].

Dalším významným výstupem v rámci modelu PHABSIM je odvození časových řas mezi WUA a časovou řadou průtoků. Modelovaný časový průběh WUA je zobrazen na obrázku č. 2.6.



Obrázek č. 2.6 – Časový průběh WUA odvozený na základě vztahu mezi WUA a průtokem [55].

2.5.3. Aplikace IFIM a Phabsim v podmínkách ČR

Počátkem devadesátých let dvacátého století vyvstala ze strany MŽP ČR silná potřeba implementovat v ČR expertní metodu, která by nebyla založena pouze na hydrologickém principu, ale kombinovala by více přístupů [10] s důrazem na ochranu vodních organismů. Tato potřeba byla vyvolána několika faktory. Zaprvé počátkem devadesátých let začala obnova desítek až stovek MVE, které v období totality zanikly. Vzhledem k tomu, že se ve většině případů jednalo o tzv. derivační elektrárny, které ochuzují vodní tok v řádech stovek metrů až kilometrů, bylo třeba ověřit nástroj, který by sloužil k optimálnímu nastavení hodnot MZP.

Dalším důvodem byla potřeba nastavení optimálních MZP na tzv. hraničních vodách, a to v rámci různých mezinárodních komisí, které začaly v devadesátých letech pracovat.

Za tímto účelem bylo třeba použít mezinárodně uznávanou metodu, kterou bude možno aplikovat na vodních tocích v České republice. Na základě doporučení ze strany VÚV TGM, v.v.i., byly zvoleny metodika IFIM a její modelový nástroj PHABSIM, vyvinuté ve výzkumném ústavu NERC National Ecology Research Center. V rámci implementace metody byli vybráni pracovníci VÚV TGM, v.v.i., proškoleni v USA.

Terénní implementace IFIM a PHABSIM v podmínkách ČR započala v roce 1994 a byla prováděna na vybraných lokalitách s cílem ověřit metodu v podmínkách ČR a přejít k jejímu rutinnímu použití za účelem používat tuto metodu při ověřování dopadů antropogenních zásahů v režimu vodních toků na ekologické poměry, zejména na habitat rybí obsádky, a stanovit MZP přijatelných z hlediska potřeb životního prostředí [54].

Metoda IFIM a PHABSIM byla v ČR aplikována v následujících lokalitách:

Malše v úseku pod VD Římov

Posuzovaný úsek se nachází pod VD Římov a cílem výzkumu bylo posoudit změnu WUA a její časový průběh s ohledem na manipulace na VD, které slouží pro vodárenské účely. Na této lokalitě byly vybrány dva reprezentativní úseky, kde proběhlo měření hydraulických charakteristik a odlov rybích populací.

V průběhu řešení byla vlivem manipulací na VD Římov zaznamenána změna rybí obsádky, kdy původně lososovité čeledi byly nahrazeny druhy z čeledi kaprovitých. Tento trend je v rámci úseků pod VD velmi vzácný a byl způsoben pravidelným vypouštěním vody z teplejších vrstev nádrže.

V průběhu řešení bylo zjištěno, že optima jednotlivých druhů nejsou příliš odlišná, a proto otázka stanovení cílového druhu nebyla zásadní. Nicméně vztah mezi WUA a průtokem byl vyhodnocen pro hrouzka, ouklej, plotici, tlouště, proudníka a okouna.

Při vyhodnocení vztahu mezi WUA a průtokem pro celý zájmový úsek bylo zjištěno, že optima pro všechny druhy jsou velice podobná, a pokud bychom tyto hodnoty průměrovali, budeme velice blízko hodnotě průtoku odpovídající Q_{330} .

Toto zjištění je velice důležité, pokud je srovnáme s ostatními studii, kde jako cílový druh převažuje pstruh potoční.

Černá

Černá (přítok Malše) má režim silně ovlivněný vodní elektrárnou pracující ve špičkovém režimu, takže průtok se mění několikrát denně ve velmi značném rozmezí. Na Černé byly zvoleny dva základní úseky. První úsek je ve vzduté trati nad silně poškozeným jezem, druhý pod jezem. Cílem výzkumu bylo posoudit vliv špičkování MVE na změnu WUA a její časový průběh s ohledem na rybí populaci, kterou reprezentoval pstruh obecný potoční [56]. Dalším cílem projektu bylo stanovit vliv špičkování MVE na populace střevele a tloušť. Rovněž byly navržena opatření s cílem snížit negativní dopady na vybrané druhy ryb.

Svratka

Na řece Svratce byl zvolen úsek u Štěpánova. Daná lokalita má hydrologický i teplotní režim ovlivněný vodní nádrží Vír. Na této lokalitě byly zvoleny dva reprezentativní úseky. Cílem výzkumu bylo posoudit vliv VD Vír a jeho manipulací na změnu WUA a její časový průběh s ohledem na rybí populaci, kterou reprezentoval pstruh obecný potoční, ale rovněž štika, mník, ouklej, mihule, plotice a okoun.

Studie [61] byla zaměřena především na osvojení metodiky IFIM a modelového nástroje PHABSIM. V rámci studie byl zpracován vztah mezi WUA a průtokem, ale rovněž i časový průběh WUA během ročního období.

Optimální průtok se pro jednotlivé druhy ryb značně lišil v rozsahu 1–4 m³/s. Stejně tak se značně liší potřeba WUA během ročního cyklu. Bohužel v rámci studie nebyly prezentovány hodnoty Q_m průtoků a tak nebylo možno vyhodnotit provázanost Q_m s WUA.

Vltava

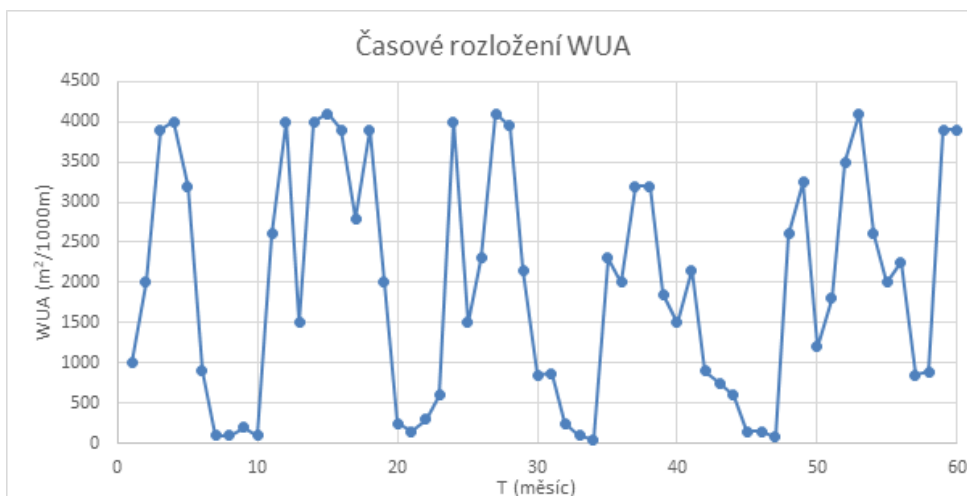
Na řece Vltavě byl zvolen úsek na Teplé Vltavě těsně (cca 1 km) nad soutokem se Studenou Vltavou v blízkosti Chlumu u Volar. Daná lokalita nemá ovlivněný hydrologický režim. Důvodem pro výběr lokality tohoto typu bylo provedení výzkumu na referenční lokalitě bez antropogenního vlivu člověka.

Vydra

Pro aplikace modelu PHABSIM byl zvolen úsek od říčního km cca 0,4 (zaústění odpadu VE Čeňkova pila) až zhruba po řkm 9,55 (jez Rechle). Tento úsek je zásadním způsobem ovlivněn odběrem vody do Vchynicko-tetovského kanálu, který z části slouží jako derivační přivaděč na VE Čeňkova pila. Manipulační řád VE dokonce povoluje v některých měsících odvedení celého průtoku mimo koryto toku a nevyžaduje ponechání ani minimálního asa-

načního průtoku v korytě. To se samozřejmě projevuje velmi podstatnou ztrátou vhodného životního prostředí pro druhy organismů žijící v řece.

Cílem výzkumu bylo pomocí modelu PHABSIM namodelovat vztah mezi WUA a průtokem, a to za účelem nastavení vhodného MZP pod odběrem do Vchynicko-tetovského kanálu. Výsledný vztah mezi WUA a průtokem v pozorovaném úseku je zobrazen na obrázku č. 2.7.



Obrázek č. 2.7 – Příklad vztahu mezi WUA a průtokem v rámci studie na Vydře.

Optimální průtok s téměř 100 % WUA se pohybuje velice blízko hodnotě průtoku Q_{300} , který má hodnotu $1,28 \text{ m}^3/\text{s}$. Nicméně výstup v podobě vztahu mezi WUA a průtokem představuje potenciál pro další diskusi, kdy je možno nalézt kompromis mezi potřebami rybí obsádky a odběrem. Cestu ke kompromisu je možno nalézt v tabulce č. 2.8, která ukazuje hodnoty WUA s hodnotami 90, 80 a 70 % a jim odpovídajícím průtokům dle obrázku č. 2.7, které ještě zajišťují reprodukční schopnosti pstruha obecného [57].

Tabulka č. 2.8 – Hodnoty průtoků při zachování 90, 80 a 70 % WUA pro pstruha obecného.

% WUA _{max}	Q _{min} (m ³ /s)
90	0,85
80	0,73
70	0,59

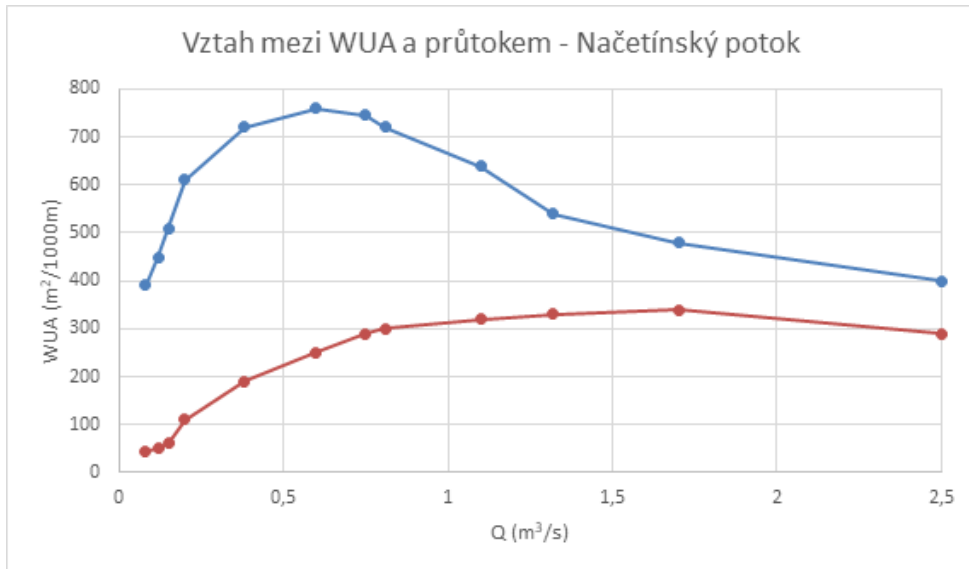
Načetínský potok

Na Načetínském potoce bylo uvažováno s výstavbou nádrže (hráz cca v řkm 4,5), ze které by byla značná část průtoku odváděna do severočeské průmyslové oblasti. Současný střední roční průtok v dolním úseku Načetínského potoka dosahuje cca $1,3 \text{ m}^3/\text{s}$. V dosud zpracovaných studiích (Hydroprojekt 1992) je uvažován odběr z Načetínského potoka $0,480\text{--}0,510 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (střední roční hodnota) při maximální kapacitě odběrného objektu

1,5 m³/s. V případě Načetínského potoka byla potřeba ekologického posouzení navíc zesílena skutečností, že potok tvoří v celém úseku dotčeném zamýšleným odběrem vody státní hranici s Německem a po soutoku s Flájským potokem pokračuje tok na území Německa.

Cílem výzkumu bylo pomocí modelu PHABSIM namodelovat vztah mezi WUA a průtokem, a to za účelem nastavení vhodného MZP.

Výsledný vztah mezi WUA a průtokem v pozorovaném úseku pro juvenilní a adultní stádia vývoje pstruha potočního je zobrazen na obrázku č. 2.8.



Obrázek č. 2.8 – Vztah mezi WUA a průtokem v rámci studie na Načetínském potoce, a to pro dospělé (adultní) a nedospělé (juvenilní) jedince.

Výsledky na Načetínském potoce reprezentují stav, kdy není možné posuzovat celý úsek v absolutních číslech. Zatímco pro juvenilní stádium pstruha je dostačující průtok $Q_{330} = 0,28$ m³/s, tak pro adultní stádium pstruha je vyžadováno daleko více. Nicméně vzhledem k pozvolnosti křivky pro adultní jedince je i tak možné dosáhnout rozumného kompromisu pro obě vývojová stádia (tabulka č. 2.9).

Tabulka č. 2.9 – Hodnoty průtoků při zachování 90, 80 a 70 % WUA pro pstruha obecného na Načetínském potoce.

% WUA _{max}	Q _{min} (m ³ /s) juvenilní	Q _{min} (m ³ /s) adultní
90	0,26	0,75
80	0,24	0,6
70	0,21	0,5

Z tabulky vyplývá, že i při zachování 70 % WUA pro adultní jedince odpovídající průtoku $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ zajistíme téměř 100 % WUA pro jedince juvenilní. Na tomto principu lze reprodukční podmínky v daném úseku přiřadit k hodnotám m-denních průtoků. V případě Načetínského průtoku by bylo možné jít až téměř na hodnotu odpovídající průtoku Q_{330} .

Svídnice

Studie „Stanovení minimálních ekologických průtoků na Svídnicí“, byla zpracována v rámci zakázky MŽP ČR „Hraniční vody“. Důvodem pro navržení minimálních ekologicky přijatelných průtoků ve Svídnicí byl plánovaný odběr vody do severočeské průmyslové pánve.

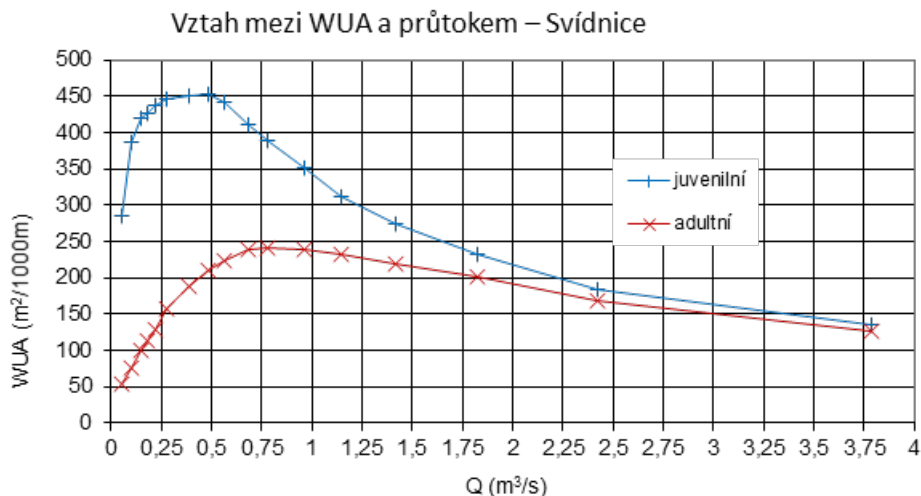
Cílem výzkumu bylo pomocí modelu PHABSIM namodelovat vztah mezi WUA a průtokem, a to za účelem nastavení vhodného MZP.

Součástí výsledků je také návrh minimálního průtoku v ř. km 5,770 v k.ú. Hora Svaté Kateřiny, kde je vybudována MVE, která je umístěna na české straně [59].

Výsledný vztah mezi WUA a průtokem v pozorovaném úseku pro juvenilní a adultní stádia vývoje pstruha potočního je zobrazen na obrázku č. 2.9.

Z obrázku je patrné, že optimální průtok pro adultní populaci pstruha činí $0,75 \text{ m}^3/\text{s}$. V případě juvenilní populace je optimální průtok $0,48 \text{ m}^3/\text{s}$. To v obou případech přesahuje $Q_{300} = 0,37 \text{ m}^3/\text{s}$. Nicméně jako kompromisní průtok lze navrhnout Q_{330} , který odpovídá průtoku $0,28 \text{ m}^3/\text{s}$.

Hodnoty průtoků pro 90, 80, 70 a 60 % WUA jsou uvedeny v tabulce č. 2.10.



Obrázek č. 2.9 – Vztah mezi WUA a průtokem v rámci studie na Svídnicí, a to pro dospělé (adultní) a nedospělé (juvenilní) jedince [59].

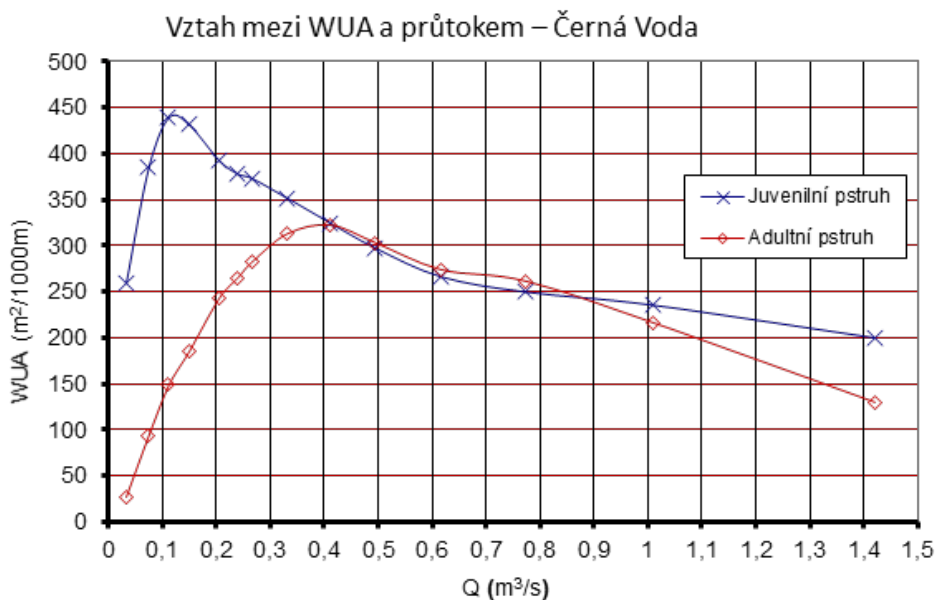
Tabulka č. 2.10 – Hodnoty průtoků při zachování 90, 80 a 70 % WUA pro pstruha obecného na Načetínském potoce.

% WUA _{max}	Q _{min} (m ³ /s) juvenilní	Q _{min} (m ³ /s) adultní
90	0,13	0,5
80	0,087	0,39
70	0,075	0,32
60	0,05	0,28

Z obrázku č. 2.9 a tabulky č. 2.10 je patrná velká citlivost juvenilní populace na úbytek průtoků. Jednou z možností řešení nastavení MZP v případě relativně dlouhých úseků (v rádech kilometrů) je parcelování úseků a nastavení MZP pro jednotlivé úseky [59].

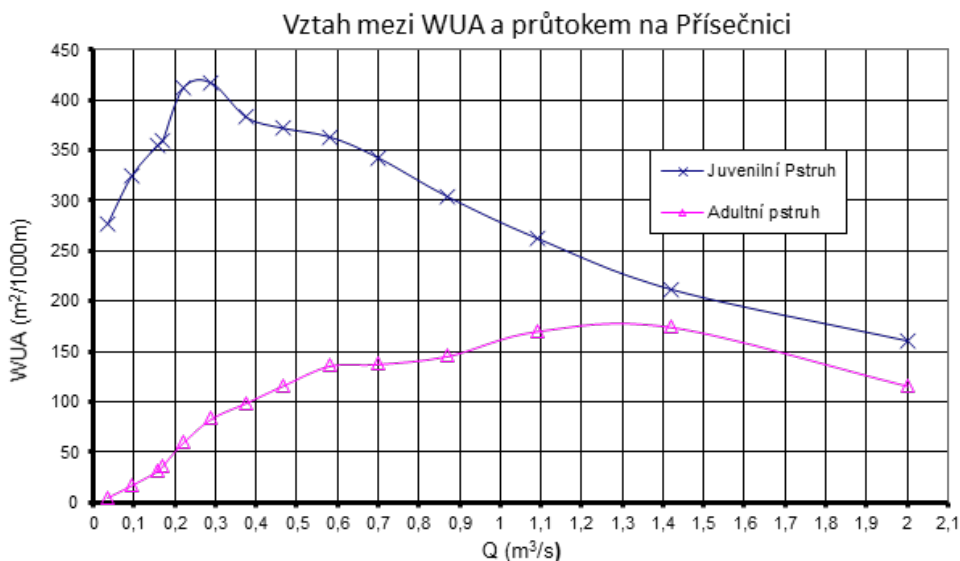
Přísečnice a Černá voda

Stanovení minimálních ekologických průtoků na Přísečnici a Černé Vodě bylo součástí rozsáhlého projektu „Hraniční vody“ řešeného v rámci mezistátní dohody mezi ČR a SRN. Zadavatelem zakázky je Odbor ochrany vod MŽP ČR. Stejně jako v předchozích projektech (Načetínský potok, Svídnice) bylo i v tomto případě cílem řešení stanovení (navržení) hodnot minimálních ekologických průtoků pro Přísečnici a Černou Vodu. Hodnoty minimálních ekologických průtoků jsou na obou tocích stanoveny pro hraniční profily se SRN.



Obrázek č. 2.10 – Vztah mezi WUA a průtokem v rámci studie na Černé vodě, a to pro dospělé (adultní) a nedospělé (juvenilní) jedince [59].

Pokud budeme hledat optimální ekologický průtok, který je možno přiřadit k hodnotě Q_m , pak se opět dostaneme cca na hodnotu $Q_{330} = 0,169 \text{ m}^3/\text{s}$. Při tomto průtoku bude zajištěno pro juvenilní populaci téměř 100 % WUA a pro adultní populaci 50 % WUA (obrázek 2.10).



Obrázek č. 2.11 – Příklad vztahu mezi WUA a průtokem v rámci studie na Přisečnici, a to pro dospělé (adultní) a nedospělé (juvenilní) jedince [59].

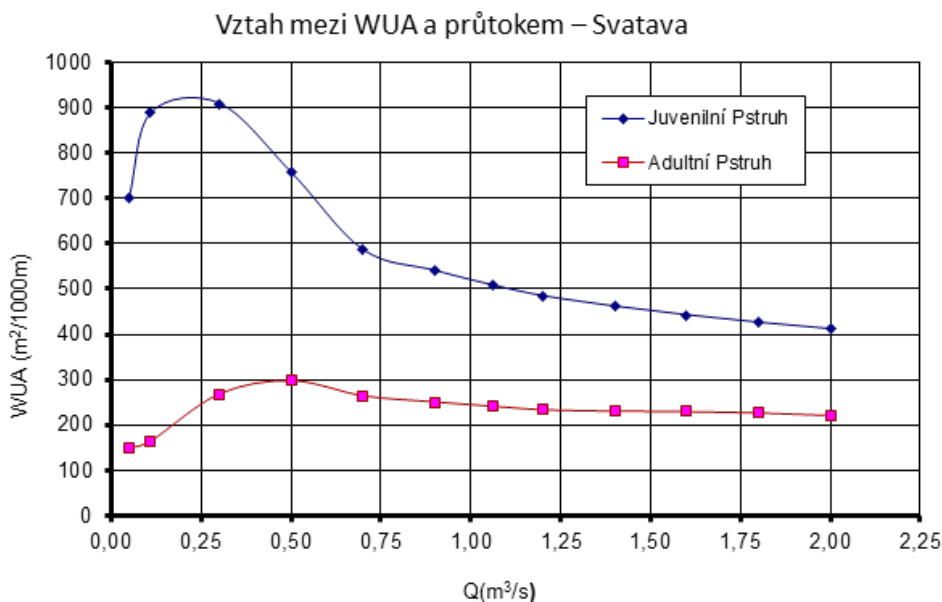
V případě stanovení vhodného ekologického průtoku na Přisečnici je doporučen průtok $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$. Při tomto průtoku je zajištěna 100 % WUA pro juvenilní jedince a 45 % WUA pro adultní populaci. Průběh křivky pro adultní populaci je zářející, ale zpětně ho již není možné ověřit (obrázek 2.11).

Svatava

Stanovení minimálního ekologického průtoku na Svatavě bylo součástí rozsáhlého projektu „Hraniční vody“ řešeného v rámci mezistátní dohody mezi ČR a SRN. Zadavatelem zakázky je Odbor ochrany vod MŽP ČR. Stejně jako v předchozích projektech (Načetínský potok, Svídnice, Přisečnice, Černá voda) bylo i v tomto případě cílem řešení navrzení hodnot minimálního ekologického průtoku na Svatavě. Navržená hodnota minimálního ekologického průtoku byla dle zadání stanovena pro hraniční profil mezi ČR a SRN

Výsledný vztah mezi WUA a průtokem v pozorovaném úseku pro juvenilní a adultní stádia vývoje pstruha potočního je zobrazen na obrázku č. 2.12. Z obrázku je patrné, že optimální průtok pro adultní populaci pstruha činí $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$. V případě juvenilní populace je optimální průtok $0,25 \text{ m}^3/\text{s}$. Jako optimální ekologický průtok lze navrhnout průtok $0,25 \text{ m}^3/\text{s}$, kterému odpovídá téměř 100% WUA pro juvenilní populaci pstruha a 80 % WUA pro

populaci adultní. Jako vhodný ekologický průtok byla navržena hodnota 0,4 m³/s, která zajišťuje 90% WUA pro juvenilní populaci a téměř 100 % WUA pro populaci adultní.



Obrázek č. 2.12 – Příklad vztahu mezi WUA a průtokem v rámci studie na Svatavě, a to pro dospělé (adultní) a nedospělé (juvenilní) jedince [60].

2.5.4. Vyhodnocení aplikace IFIM a PHABSIM v podmínkách ČR

Z výše uvedených studií a lokalit, kde byla aplikována metodika IFIM pomocí modelového nástroje PHABSIM, je zřejmé, že tato metodika a přístup byly úspěšně implementovány a ověřeny v prostředí ČR. Vztah mezi WUA a průtokem nebo časové rozložení WUA v daném úseku jsou jednoznačně zásadním přínosem pro stanovení ekologických průtoků na vodních tocích.

Především vztah mezi WUA a průtokem v daném úseku nebo profilu poskytuje podklady pro diskusi mezi zainteresovanými stranami, které se snaží najít kompromisní řešení např. při stanovení minimálního zůstatkového průtoku při vydání povolení nakládání s vodami.

Zajímavým výstupem z hlediska vyhodnocení optimálního průtoku pro cílový druh nebo druhy je často zmiňovaná hodnota Q_{330} . Ve většině studií se optimální průtok pohyboval kolem této hodnoty denního průtoku. Neznamená to však, že právě tuto hodnotu lze paušalizovat jako optimální pro všechny druhy ryb a pro všechny úseky v rámci ČR. Pro takové konstatování by bylo nutné provést mnohem více studií v rámci celé ČR.

Nicméně z hlediska stanovení MZP se jedná o důležitý podklad, který reprezentuje hydrologicko-habitatové metody. Výsledky dosažené na těchto lokalitách se stali důležitým podkladem pro vypracování návrhu metodického řešení nového přístupu stanovení MZP. Toto metodické řešení je podkladem pro zpracování nařízení vlády ČR.

3. Metodika

3.1 Požadavky na metodické řešení

Po novele vodního zákona [1] z roku 2010 bylo potřeba připravit metodické podklady pro nařízení vlády ČR, které by definovaly kritéria pro stanovení MZP v rámci ČR. Dosud platný metodický pokyn z roku 1998 byl vyhodnocen jako zastaralý a nerespektující mezinárodní trendy bez ověření jeho dopadů na habitat ve vodních tocích. Z těchto důvodů byl VÚV TGM, v.v.i., pověřen vývojem nového metodického přístupu založeného na těchto požadavcích:

- Rozdělení České republiky na několik oblastí, kde bude MZP stanoven rozdílným způsobem. Oblasti budou zohledňovat specifický hydrologický režim a hydrogeologické podmínky.
- Ve výpočtu MZP budou zohledněny potřeby živočišných druhů ve vodních tocích.
- Pro výpočet MZP budou použity standardní hydrologické charakteristiky poskytované Českým hydrometeorologickým ústavem CHMI.
- Metodika stanoví způsoby výpočtu MZP pod nádržemi a vodními díly sloužícími k akumulaci vod.
- MZP bude rozdělen na minimálně dvě sezony během roku.

Na základě těchto požadavků bylo přistoupeno k řešení jednotlivých bodů s cílem vypracovat návrh metodického přístupu, který by následně sloužil jako podklad pro zpracování nařízení vlády ČR.

V rámci tvorby metodiky pro výpočet hodnot MZP bylo přistoupeno k následujícím postupům:

1. Návrh regionálního rozdělení České republiky pro výpočet MZP s ohledem na hydrologické a hydrogeologické poměry.
2. Stanovení způsobu výpočtu MZP na vodních tocích s ohledem na navržené regionální rozdělení.
3. Návrh sezonního rozdělení MZP.
4. Ověření navrženého hodnot MZP z hlediska zabezpečení za období 1981–2019.

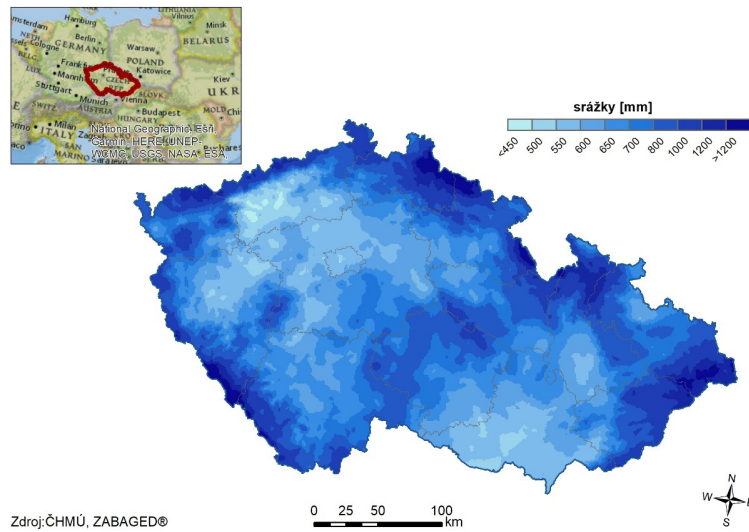
5. Ověření zabezpečení nových hodnot MZP pro navržené sezony v rámci období 1981–2019.
6. Posouzení zabezpečení MZP pouze pro tzv. suché období 2014–2019.
7. Porovnání hodnot MZP z nově navrženého výpočtu s hodnotami MZP z metodického pokynu z roku 1998.
8. Stanovení způsobu výpočtu MZP pod významnými vodními nádržemi a v úsecích ovlivněných hospodařením na těchto nádržích.
9. Stanovení MZP na malých vodních nádržích.

3.2 Charakteristika území ČR

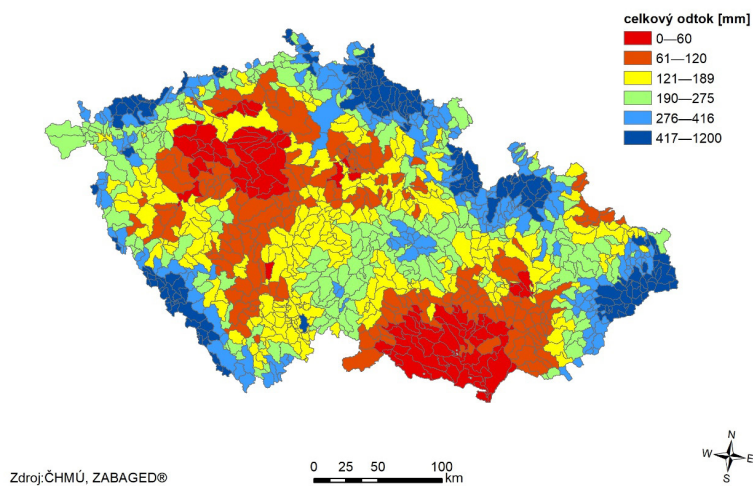
Česká republika je středoevropský stát ležící v mírném pásmu s dlouhodobými (1981–2010) průměrnými ročními srážkami 686 mm [62]. Prostorové rozložení srážek v ČR za referenční období 1981–2010 je znázorněno na obrázku č. 3.1 a prostorové rozložení odtoků v útvarech povrchových vod na obrázku č. 3.2 [63]. Obě distribuce jsou silně závislé na nadmořské výšce a orografii, přičemž vysoké srážkové úhrny a odpovídající odtokové výšky jsou spojeny s horskými oblastmi ležícími na hranicích České republiky. Naopak nízké srážkové rozpočty a nízké odtokové výšky se nacházejí v nížinách jihovýchodní Moravy a severozápadních Čech, které nabírají v průměru cca 400 mm (poslední je ovlivněn srážkovým stínem východně od Krušných hor). Vzhledem ke specifickým hydrologickým podmínkám spojeným s absencí významných přeshraničních přítoků jsou jediným zdrojem povrchových vod v ČR srážky. Obrázek č. 3.3 zobrazuje rozdíl mezi srážkovými úhrny a odtokem (dPR), srážkovými úhrny (P), odtokovými výškami (R) a teplotou vzduchu (T). Červená linie představuje lokální polynomiální regresii; modrá linie zobrazuje průměr za roky 1961–1990; oranžová linie zobrazuje průměr za roky 1981–2010; šedá linie zobrazuje roční pozorování. Údaje byly získány z 334 vodoměrných stanic a 133 meteorologických stanic.

Pro stanovení MZP ze standardních hydrologických charakteristik byla použita data z 334 vodoměrných stanic, a to v podobě hodnot m-denních průtoků. Jejich prostorové rozložení je znázorněno na obrázku č. 3.4.

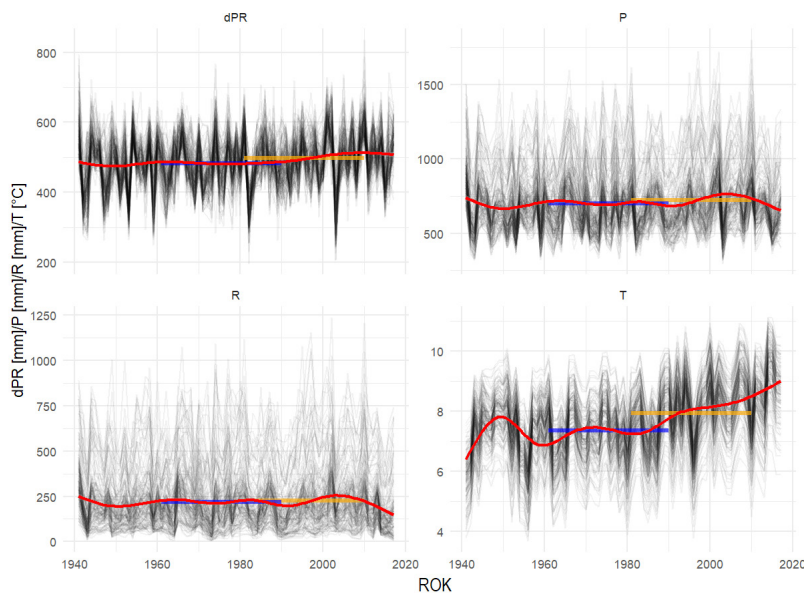
Zároveň byly využity pozorované časové řady z 334 vodoměrných stanic za období 1981–2019 s cílem ověřit možnosti zabezpečení navržených MZP v časovém úseku, a to i mimo referenční období 1981–2010.



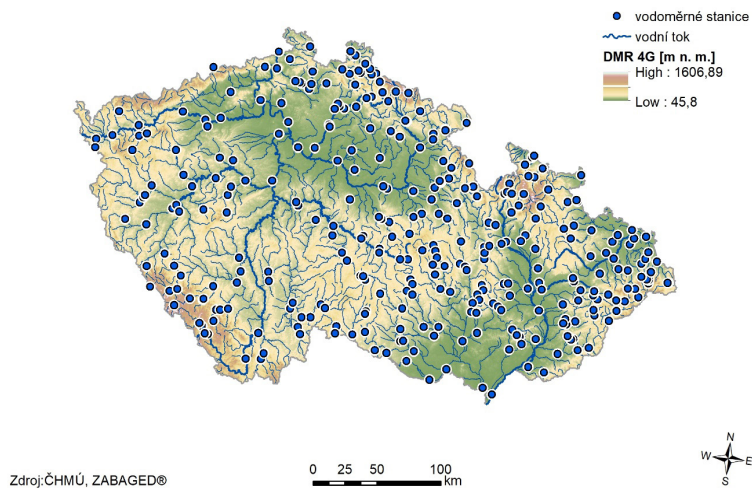
Obrázek č. 3.1 – Prostorové rozdělení průměrných ročních srážek v České republice za referenční období 1981–2010.



Obrázek č. 3.2 – Prostorové rozdělení průměrné roční odtokové výšky na vodních útvarech v České republice pro referenční období 1981–2010.



Obrázek č. 3.3 – Rozdíl mezi srážkovými úhrny a odtokem (dPR), srážkovými úhrny (P), odtokovými výškami (R) a teplotou vzduchu (T). Údaje byly získány z 334 vodoměrných stanic a 133 meteorologických stanic.



Obrázek č. 3.4 – Prostorové rozložení vodoměrných stanic použitých pro výpočet MZP.

Dále byly použity dlouhodobé (1981–2010) roční průměrné průtoky a průměrný denní průtok s pravděpodobností překročení 99 % [64]. Cílem bylo také posouzení možnosti stanovení MZP pod nádržemi, pro které byly k dispozici časové řady neovlivněných průměrných měsíčních průtoků v profilech pod nádržemi za referenční období 1981–2010.

S ohledem na požadavek zohlednit při výpočtu MZP potřeby živočišných druhů ve vodních tocích byly použity výsledky z pilotních lokalit v ČR [56–61], kde byla aplikována metodika IFIM a její modelový nástroj PHABSIM [2]. Zásadními vstupy do metodiky vznikající metodiky MZP byla možnost provázat hodnoty denních průtoků s WUA a odvodit určité optimum pro rybí společenstva.

3.3 Regionální rozdělení ČR pro výpočet MZP

Jak je zmíněno v předchozí kapitole, odtokové poměry v ČR postrádají velké přeshraniční toky směrem do ČR. To znamená, že jediným zdrojem pro povrchové a podzemní vody jsou dešťové srážky. Jejich prostorové rozložení je výrazně ovlivněno terénní orografii. Z tohoto důvodu bylo při úvaze o regionálním rozdělení ČR pro výpočet MZP nutno uvažovat minimálně o čtyřech oblastech.

Z dostupných dat byly vymezeny oblasti (tabulka č. 3.1, obrázek č. 3.5) s rozdílným odtokovým režimem [62] dle parametru K_{99} .

$$K_{99} = \frac{Q_{99}}{Q_a} \quad (4)$$

kde

Q_{99} – průtok, který je dosažen nebo překročen v dlouhodobém průměru (1981–2010) s pravděpodobností 99 % (tj. je dosažen nebo překročen v dlouhodobém průměru (1981–2010) za 362 dní v roce (m^3/s),

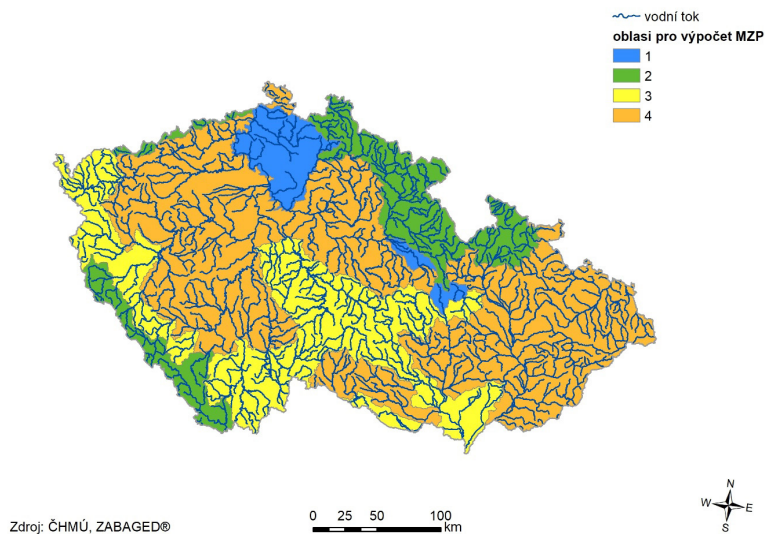
Q_a – dlouhodobý průměrný průtok (1981–2010), (m^3/s).

Prahové hodnoty pro K_{99} byly definovány na základě multikriteriální analýzy, jejímž cílem bylo vytvořit co nejméně členité oblasti s podobnými hydrologickými vlastnostmi. Analýza byla provedena vnesením hodnot K_{99} do mapy přes vrstvu hydrogeologických rajónů a vrstvu nadmořské výšky. Hranice daných oblastí pak vycházely z povodí 4. řádu. Na základě této multikriteriální analýzy bylo rozhodnuto rozdělit MZP do čtyř oblastí s velmi podobnými vlastnostmi následovně:

- **Oblast 1.:** tvoří povodí křídových sedimentů, které představují drenážní báze a kde základní odtok, tj. odtok ze zásob podzemních vod, tvoří podstatnou část celkového odtoku [64], kde $K_{99} > 0,18$.
- **Oblast 2.:** oblast tvoří horská povodí, která jsou rovněž relativně vodná. Vyrovnaný charakter odtoku je zde dán především vysokými srážkami. Hodnota parametru K_{99} je v těchto oblastech zpravidla větší než 0,15.
- **Oblast 3.:** oblast představují povodí tvořená převážně krystalinickými strukturami, které se nacházejí především v podhorských oblastech. Vzhledem k nižší nadmořské výšce zde dochází k dřívějšímu nástupu období jarního tání. Také srážky jsou zde nižší než např. u horských povodí. Hodnota parametru K_{99} se v těchto oblastech zpravidla pohybuje od 0,1 do 0,15.
- **Oblast 4.:** oblasti byly klasifikovány jako povodí, která se vyznačují výrazně nevyrovnaným režimem průtoků během roku, kde hodnota parametru K_{99} je menší než 0,1 [62].

Tabulka č. 3.1 – Hodnoty K_{99} pro čtyři definované oblasti.

Oblast	K_{99}
1	$> 0,18$
2	$> 0,15$
3	0,1–0,15
4	0,1 >



Obrázek č. 3.5 – Návrh regionálního rozdělení ČR pro výpočet MZP.

Oblasti definované na základě hydrologických a hydrogeologických podmínek ohraničené povodími čtvrtého řádu představují základní oblasti pro výpočet MZP. V těchto oblastech byl výpočet MZP proveden rozdílným způsobem, a to na základě kritérií uvedených v následující kapitole.

4. Výsledky

4.1 Metodika výpočtu MZP na vodních tocích

Dalším krokem bylo stanovení postupu pro výpočet MZP v jednotlivých oblastech se zohledněním různých požadavků, např. ohled na dopady na biotu ve vodním toku. Za tímto účelem bylo přistoupeno ke kombinaci hydrologické metody a metody hydraulicko-habitatové.

Zatímco podstatou hydrologické metody je vyhodnotit především odtokové poměry na základě hydrologických charakteristik, a to v globálním i regionálním měřítku, hydraulicko-habitatové metody jsou založeny na odvození ekologického průtoku založeného na zajištění vhodných životních podmínek vybraného živočišného druhu. V rámci návrhu výpočtu MZP bylo využito jak přístupu hydrologického v podobě analýzy hydrologických charakteristik (1981–2010) z 334 vodoměrných stanic, tak i přístup hydraulicko-habitatový. V případě hydraulicko-habitatového přístupu se využily výsledky implementace metodiky IFIM a modelového nástroje PHABSIM na pilotních povodích v ČR. Z výsledků vyplývá, že optimální průtok pro rybí společenstva je velice blízký hodnotám Q_{-330} a vyšší. Při tvorbě výpočetního algoritmu a rozdělení MZP na více hodnot během roku byl tento fakt maximálně zohledněn.

V rámci návržení výpočetního algoritmu byl částečně uplatněn i holistický přístup v podobě expertního panelu, kdy byl ze strany AOPK vznesen požadavek na zachování MZP s hodnotou minimálně 25 % Q_a . Zde je nutno podotknout, že požadavek na 25 % Q_a nebyl ze strany AOPK nijak odborně podložen. Jednalo se, jak bylo konstatováno, o dlouhodobé „vokometrické“ pozorování. Nicméně vzhledem k tomu, že byl tento požadavek vznesen oficiální cestou resortní organizace MŽP, bylo nutné ho při výpočtu MZP zohlednit.

Při tvorbě metodiky sehrál svou roli i původní návrh dokumentu EU [10], který doporučoval zachování ekologických průtoků na úrovni 20–50 % Q_a . Původní pracovní návrh byl v rámci doporučených hodnot ekologických průtoků poměrně radikální, což je zřejmě i důvod, proč byl následně přepracován do formy obecných doporučení. V současném dokumentu [10] se již tyto hodnoty nevyskytují.

Do výpočtu hodnot MZP vstupují tyto parametry:

- hodnoty m-denních průtoků jako standardní hydrologické charakteristiky poskytované ČHMÚ za dané referenční období,

- hodnota Q_{330} jako hodnota vyplývající z hydraulicko-habitatové metody IFIM,
- požadavek na zachování MZP o hodnotě 25 % Q_a .

Tyto parametry hrály zásadní roli při odvození vztahu pro výpočet hodnot MZP pro jednotlivé oblasti.

Výpočet MZP je popsán ve vztahu č. 5.

$$MZP = \left(1 - \frac{Q_{355}}{Q_a}\right) \times Q_{330} \times K \quad (5)$$

kde

Q_{355} – průtok, který je dosažen nebo překročen v dlouhodobém průměru 355 dní v roce (m^3/s),

Q_a – dlouhodobý průměrný roční průtok (m^3/s),

Q_{330} – průtok, který je dosažen nebo překročen v dlouhodobém průměru 330 dní v roce (m^3/s),

K – kompenzační součinitel.

Kompenzační součinitel upravuje hodnotu MZP na požadovaných 20–25 % Q_a . Hodnoty kompenzačního součinitele pro jednotlivé oblasti dle obrázku č. 3.5 jsou uvedeny v tab. 4.1.

Tabulka č. 4.1 – Hodnoty kompenzačního součinitele K pro čtyři definované oblasti.

Oblast dle regionálního rozdělení	K
1	1,2
2	1,1
3	1,05
4	1,07

Jedním z uvedených požadavků při tvorbě metodiky bylo rozdělení hodnot MZP během roku, a to tak, aby byl co nejvíce respektován hydrologický režim. Při zohlednění všech faktorů a budoucího užívání metodiky byl MZP rozdělen na dvě hodnoty během roku. Na základě tohoto rozhodnutí byl rok rozdělen na tzv. hlavní sezonu a jarní sezonu.

V hlavní sezoně, která je definována od května do ledna, se výpočet MZP provádí podle vztahu č. 5, kdy do výpočtu vstupují výše uvedené parametry a oblasti dle regionálního rozdělení (obrázek č. 3.5). V jarní sezoně, která je definována od února do dubna, byl pro

všechny oblasti stanoven MZP na hodnotu Q_{330} . Z důvodu flexibility je možné jarní sezonu posouvat o +/- 1 měsíc, nicméně délku sezony je nutno zachovat. Pro přehlednost je způsob výpočtu včetně sezonního rozdělení uveden v tabulce č. 4.2.

Tabulka č. 4.2 – Výpočet MZP na vodních tocích včetně sezonního rozdělení.

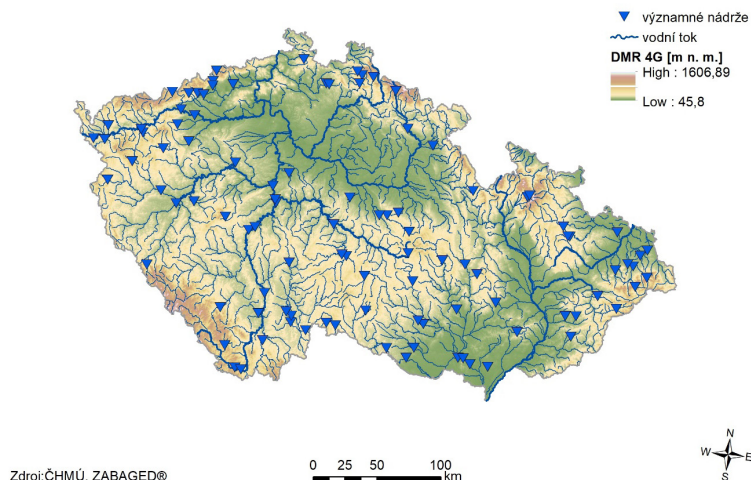
Oblast dle regionálního rozdělení	Hlavní sezona	Jarní sezona
	květen–leden	únor–duben
1	Dle rce. č. 5	Q_{330}
2	Dle rce. č. 5	Q_{330}
3	Dle rce. č. 5	Q_{330}
4	Dle rce. č. 5	Q_{330}

V rámci metodického řešení bylo přistoupeno k určitému kompromisnímu řešení, které bylo nutno provést z důvodu silného tlaku ze strany odběratelů a implementovat do nařízení vlády. Tímto kompromisním řešením je možnost snížit hodnotu koeficientu v jednotlivých oblastech až na úroveň $k = 0,9$. To znamená, že MZP je spočítán na základě vztahu č. 6

$$MZP = \left(1 - \frac{Q_{355}}{Q_a}\right) \times Q_{330} \times 0,9 \quad (6)$$

4.2 Stanovení MZP na přehradách

Způsob stanovení MZP na přehradách a významných vodních dílech, které hospodaří v rámci svého vymezeného zásobního prostoru, bylo jednou ze zásadních otázek při tvorbě metodiky. V České republice se nachází cca 102 významných vodních nádrží (viz obrázek č. 4.1). Tato vodní díla patří převážně pod správu podniků povodí a ovlivňují hydrologické poměry v úsecích pod těmito vodními díly.



Obrázek č. 4.1 – Zobrazení skupiny vybraných vodních nádrží v rámci ČR.

Zásadní otázkou při tvorbě metodiky bylo, zda je možné odvodit rovněž vztah pro výpočet MZP na takto významných vodních dílech, která se svým zásobním objemem, hydrologickými poměry a především účelem liší [65]. Většina vodních děl je víceúčelová a plní několik funkcí s důrazem na určitou prioritní funkci. Tyto funkce vodního díla jsou vždy zmíněny v manipulačním řádu.

V počátcích řešení byla snaha o zavedení jisté kategorizace těchto vodních děl podle určitých parametrů a pak následné odvození vztahu pro výpočet MZP. Následně se ukázalo, že odvození univerzálního vztahu pro výpočet pod přehradami v rámci ČR není možné, a to z následujících důvodů:

- Každé vodní dílo je specifické, multifunkční a často působí v rámci vodohospodářské soustavy několika vodních děl. Proto je nutno posuzovat každé vodní dílo nebo soustavu individuálně, a to na základě vodohospodářského řešení.
- Současně nastavené minimální průtoky na odtoku z nádrže nejsou vypočteny na základě metodického pokynu MŽP ČR z roku 1998, ale na základě vodohospodářského řešení nádrže.
- Jakákoli zjednodušující úvaha vedoucí k určitému empirickému vztahu pro stanovení MZP pod nádržemi byla ze strany podniků povodí okamžitě zamítnuta, a to i v případě, že návrh přišel ze strany jednoho z podniků povodí.

Na základě výše uvedených faktů bylo v rámci metodiky přistoupeno k řešení, že hodnoty MZP budou na významných vodních dílech stanoveny na základě vodohospodářského řešení nádrže, a to konkrétně podle ČSN 75 2405. Tímto řešením se správcům vodního díla dává velká pravomoc a svoboda z hlediska stanovení MZP. Nicméně s ohledem na stávající

praxi a potřebnost zabezpečení účelů vodního díla se zcela jistě jedná o správné řešení [66].

Další zásadní otázka, která byla v rámci vlivu významných vodních nádrží nastolena, je výpočet MZP v úsecích pod vodními nádržemi. Původní přirozený hydrologický režim byl výstavbou těchto vodních děl silně ovlivněn. Nicméně zde je nutno poznamenat, že účelem výstavby bylo ovlivnit hydrologický režim na vodním toku, a vytvořit tak zásobní a rovněž retenční prostor.

Při tvorbě metodiky byl tedy vznesen požadavek na výpočet MZP v úsecích ovlivněných hospodařením na významných vodních dílech z přirozených (rekonstruovaných, resp. odovlivněných) průtoků. Za tímto účelem bylo nutné:

- definovat úseky ovlivněné hospodařením na nádržích,
- posoudit způsob stanovení přirozených průtoků,
- posoudit dopady navrženého řešení.

Za tímto účelem bylo vytipováno 90 úseků vodních toků pod nádržemi, které jsou shrnuty v tabulce č. 4.3 Celková délka vytipovaných úseků vodních toků činila 3 100 ř. km, které tvořily 18 % délky všech vodních útvarů (Stahler IV. řádu).

Tabulka č. 4.3 – Ovlivněné úseky vodních toků pod nádržemi.

Povodí	Délka toků s ovlivněním nádržemi (ř. km)	Délka vodních útvarů dle plánování v oblasti vod (Stahler IV. řád) (ř. km)	Podíl ovlivněných úseků na délce vodních útvarů (%)
Povodí Labe	428	3 340	13
Povodí Vltavy	1 000	6 490	15
Povodí Ohře	560	2 142	26
Povodí Odry	254	1 674	15
Povodí Moravy	858	3 470	25
CELKEM	3 100	17 116	18

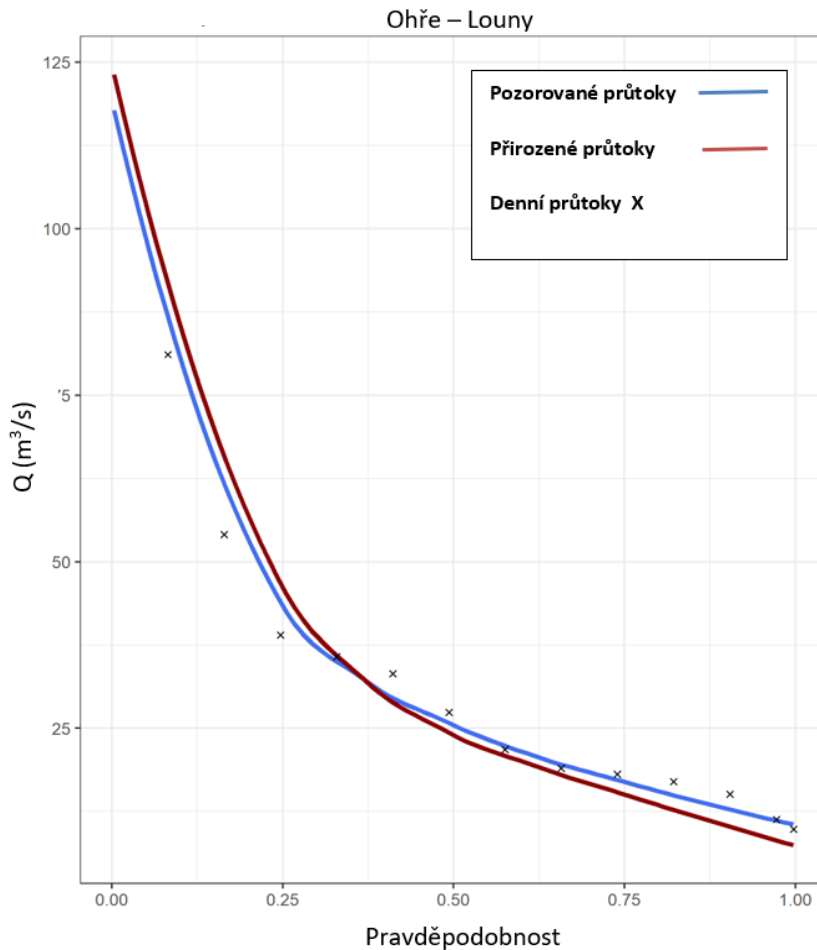
Z tabulky č. 4.3 vyplývá, že celková délka vytipovaných úseků je poměrně dlouhá a výpočet MZP z tzv. přirozených průtoků může zásadním způsobem ovlivnit biotu ve vodním toku.

Dalším krokem bylo posoudit, zda jsou pro výpočet MZP v těchto úsecích k dispozici relevantní hydrologické podklady. V současné době jsou k dispozici tzv. přirozené (rekonstruované) měsíční průtoky stanovené na základě vyhlášky č. 431/2001 Sb. MZe ČR. Tyto průtoky jsou stanoveny pro potřeby hydrologické bilance množství vody, která se sestavuje každoročně pro oblasti povodí jako hodnocení minulého hydrologického roku. Výpočet se provádí každý měsíc. Součástí výpočtu je rekonstrukce přirozených průtoků vody ve vodních tocích v síti vodoměrných stanic a korekce ovlivnění výpočtů zdrojů podzemních vod vybranými odběry vody.

Přestože se jedná o průměrné měsíční průtoky, byly hodnoty přirozených průměrných měsíčních průtoků porovnány s hodnotami pozorovaných průměrných měsíčních průtoků ve vodoměrných stanicích, a to ve vybraných úsecích ovlivněných vodními nádržemi za období 1981–2019. Cílem porovnání bylo posoudit míru ovlivnění, a to především pro průtoky s pravděpodobností překročení 97 a 90 %. Pokud to bylo možné, byly výsledky rovněž porovnány s charakteristikami Q_m odvozenými z průměrných denních průtoků.

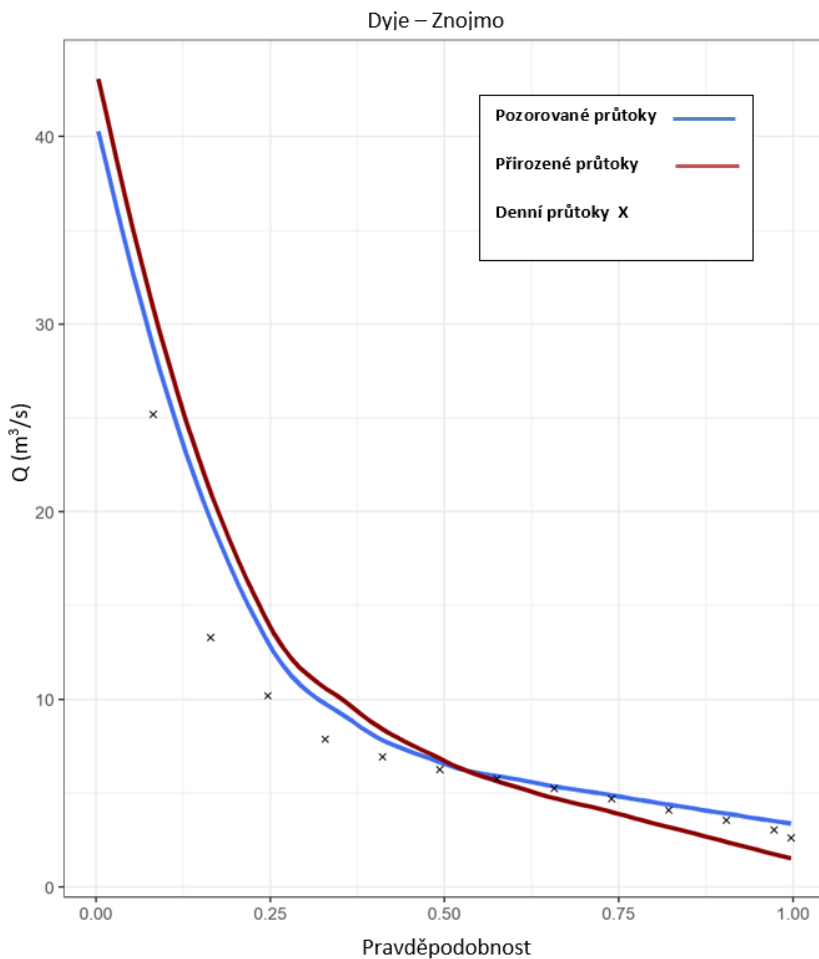
Následující obrázky demonstrují míru ovlivnění ve vybraných vodoměrných stanicích pod významnými vodními nádržemi, které ovlivňují vybrané úseky vodních toků zmíněných v tabulce č. 4.3. Prezentované výsledky byly vybrány tak, aby reprezentovaly a podpořily závěry, které bylo nutné v rámci připravované metodiky provést.

Obrázek č. 4.2 reprezentuje vztah mezi hodnotami pozorovaných (modrá) a přirozených (hnědá) průměrných měsíčních průtoků na Ohři v profilu Žatec pod vodním dílem Nechránice. Z grafu je patrný charakteristický průběh, kdy jsou nádrže zachytávány vyšší průtoky, a zároveň je zřejmý i nadlepšovací účinek nádrže při nízkých průtocích. Tento vztah mezi pozorovanými a přirozenými průtoky je charakteristický pro víceúčelové vodní nádrže, kde není kladen důraz na vodárenské účely. Hodnoty označené křížkem reprezentují Q_m odvozené z průměrných denních průtoků za referenční období 1981–2010. Z obrázků je patrný rozdíl mezi hodnotami Q_m označenými křížky a hodnotami měsíčních průtoků se stejnou pravděpodobností překročení. Tento rozdíl je výrazný především u průtoků s nižší pravděpodobností překročení. To je způsobeno především dobou trvání jednotlivých průtoků, kdy vyšší vodní stavy mají kratší dobu trvání a při vyhodnocování měsíčních průtoků dojde k jejich „vyhlazení“. Zatímco období nižších vodních stavů má delší dobu trvání, i řádech měsíců a tak při porovnání s Q_m dochází k větší shodě.



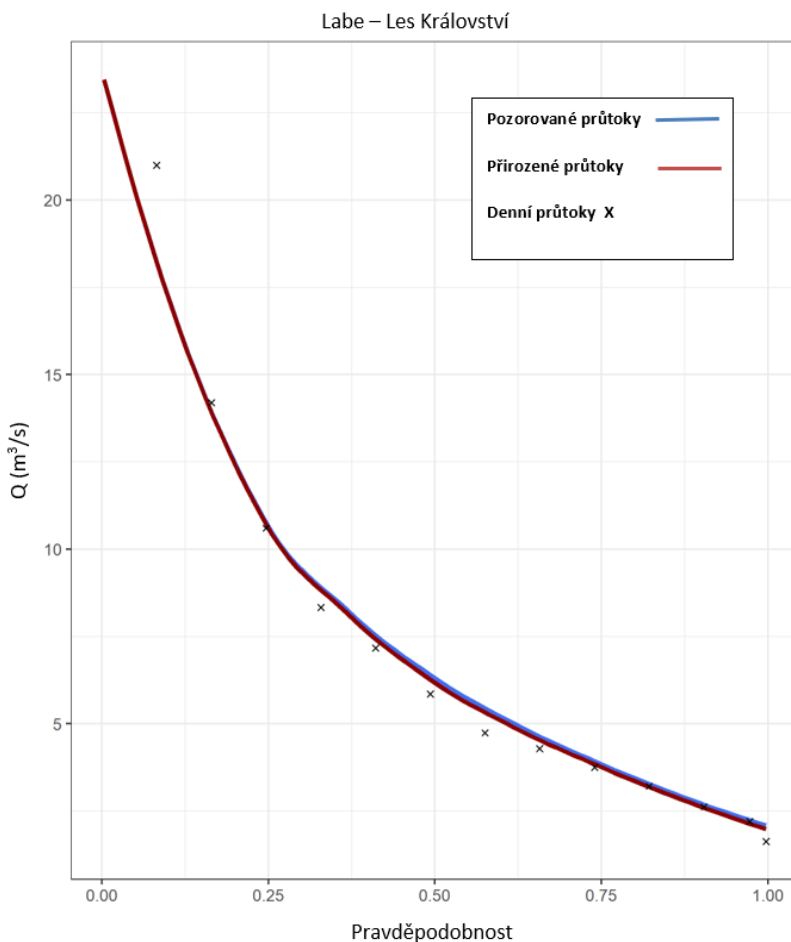
Obrázek č. 4.2 – Vztah mezi pozorovanými a přirozenými průměrnými měsíčními průtoky na Ohři v profilu vodoměrné stanice Louny pod VD Nechranice.

Na obrázku č. 4.3 je obdobný příklad, kde jsou prezentovány hodnoty pozorovaných (modrá) a přirozených (hnědá) průměrných měsíčních průtoků na Dyji pod vodním dílem Znojmo. Účelem vodního díla je vyrovnávat špičkování na vodním díle Vranov, energetika a zajištění MZP. Z průběhu je opět charakteristické nadlepšování nízkých průtoků.



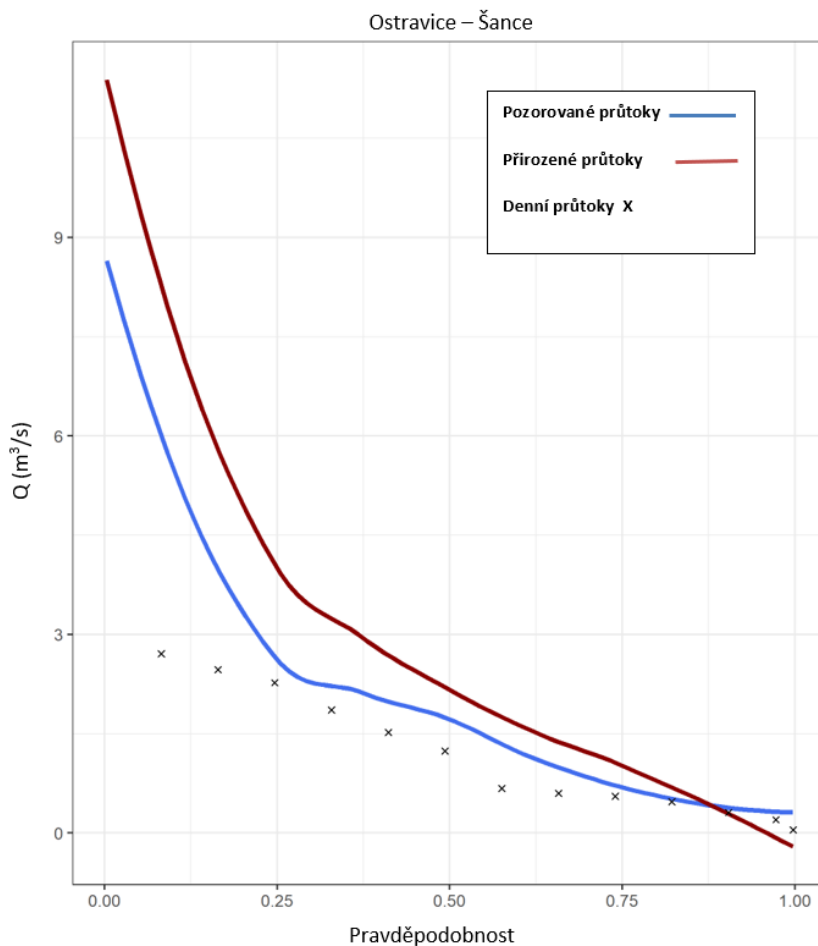
Obrázek č. 4.3 – Vztah mezi pozorovanými a přirozenými průměrnými měsíčními průtoky na Dyji v profilu vodoměrné stanice Znojmo.

Na obrázku č. 4.4 jsou prezentovány hodnoty pozorovaných (modrá) a přirozených (hnědá) průměrných měsíčních průtoků na Labi pod vodním dílem Les Království. Z grafu jsou zcela patrné velice malé nadlepšovací schopnosti vodního díla, které jsou dány účelem vodního díla – ochranou před povodněmi a částečně i výrobou elektrické energie.



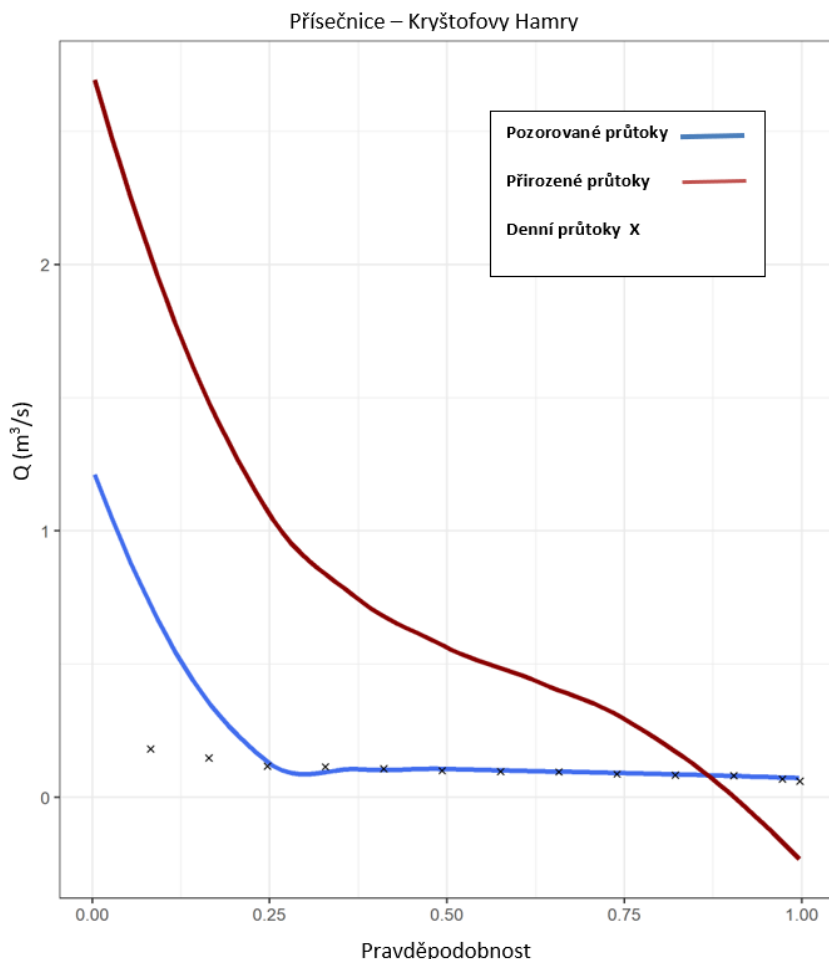
Obrázek č. 4.4 – Vztah mezi pozorovanými a přirozenými průměrnými měsíčními průtoky na Labi pod vodním dílem Les Království.

Na obrázku č. 4.5 jsou prezentovány hodnoty pozorovaných (modrá) a přirozených (hnědá) průměrných měsíčních průtoků na Ostravici pod vodním dílem Šance. Z grafu je patrný účel vodního díla, což je akumulace vody pro dodávky pitné vody v ostravském regionu. Z grafu je patrný silný důraz na zachycení potřebného objemu vody pro zajištění dodávek pitné vody. Nicméně i přes silný důraz na akumulaci vody je nádrž schopna nadlepšovat při nízkých průtocích.



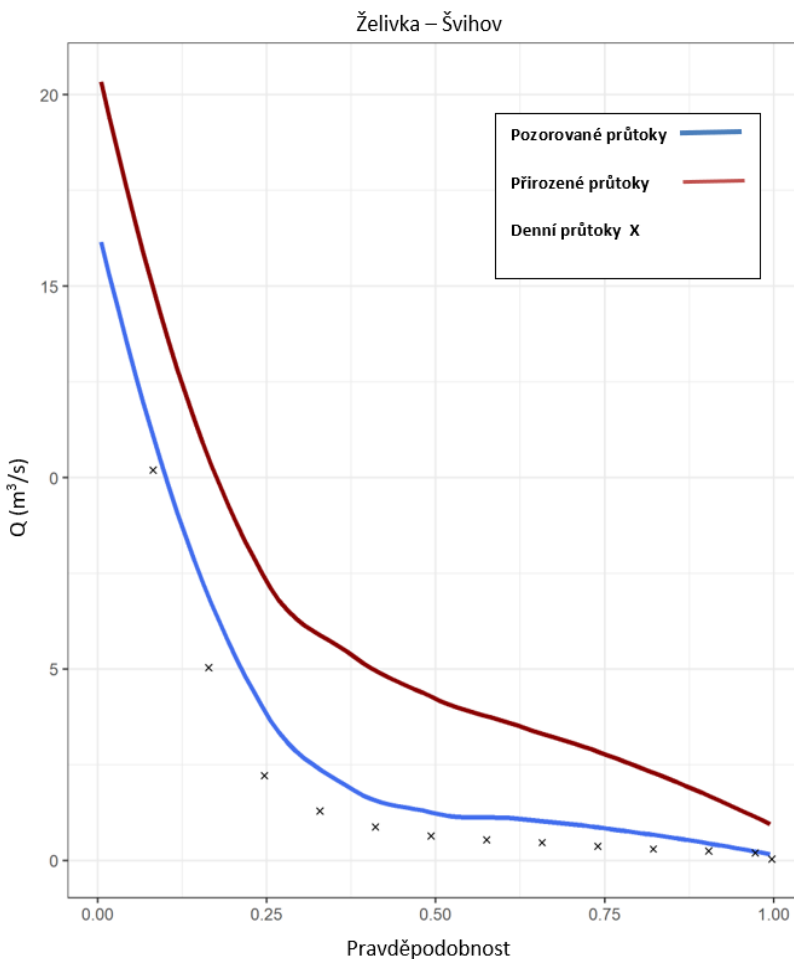
Obrázek č. 4.5 – Vztah mezi pozorovanými a přirozenými průměrnými měsíčními průtoky na Ostravici pod vodním dílem Šance.

Na obrázku č 4.6 jsou prezentovány hodnoty pozorovaných (modrá) a přirozených (hnědá) průměrných měsíčních průtoků na Přísečnici v profilu vodoměrné stanice Kryštofovy Hamry. Vodní nádrž Přísečnice je vodárenská nádrž a slouží pro zásobování pitné vody chomutovského a mosteckého regionu. Z grafu je stejně jako v případě vodní nádrže Šance patrná priorita akumulace vody. Nicméně i v rámci nízkých průtoků je nádrž schopna nadlepšování.



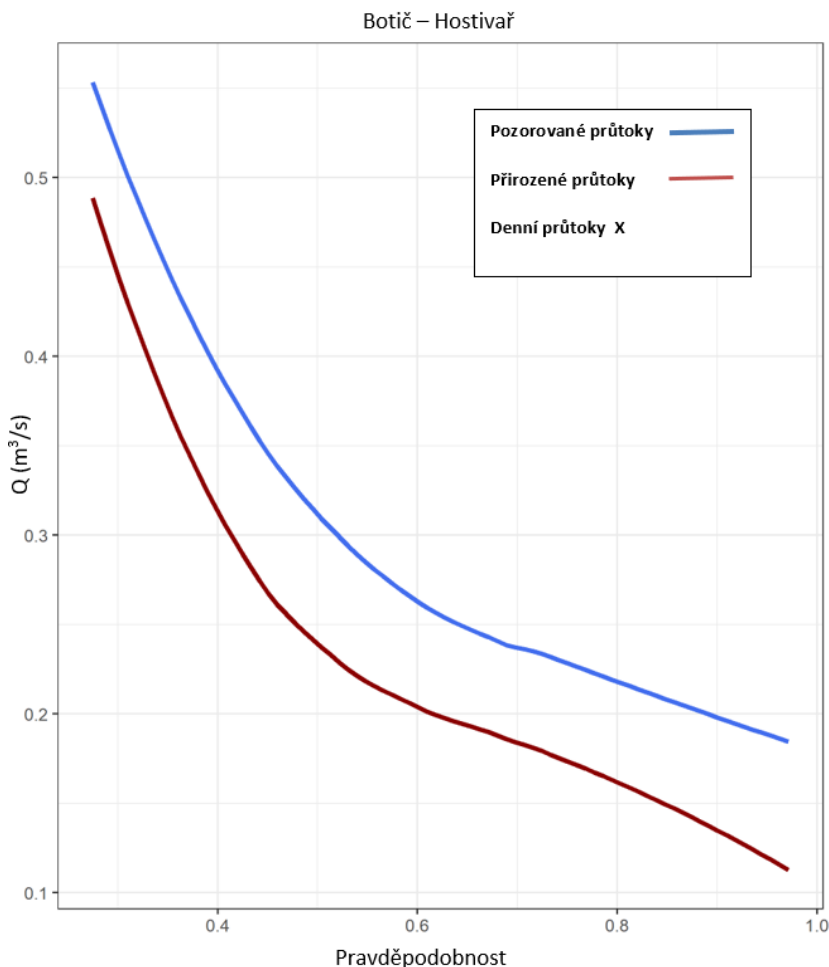
Obrázek č. 4.6 – Vztah mezi pozorovanými a přirozenými průměrnými měsíčními průtoky na Přísečnici v profilu vodoměrné stanice Kryštofovy Hamry.

Další případ reprezentující ovlivnění hydrologického režimu vodních nádrží je zobrazen na obrázku č. 4.7 (Želivka v profilu vodoměrné stanice Nesměřice pod vodním dílem Švihov). Účelem vodního díla Švihov je zajištění pitné vody pro Prahu a blízké okolí. Z toho vyplývají vysoké nároky na zabezpečení potřeb pitné vody. Z grafu je patrné, že veškeré přirozené průtoky, a to i ty nízké s velkou pravděpodobností překročení, jsou nad pozorovanými hodnotami průtoků. To znamená, že vodní dílo významně ovlivňuje hydrologický režim vodního toku i při nízkých průtocích. Zde je nutno podotknout, že takový typ ovlivnění pod vodními nádržemi je naprosto výjimečný.



Obrázek č. 4.7 – Vztah mezi pozorovanými a přirozenými průměrnými měsíčními průtoky na Želivce v profilu vodoměrné stanice Nesměřice pod vodním dílem Švihov.

Poslední případ reprezentující ovlivnění hydrologického režimu pod vodní nádrží je zobrazen na obrázku č. 4.8. Jedná se o profil pod vodní nádrží Hostivař na Botiči. Nádrž slouží především pro retenční, rekreační a rybářské účely. Ze vztahu mezi hodnotami pozorovaných (modrá) a přirozených (hnědá) průměrných měsíčních průtoků je zřejmé, že tato vodní nádrž reprezentuje stav, kdy nádrž nadlepšuje v celém svém rozsahu od vyšších až po nízké průtoky.



Obrázek č. 4.8 – Vztah mezi pozorovanými a přirozenými průměrnými měsíčními průtoky na Botiči v profilu vodoměrné stanice pod vodním dílem Hostivař.

Celkem bylo posouzeno 230 profilů vodoměrných stanic v úsecích ovlivněných vodními nádržemi, kde jsou k dispozici přirozené průměrné měsíční průtoky. Výše zobrazené obrázky č. 4. 2–8 představují určitý reprezentativní vzorek míry ovlivnění úseků vodních toků pod vodními nádržemi. Na základě těchto výsledků bylo přikročeno k dalšímu kroku, a to možnosti numerického vyjádření hodnot s pravděpodobností překročení 97 a 90 %. V rámci metodického řešení MZP v úsecích vodních toků ovlivněných vodními nádržemi bylo následně přikročeno k doporučení, které bylo uplatněno v meziresortním řízení.

Z vyhodnocených podkladů a výsledků bylo jednoznačně doporučeno, aby výpočet MZP v úsecích vodních toků ovlivněných nádržemi byl i nadále prováděn z hodnot hydrologických charakteristik, tzv. m-denních průtoků odvozených z pozorovaných (ovlivněných) průměrných denních průtoků. Argumenty pro toto rozhodnutí jsou následující:

- Přestože je možné vyjádřit míru ovlivnění v úsecích pod vodními nádržemi na základě vztahu mezi přirozenými průměrnými měsíčními průtoky a hodnotami pozorovaných průměrných měsíčních průtoků a tuto míru numericky vyjádřit přes pravděpodobnost překročení, můžou být hodnoty průtoků s pravděpodobností překročení 90 a 97 % v porovnání s hodnotami průtoků se stejnou pravděpodobností odvozených z denních průtoků značně zavádějící.
- Z provedené analýzy vyplývá, že až na výjimky (viz obrázek č. 4.7) většina významných vodních nádrží nadlepšuje odtokové poměry, a to především v oblasti nízkých průtoků s vysokou mírou pravděpodobnosti překročení (viz obrázky č. 4.2–6 a 4.8). V případě, že by se MZP z přirozených měsíčních průtoků počítal, zůstává zásadní otázkou, jaký bude dopad na biotu ve vodním toku, jelikož zcela jistě by došlo ke snížení hodnot MZP. Argument, že se snažíme dosáhnout přirozeného stavu před výstavbou vodního díla, je zavádějící, neboť výstavbou vodního díla dojde k trvalým změnám nejen odtokových poměrů, ale rovněž teplotních a kyslíkových poměrů. Hydraulicko-habitatové metody jednoznačně prokázaly [57], že výstavbou vodních děl a změnou manipulace dochází často ke změně druhu a skladby rybí obsádky ve vodním toku. Snížení hodnot MZP povede pouze ke snížení množství rybí populace a reprodukčních schopností.
- Další otázkou je, co s úseky, kde k nadlepšování nedochází ani v případě nízkých průtoků (obrázek č. 4.7). Zde by bylo nutné udělit výjimky, neboť není možné ohrozit vodárenské účely nádrže.
- Zásadním tématem v rámci posouzení výpočtu MZP v úsecích vodních toků ovlivněných vodními nádržemi byla tvorba budoucího katastru přirozených denních průtoků ze strany ČHMÚ. Za tímto účelem by musela být provedena zásadní změna z hlediska evidence odběru a vypouštění vody, které se provádí v měsíčním kroku. Ze strany ČHMÚ jednoznačně zaznělo odmítnutí s tím, že i do budoucna budou hydrologické charakteristiky ve formě m-denních průtoků počítány pouze z pozorovaných, tedy ovlivněných, hodnot průtoků.

4.3 Stanovení MZP na MVN

Malé vodní nádrže (MVN) představují vodní díla, která slouží k akumulaci vody, a to za různým účelem. Malé vodní nádrže jsou řešeny v rámci ČSN 75 2410 a jsou definovány jako nádrže s akumulačním objemem menším než 2 mil. m³, které jsou zároveň hluboké nejvýš 9 m [66]. Dle účelu je možné rozdělit MVN na:

- Závlahové
- Rybochovné

- Retenční
- Rekreační
- Dočišťovací
- Požární
- Krajinotvorné a další.

Z hlediska vztahu k způsobu přivádění vody je možné MVN rozdělit na:

- Průtočné
- Neprůtočné

MVN se vyskytují v rámci ČR v řádech desítek tisíc. Z hlediska účelu mají největší zastoupení rybníky, retenční, rekreační a krajinotvorné nádrže.

Z pohledu dodržování MZP stály MVN až do současnosti na pokraji zájmu, ale nedávná perioda sucha a rozmach budování MVN jako krajinotvorného prvku s retenčním potenciálem a tvorba nařízení vlády pro výpočet MZP přivedla otázku budování MVN a dodržování MZP znovu do popředí.

S cílem posoudit význam těchto vodních děl jako nástroje boje proti suchu a celkově jako adaptačního opatření se rozběhlo mnoho projektů na posouzení prospěšnosti těchto vodních děl např. z hlediska dotace podzemních vod, ale také z pohledu dodržování MZP. Za zmínku stojí projekt TAČR Beta - *Vliv malých vodních nádrží na hladinu podzemních voda celkovou hydrologickou bilanci s důrazem na suchá období* a projekt Řešení rybníků a malých vodních nádrží z hlediska možnosti dodržování MZP a bezpečnosti při povodni. Prvně jmenovaný bude dokončen v roce 2022 a jeho cílem je posoudit vliv MVN z hlediska dotace podzemních vod. Druhý projekt je zaměřený na posouzení rybníků z hlediska dodržování MZP a bezpečnosti před povodněmi.

Výše uvedené projekty jsou odezvou na společenskou a administrativní potřebu řešit problematiku současných a nově vznikajících MVN, a to především v oblastech, které se již v současnosti nebo výhledově nacházejí v tzv. deficitních oblastech.

Výstavba MVN je podporována jako jedno z adaptačních opatření proti suchu z hlediska akumulace vody v krajině, krajinotvorného prvku a zlepšení mikroklima. Na druhou stranu MVN se nachází především na malých vodních tocích, které často postihují suché periody [67] a ve spojení s výparem [68] nejsou bilančně schopny dodržovat stanovené MZP (průtočné MNV).

Kromě hydrologických poměrů je zásadním faktem i technické řešení výpustních objektů, které neumožňuje flexibilní manipulaci v reakci na změnu hydrologických poměrů.

Technické řešení výpustních objektů je na většině MVN řešeno pomocí tzv. požeráků, které se mohou konstrukčně lišit, ale svým principem jsou velice podobné. Hradící zařízení je založeno na jednoduché konstrukci, které je zobrazeno na obrázku č. 4.9, který zobrazuje jednoduchý dvoudlužový požerák na MVN Koloděje. Obrázek č. 4.10 zobrazuje pohled do objektu.



Obrázek č. 4.9 – Pohled na výpustní objekt požeráku na MVN Koloděje (VD TBD)



Obrázek č. 4.10 – Pohled do výpustního objektu MVN Koloděje (VD TBD)

Z obrázků č. 4.9 a 4.10 je patrné, že se jedná o velice jednoduché technické zařízení, které

umožňuje pohyby hladiny v nádrži pouze pomocí dřevěných dluží. Úměrně s významem (např. zadržovaný objem a účelu MVN) se používají i technicky sofistikovanější požeráky, jako například na obrázku č. 4.11 a 4.12 na MVN Dolní Habartice.



Obrázek č. 4.11 – Pohled na výpustní objekt požeráku na MVN Koloděje s osazeným vodočtem (VD TBD).



Obrázek č. 4.12 – Pohled na výpustní objekt požeráku na MVN Koloděje s osazeným vodočtem (VD TBD).

Bez ohledu na typ požeráku slouží tyto konstrukce především k plnění MVN, jejímu vypouštění a dále k nastavení provozní hladiny. Z hlediska konstrukce nejsou přizpůsobeny k manipulaci ani flexibilní reakci na změny hydrologických podmínek a dodržování MZP. Tyto vodní díla fungují na principu nastavení provozní hladiny a jejímu udržování, a to s cílem zajištění účelu MVN.

V praxi to znamená, že v MVN panuje silná interakce mezi přítokem (přítoky) a odtokem do nádrže. V závislosti na ploše vodní hladiny a ročním období pak vstupuje do interakce i výpar, který může způsobit, že pod vodním dílem se do vodního toku dostanou pouze průsaky hrází. V určitých geologických podmínkách dochází i k průsakům do okolního horninového prostředí.

Nicméně je nutné poznamenat, že v ČR se nachází MVN, které používají k vypouštění i jiná konstrukční řešení, jako například potrubí osazené klapkovým nebo šoupátkovým uzávěrem, případně stavidlové uzávěry. Tyto konstrukce se ale nepoužívají k zajištění MZP.

V rámci metodického řešení bylo navrženo řešení, kdy je MZP na MVN stanoven následujícím způsobem.

1. Při napouštění vodního díla je nutné zajistit MZP stanovený na základě vztahu č. 5 a příslušných kompenzačních součinitelů dle tabulky č. 4.1.
2. Po nastavení provozní hladiny je dodržován MZP dle vztahu č. 5, a to za předpokladu, že je splněn vztah:

$$Q_p \geq MZP \quad (7)$$

kde

MZP je minimální zůstatkový průtok pod vodním dílem (m³/s)

Q_p je přítok do nádrže (m³/s)

3. V případě, že dojde ke snížení přítoku do nádrže pod hodnotu MZP, je MZP řešen podle vztahu č. 8.

$$MZP = Q_p = Q_o \quad (8)$$

kde

MZP je minimální zůstatkový průtok pod vodním dílem (m³/s)

Q_p je přítok do nádrže (m^3/s)

Q_o odtok z nádrže (m^3/s)

V současném metodickém řešení se v rámci MVN nepočítá s ponížením hodnot MZP o výpar hladiny ani o průsak do okolního horninového prostředí.

V rámci novely vodního zákona z roku 2010 [1] je v odstavci č. 2 jasně definováno, že:

„Dále stanoví místo a způsob měření minimálního zůstatkového průtoku a četnost předkládání výsledků těchto měření vodoprávnímu úřadu.“

Kontrola MZP je poměrně obtížná a nákladná. V rámci projektu Řešení rybníků a malých vodních nádrží z hlediska možnosti dodržování MZP a bezpečnosti při povodni bylo na Nesvačilském rybníku v Jihočeském kraji instalováno kontinuální vodoměrné zařízení, a to jak na přítoku, tak i na odtoku z VD. Přímou ve vodní nádrži byla instalována i sonda pro kontinuální sledování polohy hladiny. Vzhled vodoměrných profilů a online kontinuálního zařízení je zobrazeno na obrázku č. 4.13 a 4.14.



Obrázek č. 4.13 – Vodoměrný profil s online záznamovým zařízením na přítoku do Nesvačilského rybníka.



Obrázek č. 4.14 – Vodoměrný profil s online záznamovým zařízením na odtoku z Nesačického rybníka

5. Posouzení dopadu navržené metodiky

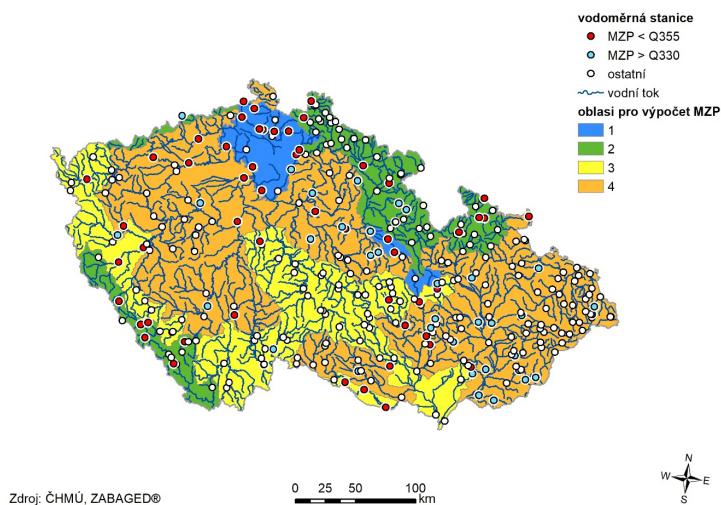
5.1 Posouzení dopadu navržené metodiky na hodnoty MZP za období 1981–2010

První fází posouzení dopadu nového metodického přístupu na hodnoty MZP bylo porovnání jejich hodnot, a to s ohledem na jejich velikost a navržené regionální rozložení za referenční období 1981–2010. Vzhledem k nastaveným parametrům metodiky byly při vyhodnocení sledovány dva parametry. Za prvé velikost MZP vůči Q_{355} , který je považován za hraniční hodnotu tzv. hydrologického sucha. Hodnota Q_{355} tedy představuje dolní hranici intervalu, který by MZP neměl dle nové metodiky a nařízení vlády podkračovat.

Druhým parametrem je hodnota Q_{330} , která představuje z hlediska metodického řešení pomyslnou horní hranici. Hodnota Q_{330} byla odvozena na základě hydraulicko-habitatové metody IFIM jako optimální hodnota zajišťující dobré podmínky pro rybí společenstva. Z toho důvodu byla tato hodnota zvolena jako horní hranice intervalu, který není třeba z hlediska velikosti MZP překračovat.

Obrázek č. 5.1 ukazuje rozložení hodnot MZP s ohledem na vztah k Q_{355} a Q_{330} , a to v 334

vodoměrných stanicích za referenční období 1981–2010. Výpočet byl proveden podle vztahu č. 5 pro hlavní sezonu. Červené body představují hodnoty MZP, které podkročují Q_{355} a světle modré body hodnoty MZP, které překračují hodnoty Q_{330} . Bílé body jsou hodnoty MZP, které se nacházejí v intervalu mezi Q_{355} a Q_{330} .



Zdroj: ČHMÚ, ZABAGED®

0 25 50 100 km



Obrázek č. 5.1 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} za období 1981–2010.

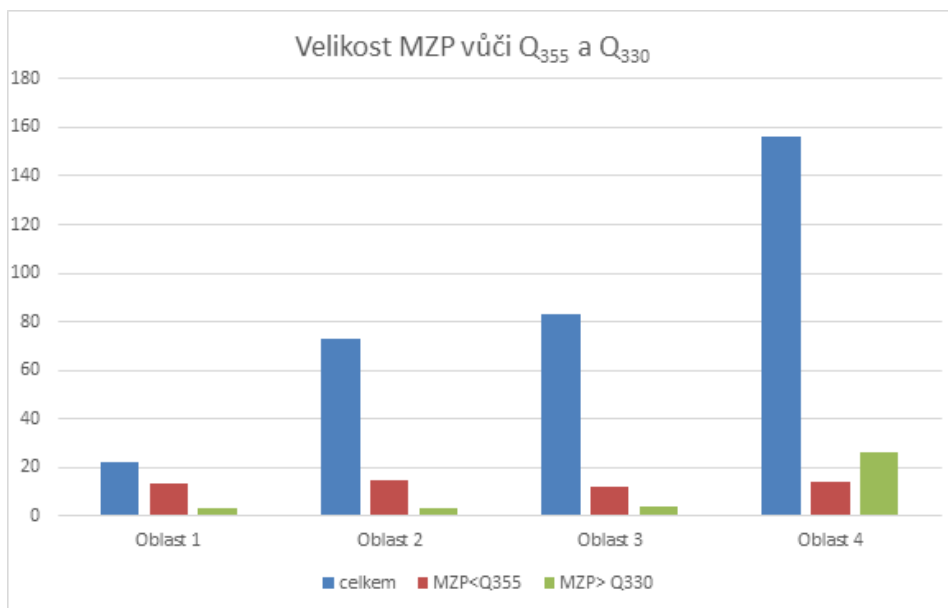
Z obrázku č. 5.1 je patrné, že k podkročení Q_{355} dochází především v oblasti č. 1. Přesné kvantitativní rozložení a vztah MZP k hodnotám Q_{355} a Q_{330} je zobrazen na obrázku č. 5.2 a vyčíslen v tabulce č. 5.1. Z obrázku č. 5.2 a tabulky č. 5.1 je patrné, že z hlediska Q_{355} jsou MZP nejvíce podkročovány v oblasti č. 1, kterou reprezentují křídové oblasti s velmi vyrovnaným odtokem zajišťovaným dotací podzemní vody. V oblasti č. 1 je MZP z hlediska Q_{355} podkročen v téměř 60 % stanic. V oblasti č. 2 je MZP z hlediska Q_{355} podkročen celkem v 15 stanicích, což představuje 20 % stanic. V oblasti č. 3 je MZP podkročen ve 12 stanicích, což představuje 14 % stanic. V oblasti č. 4 je MZP podkročen pod Q_{355} ve 14 stanicích, což činí 11 % stanic v této oblasti.

Z hlediska překročení MZP hodnoty Q_{330} je v oblasti č. 1 překročeno 13 % stanic. V oblasti č. 2 překračuje MZP hodnotu Q_{330} ve 4 % stanic a v oblasti č. 4 je to 16 % stanic. Z výsledků je patrné, že nejkontroverzněji působí oblast č. 1., kde je sice nejvyšší hodnota koeficientu K pro výpočet MZP dle vztahu č. 6 a tabulky č. 5.1, ale MZP je podkročeno pod Q_{355} u téměř 50 % stanic. Tento fakt je způsoben odtokovými poměry, kdy např. Q_{330} tvoří téměř 40 % Q_a a Q_{355} cca 30 % Q_a . V oblasti č. 4 tvoří např. Q_{355} pouze 15 % Q_a .

Tato rozkolísanost potvrzuje oprávněnost stanovení jednotlivých oblastí z hlediska výpočtu MZP, ale z hlediska způsobu výpočtu podle vztahu č. 5, nelze zajistit ve všech oblastech optimalizované výsledky.

Tyto výsledky vedly při tvorbě metodiky a nařízení vlády k pragmatickým rozhodnutím,

kdy hodnota Q_{355} byla stanovena jako nepodkročitelná. Pokud by hodnota MZP v hlavní sezoně překročila hodnotu Q_{330} , byla by hodnota MZP stanovena na úrovni Q_{330} .



Obrázek č. 5.2 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} v jednotlivých oblastech.

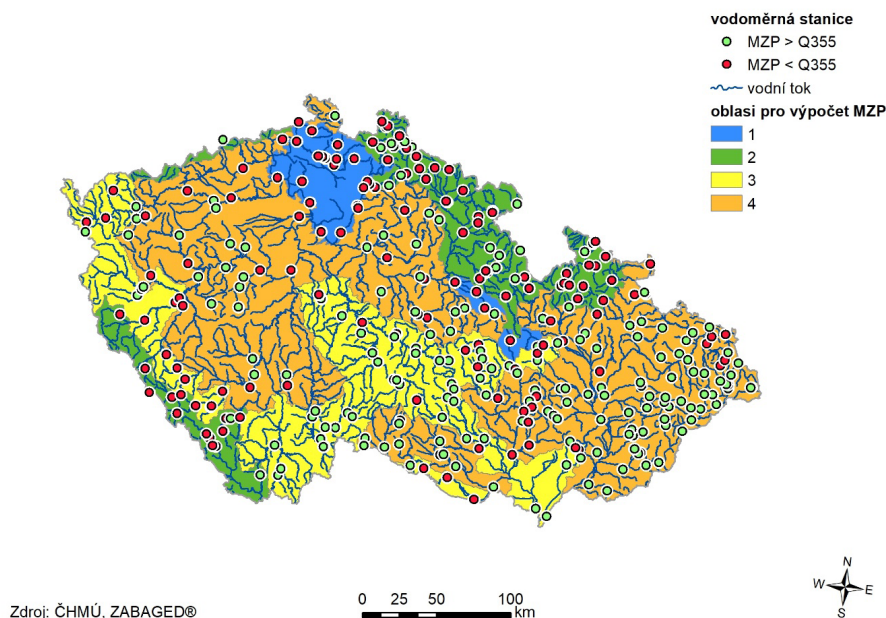
Tabulka č. 5.1 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} v jednotlivých oblastech.

	Oblast 1	Oblast 2	Oblast 3	Oblast 4
Stanic celkem	22	73	83	156
MZP < Q_{355}	13	15	12	14
MZP > Q_{330}	3	3	4	26

V dalším kroku byl posouzen požadavek na snížení koeficientu K na hodnotu 0,9 pro výpočet MZP v hlavní sezoně. Tento požadavek byl navržen v průběhu meziresortních jednání. K aplikaci koeficientu K s hodnotou 0,9 lze přistoupit dle nařízení vlády pouze ve výjimečných případech, kdy jsou zachovány dobré podmínky z hlediska habitatu a dobrý stav vodního útvaru.

Obrázek č. 5.3 ukazuje rozložení hodnot MZP s ohledem na vztah k Q_{355} a Q_{330} v 334 vodoměrných stanicích za referenční období 1981–2010. Výpočet byl proveden podle vztahu č. 6. Červené body představují hodnoty MZP, které podkročují Q_{355} a světle modré body

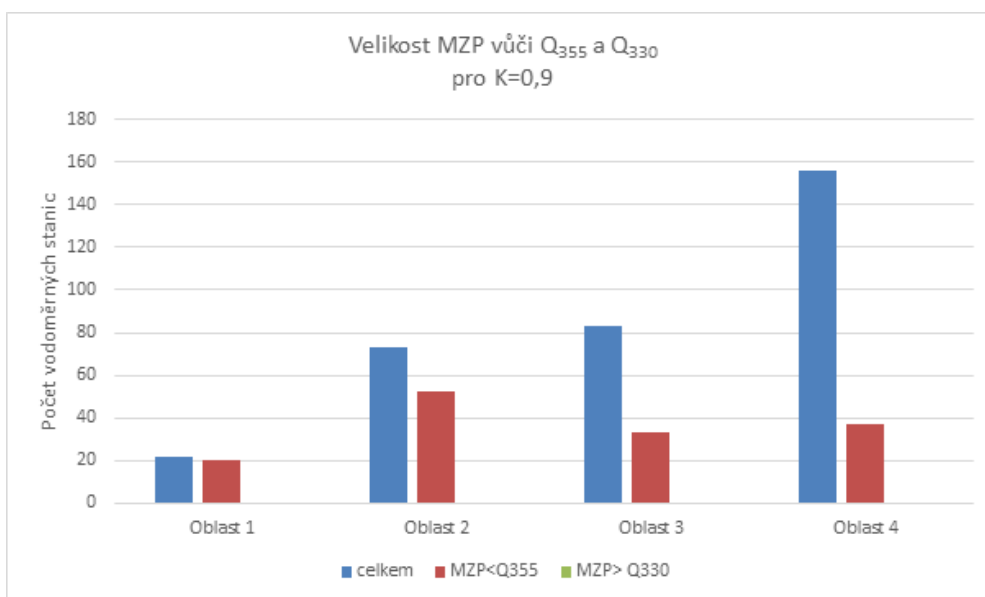
hodnoty MZP, které překračují hodnoty Q_{330} . Bílé body jsou hodnoty MZP, které se nacházejí v intervalu mezi Q_{355} a Q_{330} .



Obrázek č. 5.3 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} pro $K = 0,9$.

Z obrázku č. 5.3 je patrné, že snížení koeficientu k pro všechny oblasti na úroveň 0,9 vede k velkému nárůstu podkročení hodnoty MZP vůči Q_{355} , a to ve všech oblastech. Z obrázku č. 5.4 a tabulky č. 5.2 je patrné, že v případě oblasti č. 1 došlo k podkročení Q_{355} u 20 stanic z 22, což činí 90 % stanic. V oblasti č. 2 došlo k podkročení Q_{355} u 71 % stanic. V oblasti č. 3 došlo k podkročení 40 % stanic a v oblasti č. 4 u 24 % stanic. K překročení Q_{330} nedošlo u žádné z posuzovaných vodoměrných stanic (obrázek č. 5.4).

Z výsledků je patrné, že aplikace $K = 0,9$ podstatně ovlivní snížení hodnot MZP pod úroveň Q_{355} . I z tohoto důvodu bylo v metodickém řešení a nařízení vlády přistoupeno k pravidlu nepodkročitelnosti MZP pod hodnotu průtoku Q_{355} .



Obrázek č. 5.4 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} v jednotlivých oblastech pro $K = 0,9$.

Tabulka č. 5.2 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} v jednotlivých oblastech pro $K = 0,9$.

	Oblast 1	Oblast 2	Oblast 3	Oblast 4
Stanic celkem	22	73	83	156
MZP < Q_{355}	20	52	33	37
MZP > Q_{330}	0	0	0	0

5.2 Posouzení zabezpečení MZP 1981–2019

Referenční období 1981–2010, které je vyhodnoceno v předchozí kapitole, představuje již z hlediska stanovení hydrologických charakteristik (m-denních průtoků) historii. V nejbližší době již bude pro stanovení m-denních průtoků používáno období 1991–2020. V průběhu zpracování disertační práce byly k dispozici pouze časové řady do roku 2019. Z toho důvodu byly následující výpočty a posouzení zabezpečení MZP provedeny pro období 1981–2019. Zásadním přínosem pro posuzování metodiky v tomto období je zahrnutí suché periody, která postihla Českou republiku v letech 2014–2019.

V první fázi bylo provedeno posouzení průměrné zabezpečení navržených hodnot MZP pro jednotlivé oblasti a vybraná období. Hodnoty MZP byly spočítány na základě vztahu č. 5 z hydrologických veličin odvozených za období 1991–2019. Jednotlivá období byla

vybrána následovně:

- **1981–2019** – 40leté referenční období, které již zahrnuje i suchou periodu v letech 2014–2019.
- **2014–2019** – Suchá perioda, která postihla Českou republiku v letech 2014–2019.
- **Hlavní sezona** – Období v roce definované v rámci navrhované metodiky v měsících květen–leden.
- **Jarní sezona** – Období v roce definované v rámci navrhované metodiky v měsících únor–duben.

Zabezpečení MZP pro vybraná období byla počítána podle vztahu:

$$P = \frac{m}{n} * 100 (\%) \quad (9)$$

kde:

P – zabezpečení MZP v posuzovaném období

m – počet prvků (průměrných denních průtoků), které splnily podmínku z hlediska zachování MZP

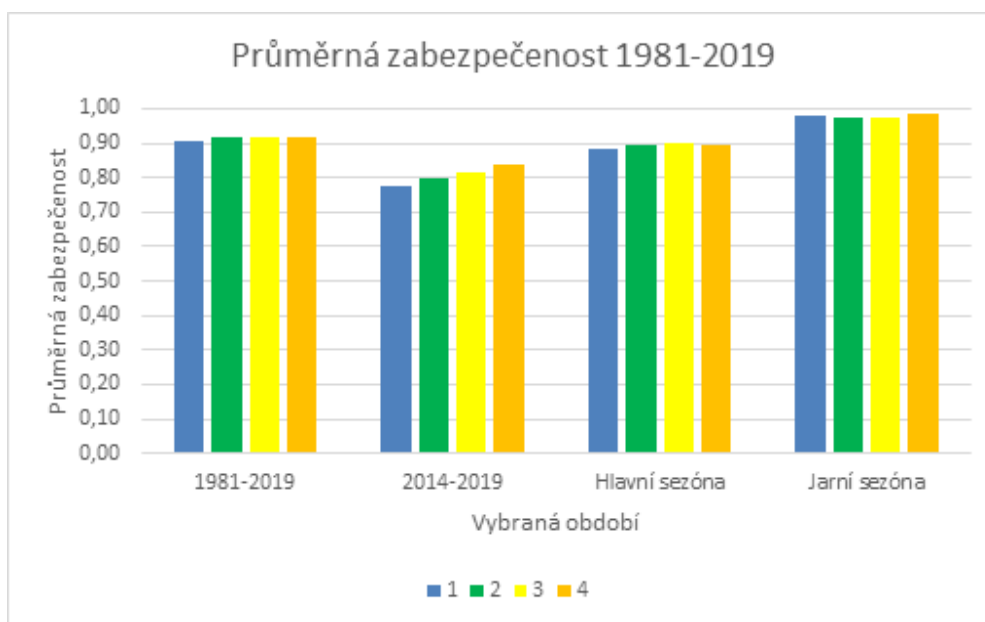
n – celkový počet prvků v posuzovaném období

Obrázek č. 5.5 znázorňuje průměrnou zabezpečení MZP v jednotlivých oblastech pro jednotlivá vybraná období. Z obrázku je patrné, že pro období 1981–2019 se zabezpečení MZP dle nové metodiky pro jednotlivé oblasti pohybuje v průměru mezi 91–92 % (viz tabulka č. 5.3). Z hlediska průměrné zabezpečení jsou všechny čtyři oblasti velice vyrovnané.

Pro suchou periodu klesá zabezpečení MZP v průměru mezi hodnoty 78–84 %. Nejnižší průměrnou zabezpečení vykazuje v tomto období oblast č. 1.

Pro hlavní sezonu se průměrná zabezpečení MZP pohybuje v rozmezí 89–90 %. Pro jarní sezonu se průměrná zabezpečení MZP pohybuje v rozmezí 98–99 %.

Z dosažených výsledků je zřejmé, že kromě suché periody v letech 2014–2019 jsou průměrné zabezpečení velice vyrovnané ve všech čtyřech oblastech a rovněž velmi vysoké. Největší průměrnou zabezpečení představuje období jarní sezony, kterou z hlediska MZP reprezentuje hodnota Q_{330} .



Obrázek č. 5.5 – Průměrná zabezpečení MZP v jednotlivých oblastech a obdobích.

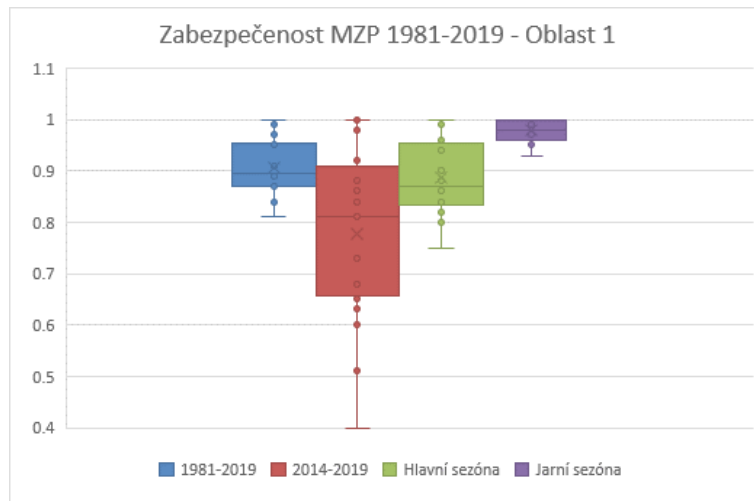
Tabulka č. 5.3 – Průměrná zabezpečení MZP v jednotlivých oblastech a obdobích.

Oblast	1981–2019	2014–2019	Hlavní sezona	Jarní sezona
1	0,91	0,78	0,89	0,98
2	0,92	0,80	0,90	0,98
3	0,92	0,82	0,90	0,98
4	0,92	0,84	0,90	0,99

Průměrná zabezpečení v jednotlivých oblastech zkrsluje detailnější pohled na skutečnou zabezpečení MZP v jednotlivých vodoměrných profilech a oblastech. Z toho důvodu byla provedena podrobnější analýza, která vyhodnocuje zabezpečení MZP v jednotlivých obdobích, oblastech a vodoměrných profilech.

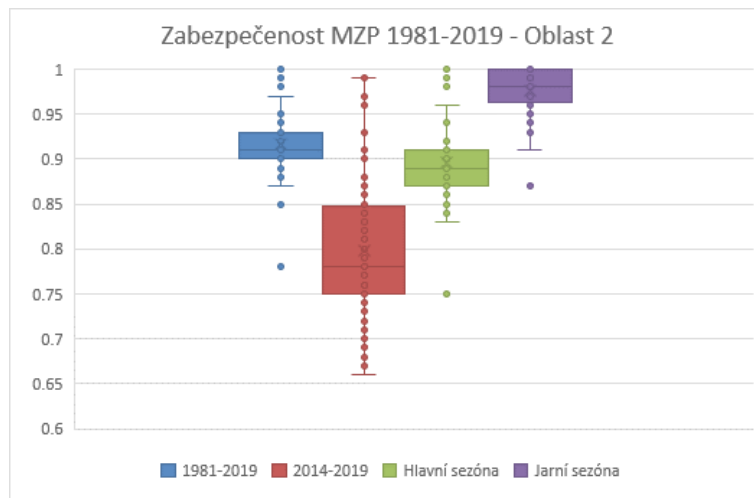
Na obrázku č. 5.6 je vyhodnocena zabezpečení MZP pro oblast 1. Za celkové období 1981–2019 odpovídá první kvartil 87 % a třetí 95 % zabezpečení. V suchém období 2014–2019 je mezikvartilové rozpětí logicky největší, kdy první kvartil odpovídá 65 % a třetí 91 % zabezpečení.

V případě hlavní sezóny odpovídá první kvartil 83 % a třetí 96 %. V jarní sezoně je mezikvartilové rozpětí podstatně menší, kdy první kvartil odpovídá 96 % a třetí 99 % zabezpečení.



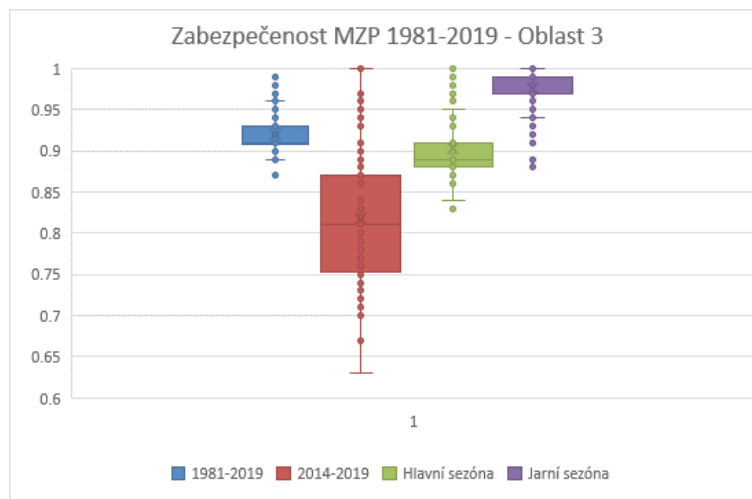
Obrázek č. 5.6 – Zabezpečení MZP pro oblast 1 v jednotlivých obdobích.

Na obrázku č. 5.7 je vyhodnocena zabezpečení MZP pro oblast 2, kde je patrné, že MZP má kromě suché periody 2014–2019 vysokou zabezpečení nad 90 %. V období 1981–2019 činí mezikvartilové rozpětí zabezpečení cca 3 %, kdy první kvartil odpovídá 90 % a třetí 93 % zabezpečení. V suchém období je mezikvartilové rozpětí cca 10 %, kdy první kvartil odpovídá 75 % a třetí 85 %. V hlavní sezoně činí mezikvartilové rozpětí zabezpečení cca 4 %, kdy první kvartil odpovídá 87 % a třetí 91 % zabezpečení. V jarní sezoně odpovídá zabezpečení v prvním kvartilu 96 % a ve třetím 99 %.



Obrázek č. 5.7 – Zabezpečení MZP pro oblast 2 v jednotlivých obdobích.

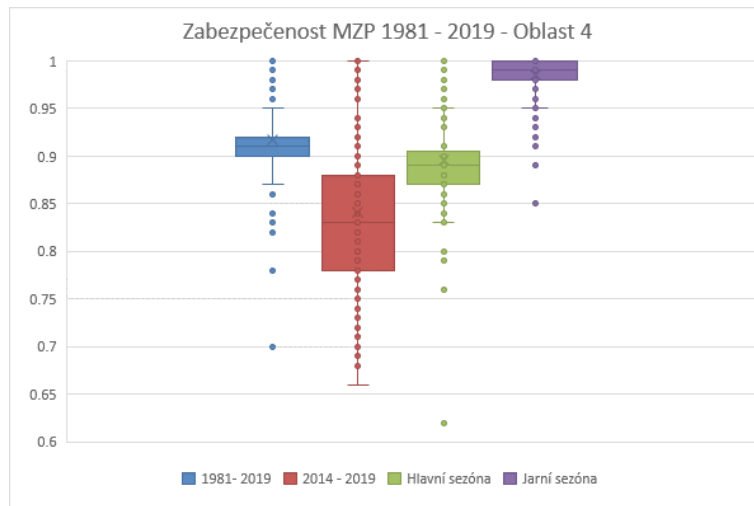
Vyhodnocení oblasti 3 je zobrazeno na obrázku č. 5.8. Z vyhodnocení je patrné, že v této oblasti již dochází k podstatnějšimu rozptylu hodnot MZP z hlediska zabezpečení. V období 1981–2019 je mezikvartilové rozpětí zabezpečení cca 2 %, kdy první kvartil odpovídá 91 % a třetí 93 %. V suché periodě je mezikvartilové rozpětí zabezpečení cca 12 %, kdy první kvartil odpovídá 75 % a třetí 87 %. V hlavní sezoně je mezikvartilové rozpětí zabezpečení cca 3 %, kdy první kvartil odpovídá 88 % a třetí 91 % zabezpečení v jarní sezoně je mezikvartilové rozpětí zabezpečení cca 2 %, kdy zabezpečení v prvním kvartilu odpovídá 96 % a ve třetím 98 %.



Obrázek č. 5.8 – Zabezpečení MZP pro oblast 3 v jednotlivých obdobích.

Oblast 4 je vyhodnocena na obrázku č. 5.9. Tato oblast je z hlediska hydrologického režimu nejméně vyrovnaná. Tomu odpovídá i vyhodnocení zabezpečení MZP v jednotlivých profilech. V období 1981–2019 se je mezikvartilové rozpětí zabezpečení cca 2 %, kdy první kvartil odpovídá 90 % a třetí kvartil 92 % zabezpečení.

V suché periodě 2014–2019 je mezikvartilové rozpětí zabezpečení cca 10 %, kdy první kvartil odpovídá 78 % a třetí 88 % zabezpečení. V hlavní sezoně je mezikvartilové rozpětí zabezpečení cca 4 %, kdy první kvartil odpovídá 87 % a třetí 91 %. V jarní sezoně je mezikvartilové rozpětí zabezpečení cca 2 %, kdy první kvartil odpovídá 97 % a třetí 99 %.



Obrázek č. 5.9 – Zabezpečení MZP pro Oblast 4 v jednotlivých obdobích.

Pro potřeby prostorového zobrazení zabezpečení MZP v jednotlivých oblastech v rámci ČR, byly vytvořeny čtyři základní intervaly:

- zabezpečení > 90 %
- 80 - 90 %
- 70 - 80 %
- 70 % > zabezpečení

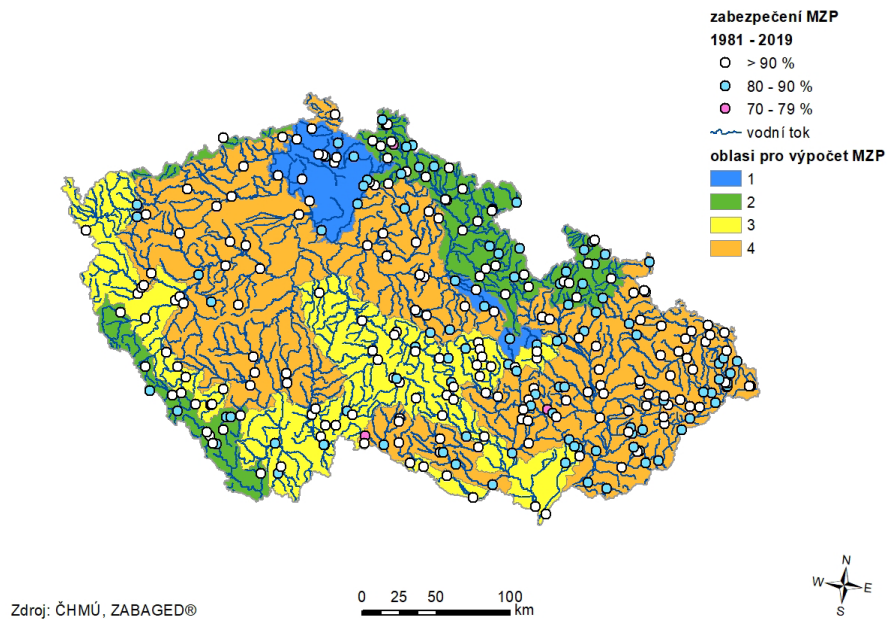
Tyto čtyři úrovně zabezpečení MZP byly následně zobrazeny ve čtyřech časových obdobích:

- 1981 – 2019
- Hlavní sezóna 1981-2019
- Jarní sezóna 1981–2019
- Suchá perioda 2014–2019

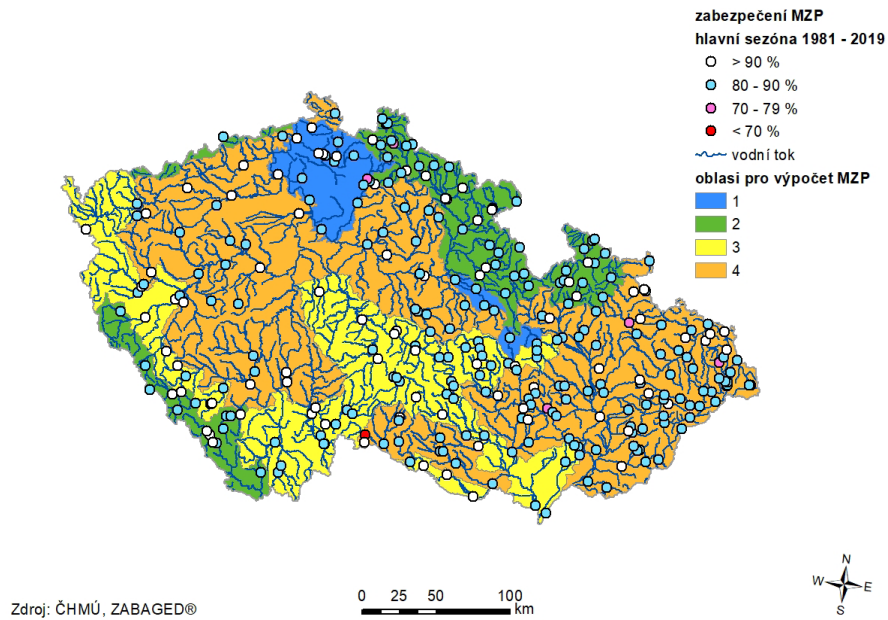
Na obrázku č. 5.10 je zobrazena zabezpečení MZP ve výše uvedených intervalech za období 1981–2019. Z obrázku je patrná poměrně vysoká zabezpečení, která téměř neklesne pod 80 %. Na obrázku č. 5.11 je zobrazena zabezpečení MZP ve výše uvedených intervalech pro hlavní sezónu. Z obrázku je patrná poměrně vysoká zabezpečení, kdy

pouze v jednom profilu klesne pod 80 %.

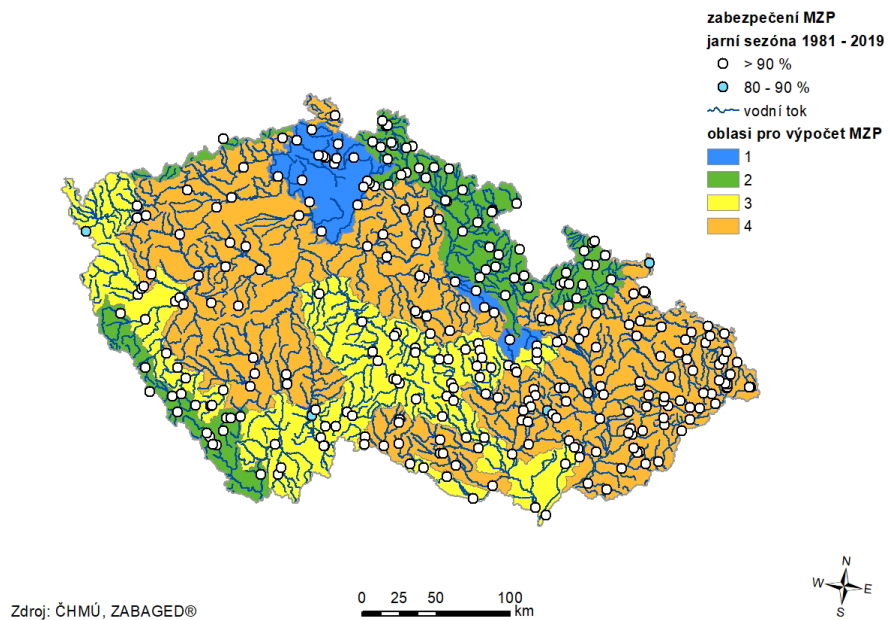
Na obrázku č. 5.12 je zobrazena zabezpečenost MZP pro jarní sezonu. Z obrázku je rovněž patrná zabezpečenost, která pod hodnotu 80 % neklesá ani v jednou profilu. Na obrázku č. 5.13 je zobrazena zabezpečenost MZP pro suchou periodu 2014–2019.



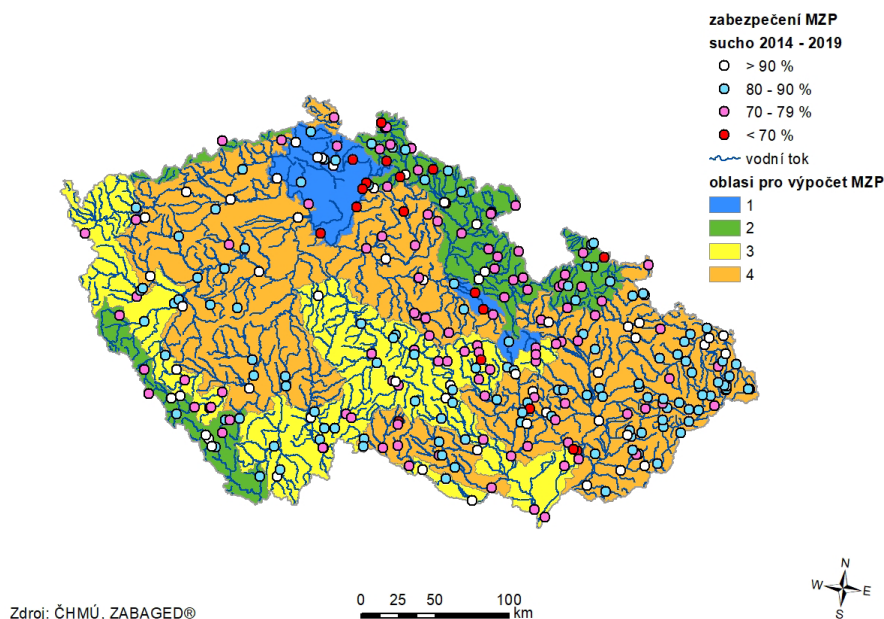
Obrázek č. 5.10 – Zabezpečení MZP v rámci ČR pro období 1981–2019.



Obrázek č. 5.11 – Zabezpečení MZP v rámci ČR pro hlavní sezónu pro období 1981–2019.



Obrázek č. 5.12 – Zabezpečení MZP v rámci ČR pro jarní sezónu pro období 1981–2019.



Obrázek č. 5.13 – Zabezpečení MZP v rámci ČR pro suchou periodu 2014–2019.

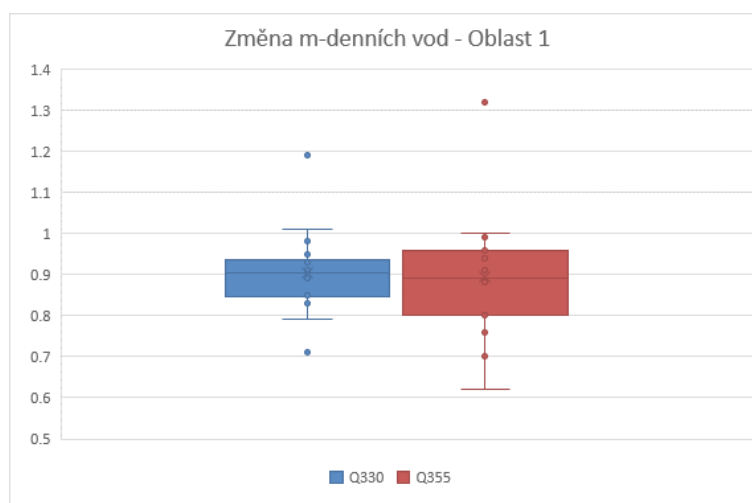
Z obrázku č. 5.13 je patrná rozsáhlost dopadu sucha, které postihlo Českou republiku v období 2014–2019. Zabezpečení MZP klesla v mnoha profilech pod 70 %. Tento propad zabezpečení se vyskytuje ve všech oblastech. Posuzovat zabezpečení MZP v období takto významné suché periody z hlediska jejich velikosti není objektivní. V takovýchto podmínkách a obdobích je nutné přemýšlet o MZP jiným způsobem. Je třeba mít k dispozici legislativní nástroj, který poskytne rozhodovací pravomoc, kdy budeme preferovat MZP před odběry a naopak. Takový nástroj by měla představovat tzv. suchá hlava vodního zákona.

5.3 Posouzení změny vybraných Q_m s přechodem na období 1990–2019

Pro výpočet hodnot m-denních vod bylo dosud používáno referenční období 1981–2010. Toto referenční období bude v nejbližší době nahrazeno obdobím 1991–2020, které již zahrnuje významnou suchou periodu. Vzhledem k tomu, že lze očekávat snížení hodnot m-denních průtoků pod vlivem výskytu suché periody 2014–2019, bylo vyhodnoceno srovnání změny vybraných hodnot m-denních průtoků.

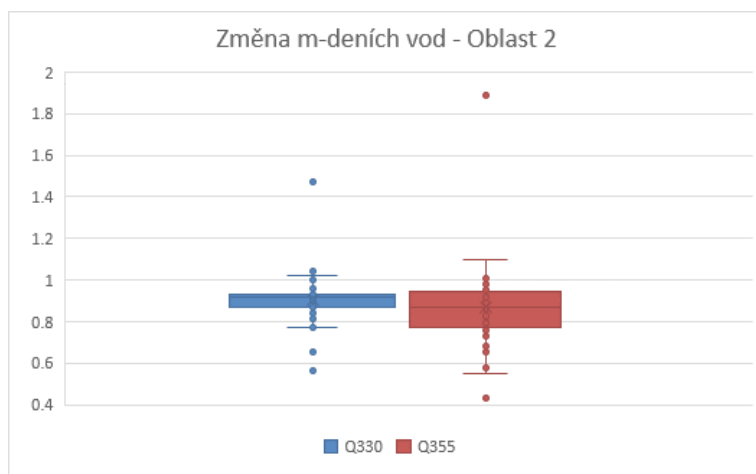
Srovnání změny Q_m bylo provedeno mezi referenčním obdobím 1981–2010 a 1990–2019. Vzhledem k tomu, že do výpočtu MZP nového a stávajícího metodického přístupu vstupují hodnoty Q_{330} a Q_{355} , bylo posouzení změny m-denních vod provedeno pouze pro tyto dvě charakteristiky. Změna Q_{330} a Q_{355} byla opět provedena pro jednotlivé oblasti, kde se výpočet stanovuje rozdílným způsobem podle vztahu č. 5.

Na obrázku č. 5.14 je zobrazena změna hodnot Q_{330} a Q_{355} pro oblast 1. Z obrázku je patrný průměrný pokles hodnot Q_{330} o cca 10 %. Pokles Q_{355} je v průměru o 11 %. Oblast 1 je charakteristická vyrovnaným odtokem způsobeným dotací podzemních vod. Nicméně z obrázku je rovněž patrné, že v případě Q_{355} mohou některé hodnoty klesnout o 20–30 %.



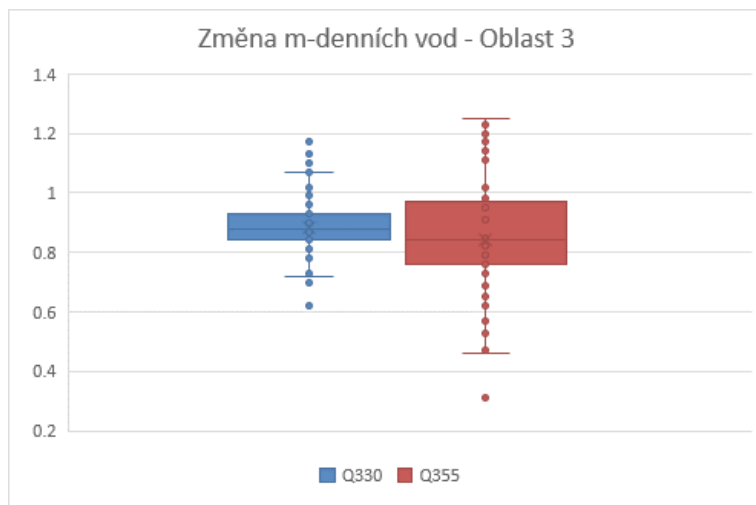
Obrázek č. 5.14 – Změna hodnot Q_{330} a Q_{355} pro oblast 1 v rámci nového referenčního období 1990–2019.

Na obrázku č. 5.15 je zobrazena změna hodnot Q_{330} a Q_{355} pro oblast 2. Z obrázku je patrný průměrný pokles hodnot Q_{330} o cca 10 %. Pokles Q_{355} je v průměru 13 %. Oblast 2 je rovněž charakteristická vyrovnaným odtokem způsobeným úhrnem srážek v horských a podhorských oblastech. U obou charakteristik dochází k poklesu v případě Q_{355} v některých profilech až o 20–30 %.



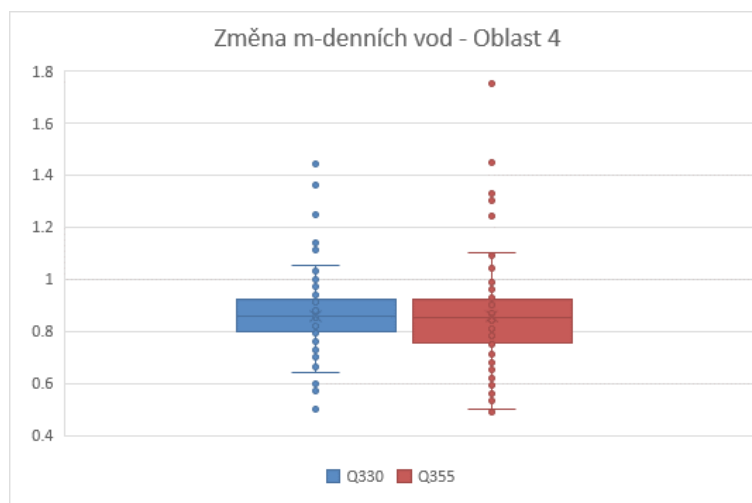
Obrázek č. 5.15 – Změna hodnot Q_{330} a Q_{355} pro oblast 2 v rámci nového referenčního období 1990–2019.

V oblasti 3 (obrázek č. 5.16), která reprezentuje podhorské oblasti a z hydrogeologického hlediska krystalinika klesá hodnota Q_{330} v průměru o 11 % a Q_{355} o 15 %. Nicméně z obrázku je patrné, že v některých profilech došlo dokonce k nárůstu těchto charakteristik, a to především v profilech pod vodními nádržemi, které svým nadlepšovacím účinkem v období minimálních průtoků zvýšily hodnoty Q_{330} a Q_{355} . V profilech mimo výskyt vodních nádrží naopak dochází k výraznému poklesu hodnot Q_{330} a Q_{355} , v případě Q_{355} i víc než 40 %.



Obrázek č. 5.16 – Změna hodnot Q_{330} a Q_{355} pro oblast 3 v rámci nového referenčního období 1990–2019.

Obrázek č. 5.17 popisuje změnu hodnot Q_{330} a Q_{355} v oblasti 4, která je charakteristická nevyrovnaným odtokem. Tomu odpovídá i rozptyl hodnot v jednotlivých profilech u obou charakteristik. Zvýšení hodnot Q_{330} a Q_{355} je způsobeno především výskytem vodních nádrží, snížením jejich absencí a dopadem suché periody 2014–2019. V průměru se hodnoty Q_{330} a Q_{355} snižují o 14 %, nicméně individuálně dochází v některých profilech ke snížení o 20–30 %, v případě Q_{355} i více.



Obrázek č. 5.17 – Změna hodnot Q_{330} a Q_{355} pro oblast 4 v rámci nového referenčního období 1990–2019.

V případě posouzení změny Q_{330} a Q_{355} mezi referenčním obdobím 1981–2010 a 1990–2019 lze konstatovat, že v profilech, které nebyly ovlivněny nadlepšovacími účinky vodních nádrží, došlo k průměrnému poklesu o 10–15 % (viz tabulka č. 5.4). Průměrné hodnoty jsou ovšem zkreslující, neboť v mnoha profilech, a to především v případě Q_{355} , došlo ke snížení hodnot o 20–30 %, někdy i více. K tomu došlo především v profilech, které v některých obdobích suché periody téměř vyschly.

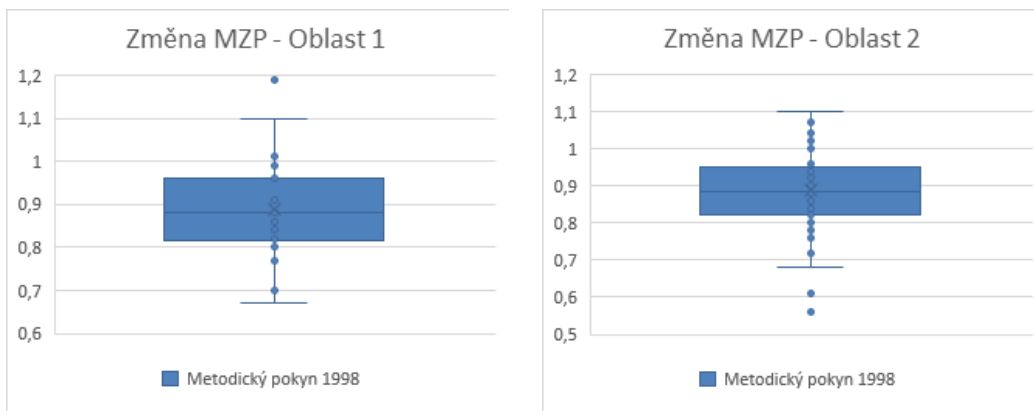
K navýšení hodnot Q_{330} a Q_{355} došlo v profilech ovlivněných nadlepšovacími účinky vodních nádrží, které musely např. zvyšovat odtok z nádrže, aby zajistily potřebný průtok v určitých profilech dále na vodním toku. Změna hodnot Q_{330} a Q_{355} se přirozeně promítne do hodnot MZP.

Tabulka č. 5.4 – Průměrná změna hodnot Q_{330} a Q_{355} se změnou referenčního období 1990–2019 v jednotlivých oblastech.

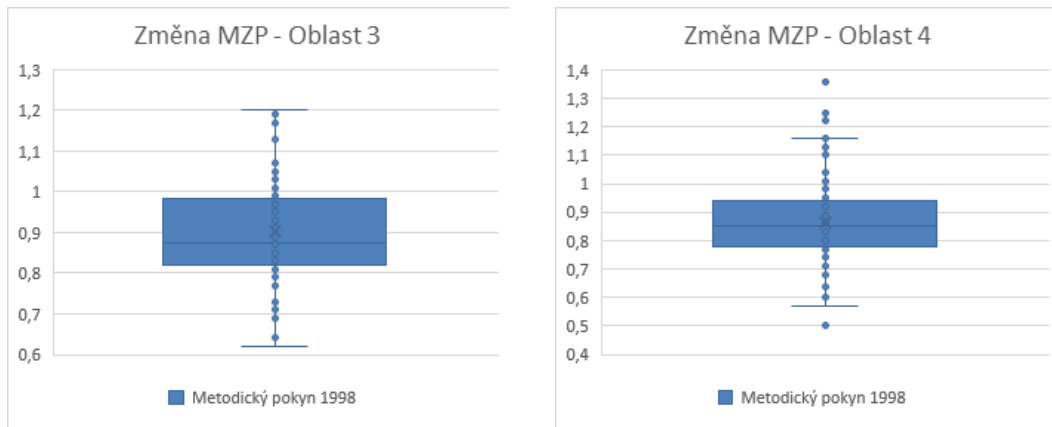
Oblast	Změna Q_{330} (%)	Změna Q_{355} (%)
1	-10	-11
2	-10	-13
3	-11	-16
4	-14	-14

5.4 Změna MZP s ohledem na platný metodický pokyn (1998) za referenční období 1991–2019

Posouzení změny MZP bylo v první fázi provedeno za předpokladu výpočtu MZP podle metodického pokynu MŽP z roku 1998. Výpočet směrných hodnot MZP je proveden na základě hodnot Q_{355} (viz tabulka č. 1.1). Výsledné změny hodnot MZP pro jednotlivé oblasti jsou graficky zobrazeny na obrázcích č. 5.18a a 5.18b. Průměrné hodnoty změny MZP jsou uvedeny v tabulce č. 5.5. Z tabulky č. 5.5 je patrné, že průměrná změna MZP se pohybuje na úrovni 10 % v oblastech 1–3. V případě oblasti 4 činí průměrné snížení hodnot MZP 14 %. V případě profilů, kde dochází k navýšení hodnot MZP se opětovně jedná o vliv nadelepovacích účinků nádrží.



Obrázek č. 5.18a – Změna hodnot MZP v oblastech 1 a 2 při použití metodického pokynu z roku 1998 za období 1991–2019.



Obrázek č. 5.18b – Změna hodnot MZP v oblastech 3 a 4 při použití metodického pokynu z roku 1998 za období 1991–2019.

Tabulka č. 5.5 – Průměrná změna MZP podle metodického pokynu z roku 1998 v jednotlivých oblastech za období 1990–2019.

Oblast	Změna MZP (%)
1	-11
2	-11
3	-10
4	-14

5.5 Porovnání metodických přístupů ke stanovení MZP za období 1991–2019

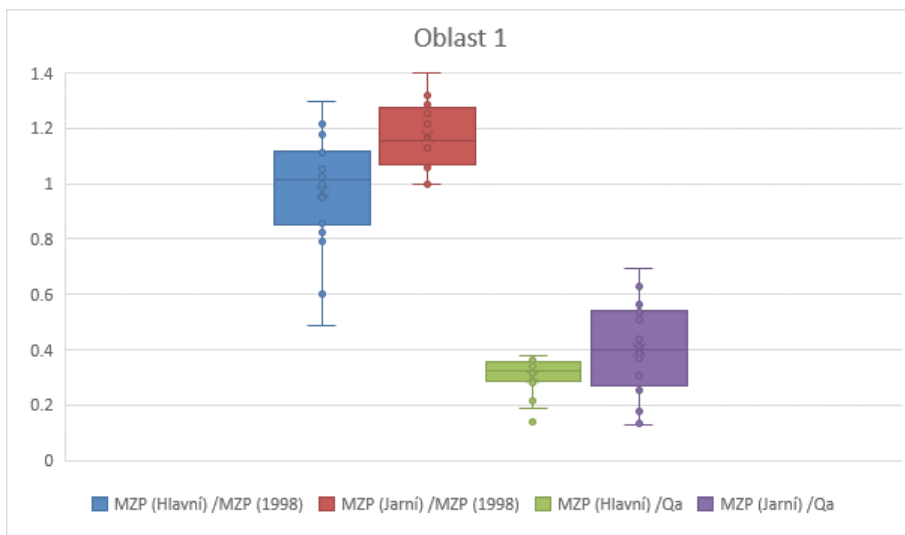
Poslední fází posouzení nově navrženého metodického řešení MZP v rámci ČR bylo porovnání změny MZP vůči stále platnému metodickému pokynu z roku 1998. Porovnání bylo provedeno za nové referenční období 1981–2019. Porovnání bylo provedeno pro navržené oblasti v rámci navrženého regionálního rozdělení ČR.

Kromě vyhodnocení v jednotlivých oblastech bylo porovnání změny MZP provedeno i pro navržená sezonní rozdělení pro hlavní a jarní sezonu. Vzhledem k tomu, že jedna z okrajových podmínek návrhu nového metodického řešení bylo zachování MZP cca na úrovni 25 % Qa, byl v rámci řešení vyhodnocen i poměr nového MZP ku Qa, a to opět pro hlavní a jarní sezonu.

Na obrázku 5.19 je zobrazen výše uvedený poměr, kdy je zřejmé, že v hlavní sezoně pro oblast 1 dojde k navýšení cca o 12 %, ale v tomto poměru dojde i ke snížení. Mezikvartilové rozpětí činí cca 27 %, kdy první kvartil odpovídá snížení MZP o 15 % a třetí kvartil 12 % navýšení MZP. Nicméně z hlediska poměru MZP/Qa se navržený MZP drží medián na úrovni 30 % Qa. Mezikvartilové rozpětí je cca 7 %, kdy první kvartil odpovídá 28 % a třetí 35 % Qa.

Oproti tomu v jarní sezoně, kdy MZP odpovídá průtoku Q_{330} , dochází v oblasti 1 k poměrně významnému navýšení. Mezikvartilové rozpětí činí 10 % a první kvartil odpovídá 7 % třetí 27 % navýšení MZP. Stejně tak je vypovídající i poměr MZP/Qa v jarní sezoně, kdy mezikvartilové rozpětí činí 25 %. První kvartil odpovídá 25 % a třetí 50 % Qa.

Tyto poměry jsou vypovídající s ohledem na podmínky v dané oblasti, která má vyrovnaný odtok způsobený dotací podzemních vod. Nicméně především z hlediska jarní sezony se jedná o výrazné zvýšení hodnot MZP.

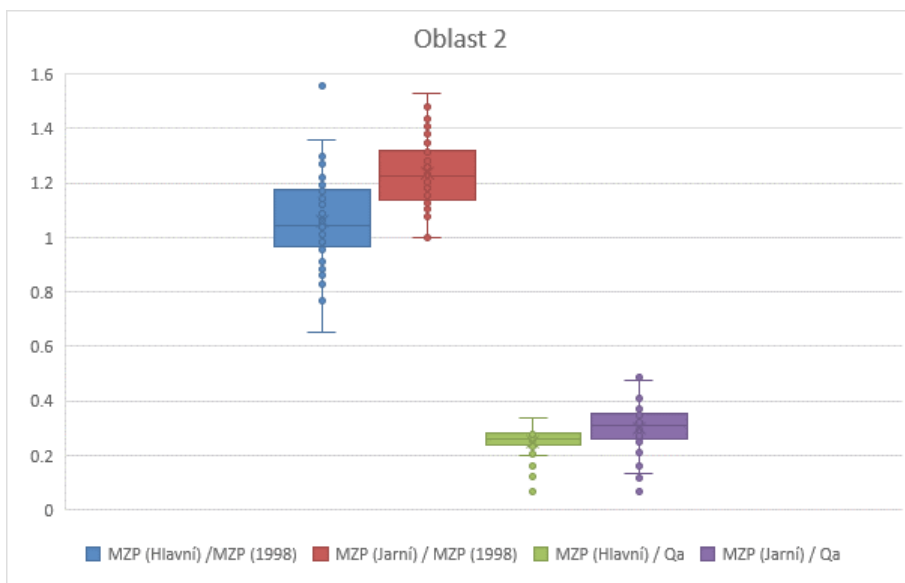


Obrázek č. 5.19 – Poměr nově navrženého MZP/MZP (Metodický pokyn 1998) a Qa pro oblast 1 v hlavní a jarní sezoně za období 1991–2019.

Na obrázku 5.20 jsou zobrazeny poměry MZP a Qa pro oblast 2. Z obrázku je patrné, že v hlavní sezoně dochází k navýšení nových hodnot MZP až o 20 %. První kvartil odpovídá snížení -4 % a třetí 17 % navýšení MZP. Mezikvartilové rozpětí činí 21 %.

Z hlediska poměru MZP/Qa odpovídá první kvartil 23 % Qa a třetí 28 % Qa. Mezikvartilové rozpětí je tedy cca 5 %. Z poměru Qa je zřejmé, že se pohybuje blízko 25 %, čímž je

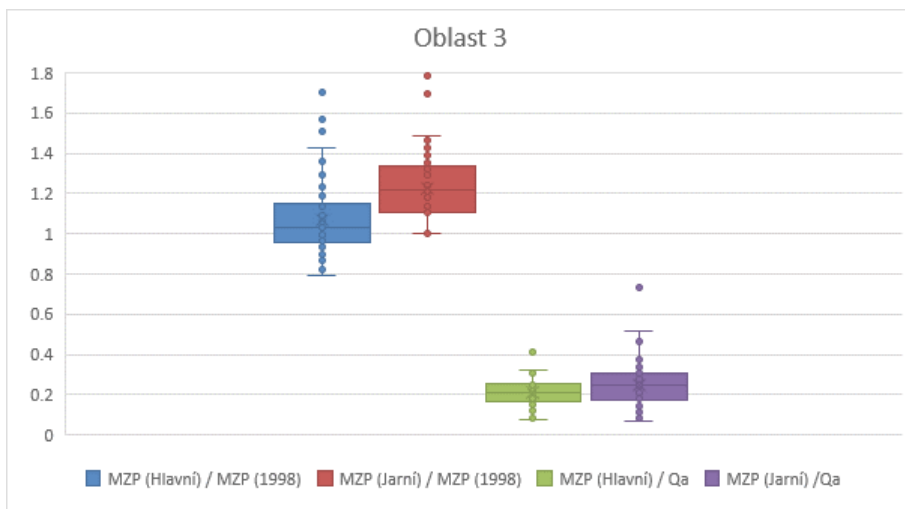
splněna jedna z požadovaných podmínek. V rámci jarní sezony dochází k navýšení MZP o cca 30 %, kdy první kvartil odpovídá navýšení MZP o 13 % a třetí kvartil navýšení o 32 %. Medián poměru MZP/Qa je 31 %, kdy první kvartil odpovídá 25 % Qa a třetí 35 % Qa.



Obrázek č. 5.20 – Poměr nově navrženého MZP/MZP (1998) a Qa pro oblast 2 v hlavní a jarní sezoně za období 1991–2019.

Na obrázku 5.21 jsou zobrazeny poměry MZP a Qa pro oblast 3. Z obrázku je patrné, že v hlavní sezoně dochází k navýšení nových hodnot MZP až o 18 %, přičemž první kvartil odpovídá snížení MZP o 5 % a třetí kvartil navýšení o 18 %. Z hlediska poměru MZP/Qa odpovídá první kvartil 16 % Qa a třetí kvartil 25 % Qa. I v tomto případě je splněna podmínka pro zachování cca 25 % Qa.

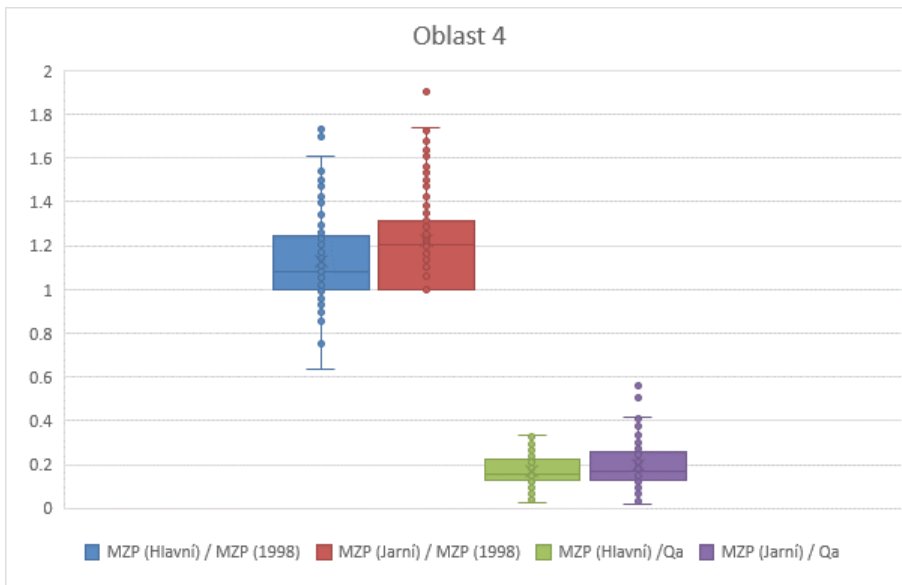
V rámci jarní sezony dochází k navýšení MZP až o 30 %, kdy první kvartil odpovídá navýšení MZP o 10 % a třetí kvartil navýšení o 30 %. Z hlediska poměru MZP/Qa odpovídá první kvartil 16 % Qa a třetí kvartil 30 % Qa. Z pohledu požadovaného poměru 25 % Qa se medián pohybuje na úrovni 25 % Qa a podmínky v této oblasti jsou zachovány.



Obrázek č. 5.21 – Poměr nově navrženého MZP/MZP (1998) a Qa pro oblast 3 v hlavní a jarní sezoně za období 1991–2019.

Na obrázku 5.22 jsou zobrazeny poměry MZP a Qa pro oblast 4. Z obrázku je patrné, že v hlavní sezoně dochází k navýšení nových hodnot MZP až o 25 %, nicméně v některých profilech dochází k významnému navýšení o 50 % a více. První kvartil odpovídá navýšení MZP o 1 % a třetí kvartil navýšení o 25 %. Z hlediska poměru MZP/Qa odpovídá první kvartil 13 % Qa a třetí kvartil 22 % Qa. Podmínka na zachování MZP na úrovni 25 % Qa je podlimitně, ale téměř splněna.

V rámci jarní sezony dochází k navýšení MZP až o 30 %, ale v některých profilech dochází k navýšení MZP až o 70 %. První kvartil odpovídá současným hodnotám dle stávajícího metodického pokynu MŽP a třetí kvartil odpovídá navýšení 30 % MZP. V jarní sezoně z hlediska poměru mezi MZP/Qa odpovídá první kvartil 18 % Qa a třetí 26 % Qa. Z hlediska požadovaného poměru 25 % Qa jsou tedy podmínky v této oblasti rovněž mírně podlimitně zachovány.



Obrázek č. 5.22 – Poměr nově navrženého MZP/MZP (1998) a Qa pro oblast 4 v hlavní a jarní sezoně za období 1991–2019.

Komplexní vyhodnocení změny MZP vůči metodickému pokynu MŽP z roku 1998 a zachování poměru mezi MZP a Qa v jednotlivých oblastech je shrnuto v tabulce 4.6. Změna MZP je popsána jako hodnoty v % odpovídající prvnímu a třetímu kvartilu a je rovněž přidána hodnota mediánu.

Tabulka č. 5.6 – Vyhodnocení nových hodnot MZP ve vztahu k hodnotám z metodického pokynu MŽP (1998) a zachování poměru MZP/Qa v jednotlivých oblastech pro hlavní a jarní sezonu.

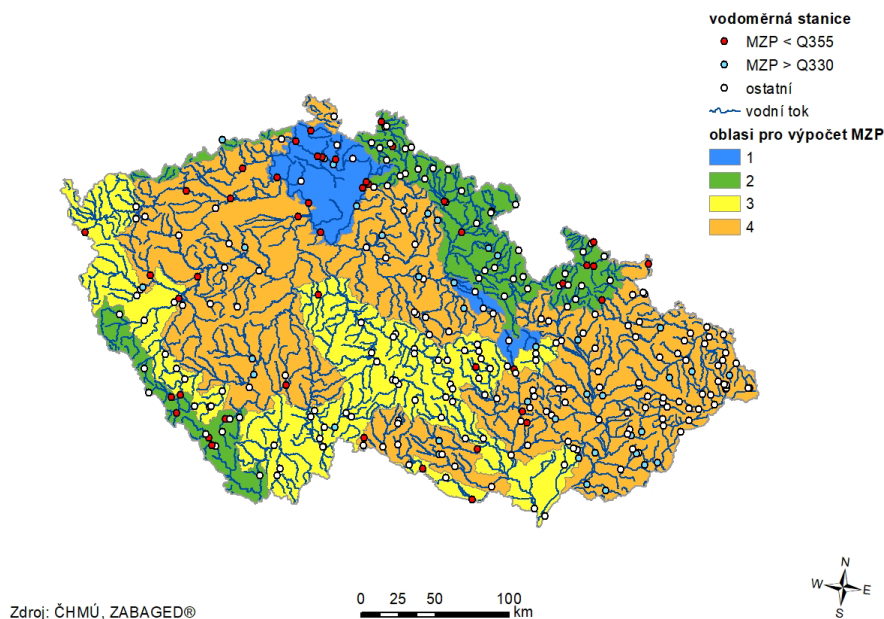
Oblast	Hlavní sezona			Jarní sezona		
	MZP/MZP (1998) (%)	Medián MZP/MZP (1998) (%)	MZP/Qa (%)	MZP/MZP (1998) (%)	Medián MZP/MZP (1998) (%)	MZP/Qa (%)
1	-15-12	1	28-35	7-27	16	25-50
2	-4-17	5	23-28	13-32	31	25-35
3	5-18	3	16-25	10-30	21	16-30
4	1-25	5	13-22	0-30	20	18-26

Z dosažených výsledků vyplývajících z obrázků č. 5.19–5.22 a tabulky č. 5.6 je patrné, že aplikace nového metodického přístupu povede ke zvýšení hodnot MZP vůči stávajícímu metodickému pokynu MŽP z roku 1998.

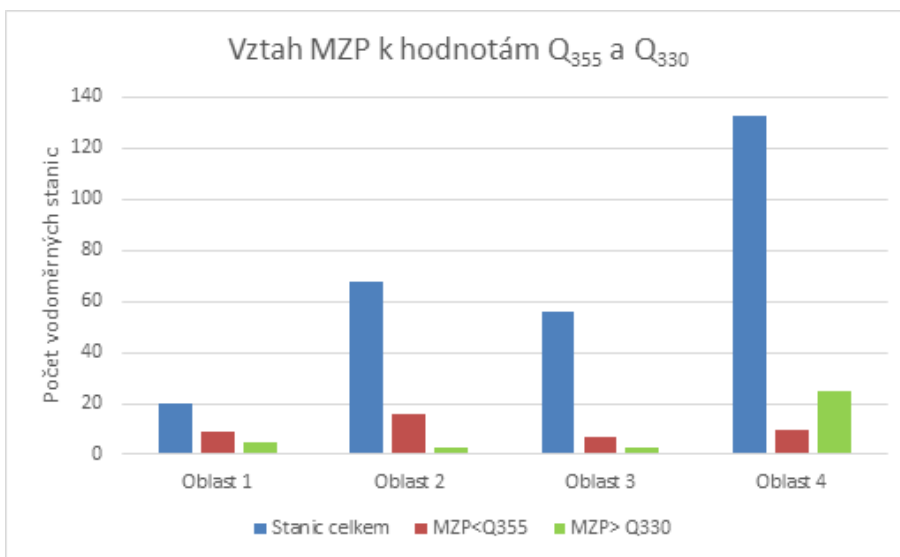
Pro hlavní sezonu dojde k největšímu nárůstu v oblasti 4, a to i za předpokladu, že hodnoty MZP/Qa na úrovni 25 % jsou zajištěny mírně podlimitně. V oblastech 2 a 3 je nárůst velice podobný a z hlediska MZP/Qa je na tom neoptimálněji oblast 2. Nejmenší nárůst MZP je dosažen v oblasti 1, ale z hlediska poměru MZP/Qa dosahuje až 35 %.

Pro jarní sezonu, kdy je nový MZP stanoven na hodnotě Q_{330} , dochází ve všech oblastech ke zvýšení hodnot MZP až o 30 %. Nicméně pokud opět vyhodnotíme poměr MZP/Qa, zjistíme, že v oblasti 4 je zachován požadovaný poměr cca 25 %. V oblasti 3 je poměr rovněž blízký 25% Qa a v oblasti 2 je mírně nadlimitní 25–35 %. K největšímu nárůstu MZP/Qa dochází v oblasti 1, kde poměr dosahuje hodnot až 50 %. Medián poměru MZP/Qa v oblasti 1 představuje 40 %.

Z hlediska podkročení Q_{355} nebo překročení Q_{330} jsou poměry v jednotlivých oblastech v rámci hlavní sezony zobrazeny na obrázcích č. 5.23 a 5.24 a numericky v tabulce č. 5.7. Z hlediska snížení koeficientu k na úroveň 0,9 jsou výsledky zobrazeny na obrázcích č. 5.25 a 5.26 a numericky v tabulce č. 5.8.



Obrázek č. 5.23 – Zobrazení podkročení Q_{355} a Q_{330} vyhodnocené za období 1991–2019 v hlavní sezoně.



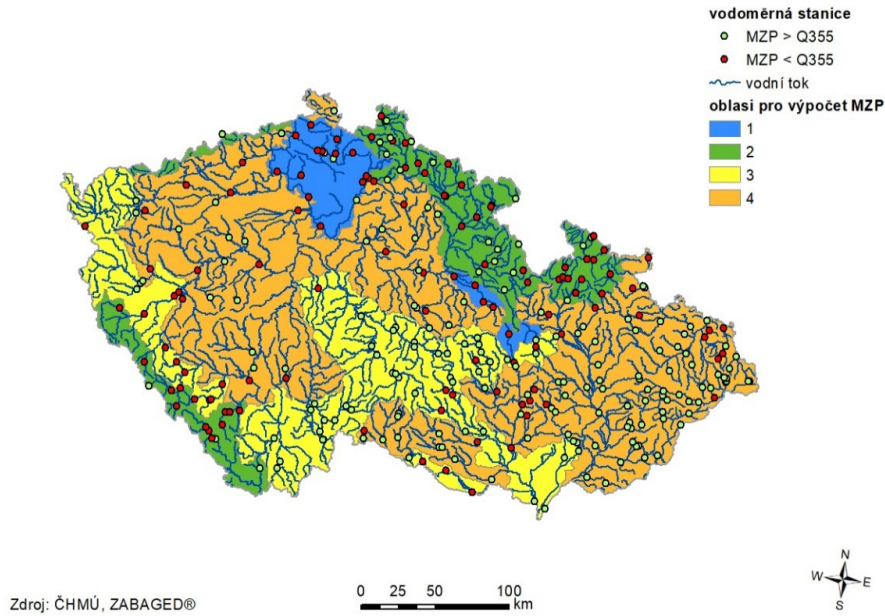
Obrázek č. 5.24 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} v jednotlivých oblastech v hlavní sezoně.

Tabulka č. 5.7 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} v jednotlivých oblastech v hlavní sezoně.

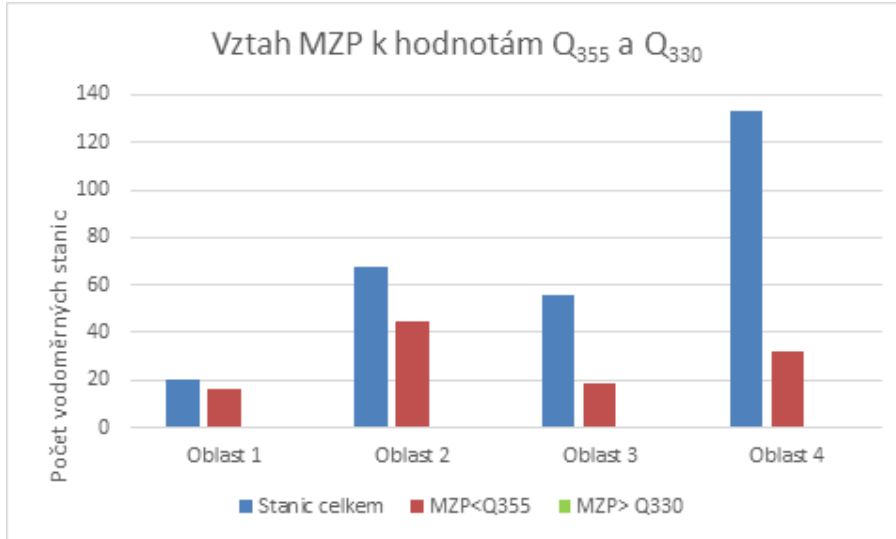
	Oblast 1	Oblast 2	Oblast 3	Oblast 4
Stanic celkem	20	68	56	133
MZP < Q_{355}	9	16	7	10
MZP > Q_{330}	5	3	3	25

Tabulka č. 5.8 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} v jednotlivých oblastech při aplikaci $K = 0,9$.

	Oblast 1	Oblast 2	Oblast 3	Oblast 4
Stanic celkem	20	68	56	133
MZP < Q_{355}	16	45	19	32
MZP > Q_{330}	0	0	0	0



Obrázek č. 5.25 – Zobrazení podkročení Q_{355} a Q_{330} vyhodnocené za období 1991–2019 pro hodnotu $K = 0,9$.



Obrázek č. 5.26 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} v jednotlivých oblastech pro $K = 0,9$.

6. Diskuse a závěr

Cíle disertační práce byly zaměřeny na vývoj a posouzení navrženého metodického řešení stanovení hodnot minimálních zůstatkových průtoků v podmínkách České republiky. Tento návrh měl odpovídat novým standardům z hlediska stanovení tzv. ekologických průtoků [10]. Dalším cílem disertační práce bylo rovněž posoudit další aspekty související s tvorbou nového metodického řešení, jako např. zabezpečení navržených hodnot MZP v jednotlivých oblastech pro období 1981–2019, a celkově zhodnotit možnosti metodiky z hlediska nastavených požadavků a potenciálu dalšího vývoje.

Nezanedbatelnou součástí disertační práce je rovněž návrh způsobu stanovení a dodržování hodnot MZP na významných multifunkčních vodních nádržích a rovněž na malých vodních nádržích.

Problematika MZP všeobecně předkládá problém, který by zasloužil širokou odbornou diskusi, na jejímž konci by padlo politické rozhodnutí, na jehož základě by se připravovalo metodické řešení. Až doposud to bylo zcela obráceně. Nejdříve se začala připravovat metodika, která se opírala o současné vědecké postupy a ekologické trendy, ale až po jejím představení se začala přizpůsobovat nekompromisním politickým a odborněpraktickým požadavkům.

Z hlediska stanovených požadavků a kritérií pro metodické řešení se závěr a následná diskuse zaměřuje na následující otázky:

- Je metodika aplikovatelná v podmínkách ČR? Jaké jsou její dopady na hodnoty MZP?
- Jakým způsobem stanovit hodnoty MZP na vodních nádržích?
- Je možné implementovat výsledky do připravovaného nařízení vlády?
- Jak postupovat v rámci dalšího případného vývoje metodiky?

6.1 Aplikovatelnost metodiky v rámci ČR

Zásady navržené metodiky se zcela jistě opírají o současné trendy a standardy, které jsou v současné době široce využívány nejen v evropském kontextu. Základem se stalo využití výsledků aplikace hydraulicko-habitatové metody IFIM a jejího modelového nástroje PHABSIM ve vztahu mezi průtokem a namodelovaným habitatem pro vybrané rybí druhy a stádia jejich vývoje. Na základě analýzy jednotlivých lokalit bylo možné odvodit, že určité optimum z hlediska průtoku je vázáno na hodnotu Q_{330} . Toto zjištění sloužilo jako první vstup pro další vývoj metodického přístupu.

Do metodiky vstoupil rovněž požadavek na zachování poměru mezi hodnotou MZP a Q_a , který měl být minimálně na úrovni 25 % Q_a . Tento požadavek byl odůvodněn tvrzením, že za těchto podmínek je zachována ekologická funkce toku. Tento požadavek nebyl zdůvodněn studií ani publikací. Nicméně rozsah 20–50 % Q_a byl doporučen v prvních pracovních verzích dokumentu EU zabývajícího se způsobem stanovení tzv. ekologických průtoků [10].

V dalším kroku bylo navrženo regionální rozdělení ČR do čtyř oblastí dle koeficientu K_{99} , kde bude výpočet proveden rozdílným způsobem. Tyto oblasti reprezentují území s rozdílným hydrogeologickým a hydrologickým režimem.

Následně byla aplikována hydrologická metoda prostřednictvím výpočtu podle vztahu (5). Rozdílnost výpočtu v jednotlivých oblastech byla zajištěna pomocí koeficientu K , který je rozdílný pro jednotlivé oblasti.

Dopady metodiky na hodnoty MZP byly posuzovány ve dvou referenčních obdobích 1981–2010 a 1991–2019. Zabezpečenost MZP byla posuzována za období 1981–2019, dále pro tzv. suchou periodu 2014–2019, hlavní sezonu a jarní sezonu. Zároveň bylo provedeno porovnání změny MZP mezi novým metodickým přístupem a stále platným metodickým pokynem MŽP z roku 1998. Toto srovnání bylo provedeno pro období 1991–2019.

6.1.1. Zabezpečenost navržených hodnot MZP

V první fázi byla posuzována zabezpečenost MZP, a to jak z hlediska celkových průměrných hodnot, tak i detailně v jednotlivých profilech, a především navržených oblastech. Tato zabezpečenost byla hodnocena pro čtyři období:

- 1981–2019,
- suchou periodu 2014–2019,
- hlavní sezonu za období 1981–2019,
- jarní sezonu za období 1981–2019.

Z výsledků uvedených v kapitole 4.2 je patrné, že z hlediska průměrné zabezpečení MZP je na tom nejlépe tzv. jarní sezona definovaná od února do dubna, kde se průměrná zabezpečení pohybuje kolem 98 % ve všech oblastech.

Ostatní období kromě 2014–2019 vykazují rovněž spolehlivou zabezpečení MZP, kdy se medián pohybuje blízko úrovně 90 % v závislosti na posuzované oblasti.

Numerické vyhodnocení zabezpečení MZP pro jednotlivá období je provedeno v tabulce 6.1, kde jsou vyčísleny intervaly zabezpečení MZP v % odpovídající prvnímu a třetímu kvartilu.

Tabulka č. 6.1 – Intervaly zabezpečení MZP v jednotlivých oblastech a obdobích vyjádřená v % pro první a třetí kvartil.

Oblast	Období			
	1981–2019	Hlavní sezona	Jarní sezona	2014–2019
1	78–96	83–96	96–99	65–91
2	90–93	87–91	96–99	75–84
3	91–93	88–89	96–97	75–87
4	90–92	87–91	98–99	78–88

Z tabulky 6.1 je patrné, že ze všech období je samozřejmě nejkritičtější tzv. suchá perioda 2014–2019, kdy je patrný značný rozptyl zabezpečení MZP. V některých profilech klesla zabezpečení až pod 70 %. Jedná se o profily vodních toků, kde docházelo v tomto období k sezonnímu vysychání. Naopak profily, které v tomto období vykazují zabezpečení nad 90 %, se nacházejí pod vodními nádržemi, které tuto úroveň zabezpečení zajišťují svými nadlepšujícími účinky.

Zde je nutno podotknout, že suchá perioda 2014–2019 představuje velice specifické období. V takto dlouhém suchém období je nutno nastavit jiná rozhodovací pravidla, která samozřejmě ovlivní i MZP. V současné době tuto problematiku řeší tzv. suchá hlava vodního zákona, kdy určité rozhodovací kompetence přechází i na tzv. komise sucha, které by měly rozhodnout, zda je prioritou zachovat MZP, nebo naopak povolený odběr na úkor MZP.

Vyhodnocení zabezpečení částečně odpovídá na otázku, zda je možné a správné rozdělit hodnotu na dvě sezóny. Z výsledků je patrné, že nejvyšší zabezpečení vykazuje právě jarní sezona (únor–duben), pro kterou je navržena hodnota MZP na úrovni Q_{330} . Tento fakt odpovídá současnému klimatickému trendu, kdy je v zimním období absence (mimo horské oblasti) trvalé sněhové pokrývky, a průtok je tak zajištěn dešťovými srážkami.

Celkově můžeme hodnotit zabezpečení MZP dle nové metodiky za období 1981–2019 jako spolehlivou, kdy se medián v jednotlivých oblastech a navržených sezonách pohybuje blízko 90 %. Velikost mediánu zabezpečení MZP v jednotlivých obdobích a oblastech je uveden v tabulce 6.2

Tabulka č. 6.2 – Zabezpečení MZP v jednotlivých oblastech a obdobích vyjádřená v % jako medián.

Oblast	Období			
	1981–2019	Hlavní sezona	Jarní sezona	2014–2019
1	90	87	97	81
2	91	89	98	78
3	91	89	97	81
4	91	87	99	83

Z hlediska zabezpečení MZP v rámci nového metodického přístupu lze konstatovat, že je relativně vysoká, a to i za předpokladu, že se navrhuje zvýšení hodnot MZP a rozdělení do dvou sezon, z nichž je jedna stanovena na základě výpočtu a druhá fixně na hodnotě Q_{330} . Na druhou stranu je nutno objektivně konstatovat, že zabezpečení MZP nebyla posuzována v interakci s požadavky na odběr.

6.1.2. Změna MZP způsobená novým metodickým přístupem

V druhé fázi disertační práce bylo provedeno vyhodnocení změny hodnot hydrologických charakteristik m-denních průtoků s ohledem na přechod na nové referenční období. Srovnání bylo provedeno mezi obdobími 1981–2010 a 1991–2019. Z výsledků je patrné, že vlivem výskytu suché periody v období 1991–2019 dojde k průměrnému poklesu hodnot Q_{330} o 10–15 % a Q_{355} o 15 % (tabulka 5.4). Nicméně při detailnějším rozboru v jednotlivých oblastech uvedených v kapitole 5.3 je patrné velké rozpětí hodnot, a to především v oblastech 3 a 4, kde došlo ke zvýšení Q_m vlivem nadlešovacích účinků nádrží a zároveň k významnému snížení o desítky procent na tocích, kde docházelo k vysychání v období 2014–2019. Pokud bychom aplikovali metodický pokyn MŽP z roku 1998 na období 1991–2019, dojde ke snížení hodnot MZP v průměru o 10–15 %, ale v individuálních případech (kapitola 5.4) může dojít jak k navýšení o 10–20 %, tak i snížení o 30–40 %.

Ve třetí fázi bylo provedeno posouzení změny hodnot MZP dle nového metodického přístupu vůči platnému metodickému pokynu MŽP z roku 1998. Vzhledem k tomu, že jedním z požadavků na hodnoty MZP bylo zachování poměru MZP/ Q_a minimálně 25 %, byl posouzen i poměr mezi hodnotou MZP v hlavní a jarní sezoně vůči Q_a . Toto posouzení bylo provedeno v kapitole 5.5.

Z výsledků je zřejmé, že nový metodický přístup přinese zvýšení hodnot MZP, a to především v oblastech 2, 3 a 4. Vzhledem k požadavku na zachování MZP na úrovni 25% Q_a , pak lze konstatovat, že v hlavní sezoně je tato podmínka těsně splněna v oblasti 2, 3 a 4. Nicméně v oblasti 1 je tato podmínka splněna s rezervou, kdy třetí kvartil se pohybuje až na úrovni 35 %.

V jarní sezoně dochází k navýšení o cca 30 % (třetí kvartil), kdy je podmínka 25% Q_a těsně splněna v oblasti 4 a v Oblasti 2 a 3 překročena o 5–10 %. Naopak v oblasti 1 je poměr MZP/ Q_a až 50 %. V tabulce 6.3 jsou uvedeny intervaly odpovídající hodnotám pro první a třetí kvartil z hlediska změny MZP mezi novým a stávajícím metodickým přístupem.

Tabulka č. 6.3 – Změna hodnot MZP mezi novým a stávajícím přístupem v jednotlivých oblastech pro hlavní a jarní sezonu odpovídající prvnímu a třetímu kvartilu.

Oblast	Hlavní sezona		Jarní sezona	
	MZP/MZP (1998) (%)	MZP/Qa (%)	MZP/MZP (1998) (%)	MZP/Qa (%)
1	-15–12	28–35	7–27	25–50
2	-4–17	23–28	13–32	25–35
3	5–18	16–25	10–30	16–30
4	1–25	13–22	0–30	18–26

V novém metodickém přístupu je uvažováno s podmínkou, že nepodkročitelná hranice MZP bude hodnota Q_{355} , a to jako hodnota tzv. hydrologického sucha. Z toho vyplývá, že pokud bude stanovena v rámci výpočtu pro hlavní sezonu podle vztahu č. 5 nižší hodnota než Q_{355} , bude pak stanovena na úrovni Q_{355} . Naopak pokud bude v hlavní sezoně stanovena hodnota MZP podle vztahu č. 5 vyšší než Q_{330} , bude MZP stanoven na úrovni Q_{330} .

V případě, že bude umožněno snížení koeficientu k na úroveň 0,9, dojde k pokročení hodnoty Q_{355} ve 112 vodoměrných profilech z 227, tedy u 40 % vodoměrných stanic (tabulka č. 5.8). Z tohoto důvodu bylo podmíněno použití $k = 0,9$ pouze ve výjimečných případech a pouze se zachováním dobrého ekologického stavu vodního útvaru.

V komplexním měřítku tedy přináší aplikace nového metodického přístupu navýšení MZP vůči stávajícímu metodickému pokynu MŽP z roku 1998.

Základní otázka ale je: Co vlastně srovnáváme?

Srovnáváme na jedné straně metodický pokyn MŽP ČR z roku 1998, jehož směrné hodnoty uvedené v tabulce 2.1 neměli původně sloužit ke stanovení MZP v místě odběrů, ale jako hodnoty potřebné pro ředění vod pod čistírnami odpadních vod. I z tohoto důvodu jsou tyto hodnoty uváděny jako směrné, tedy přibližné. Mohou být, a v praxi často jsou, nastaveny rozdílně oproti doporučeným hodnotám v tabulce 2.1. Směrné hodnoty jsou počítány na základě hodnoty průtoku Q_{355} , který je v rámci stanovení zatížen chybou, neboť se jedná o určité minimum, které se ve vodoměrném profilu může vyskytnout. Tento metodický přístup nemá rovněž žádnou vazbu na biotu ve vodním toku. Sezonní rozdělení průtoku během roku je sice doporučeno, ale neexistuje případ, kdy by bylo v rámci ČR aplikováno.

Na druhé straně máme nový metodický přístup, který je založen na nových trendech a doporučeních pro stanovení tzv. ekologických průtoků. Nové metodické řešení je založeno na vztahu k biotě ve vodním toku vyplývajícího z aplikace hydraulicko-habitatové metody v podmínkách ČR. Zároveň se snaží respektovat hydrologické a hydrogeologické podmínky, a to regionálním rozdělením. Nový metodický přístup je založen na kombinaci hydraulicko-habitatové a hydrologické metody. Zároveň se snaží splnit dodatečné podmínky jako je 25 % Qa. Respektuje provoz a zabezpečení významných vodních nádrží, ale rovněž i MVN, které se v ČR vyskytují v řádech tisíců až deseti tisíců.

Je logické, že srovnání takových přístupů nemůže být ve vzájemné symbióze.

Situace je však mnohem horší.

Skutečně povolené hodnoty MZP jsou často nižší než směrné hodnoty uváděné a doporučované v metodickém pokynu MŽP z roku 1998. Jako příklad lze uvést situaci ohledně MZP na derivačních malých vodních elektrárnách. V České republice se nachází přibližně 2 000 MVE, které získávají potřebný spád k výrobě elektrické energie pomocí derivačního kanálu. Asi jedna třetina MVE nemá stanovený MZP vůbec, druhá třetina na úrovni Q_{364} , zbytek na úrovni Q_{355} , výjimečně Q_{330} . Po MVE následují významné průmyslové odběry atd.

Celkově jsou tedy hodnoty MZP v ČR nastaveny nízko a jakýkoli jiný přístup, který se snaží situaci změnit, bude logicky narážet na silný odpor. Podstatou vývoje nového metodického přístupu není omezit odběry nebo zamezit podnikání, např. za účelem zelené elektrické energie, ale zajistit určitou harmonizaci mezi odběry a MZP.

Za tímto účelem je ovšem nutné najít ochotu k meziresortní spolupráci, která by definovala požadované výstupy, omezení a podmínky z hlediska tvorby nového metodického přístupu. Zatím je to zcela naopak.

6.2 MZP na vodních nádržích

Z provedené analýzy (kapitola 4.2) je patrné, že významná vodní díla, jejichž úkolem je akumulovat vodu za účelem dalšího využití, nemohou být zahrnuta do způsobu stanovení MZP dle vztahu č. 5. Pro tato vodní díla nelze odvodit vztah, který by stanovil hodnotu MZP paušálně na základě určitých obecných přístupů, např. ve vztahu ke Qa. Každá vodní nádrž nebo vodohospodářská soustava je svými účely natolik specifická, že není možné nastavit obecné národní regule ve vztahu k minimální velikosti MZP pod těmito vodními díly.

Z tohoto a jiných důvodů bylo přistoupeno k řešení, že hodnota MZP je stanovena na základě vodohospodářského řešení nádrže, které zohledňuje všechny funkce vodního díla. Vodohospodářské řešení je provedeno na základě ČSN 75 2405. Tento způsob stanovení MZP zcela jistě znamená velkou volnost, ale zároveň představuje jediné možné řešení a stávající praxi.

V rámci řešení vodních nádrží nelze MZP vztáhnout pouze na vlastní nádrž. Vodohospodářská funkce některých nádrží je taková, že součástí vodohospodářského řešení jsou mnohdy kilometry vzdálené profily, kde je např. zajišťován požadovaný odběr nebo MZP pod odběrem.

Jako příklad lze uvést vodní nádrž Rozkoš. Součástí jejího vodohospodářského řešení je i zajištění MZP pod odběrem do tepelné elektrárny Opatovice. V takovém případě je hodnota MZP v profilu pod odběrem opět stanovena na základě vodohospodářského řešení nádrže, a nikoliv na základě aktuálních hydrologických charakteristik.

Požadavek na stanovení hodnot MZP z tzv. přirozených, resp. odovlivněných, průtoků v úsecích pod nádržemi je velice diskutabilní. V rámci nového metodického řešení se i nadále počítá s výpočtem MZP z hodnot pozorovaných denních průtoků. Argumenty pro tento přístup jsou uvedeny v kapitole 4.2.

Z hlediska malých vodních nádrží je nutné respektovat provozně-technické možnosti těchto vodních děl. Funkční objekty MVN jsou konstruovány především pro vypouštění, napouštění a nastavení provozní hladiny. MZP je tak nutno dodržovat při napouštění vodního díla, a to dle vztahu č. 5, a po nastavení provozní hladiny je nutno respektovat aktuální hydrologické poměry na přítoku do nádrže. To znamená, že MZP je dodržována za předpokladu, že aktuální přítok (přítoky) je větší nebo roven hodnotě MZP. Pokud tomu tak není, je odtok z nádrže roven přítoku do nádrže., v letních měsících často ještě snížen o výpar.

Z hlediska MVN a MZP je spíše nutné nastavit pravidla jejich vzniku, např. v dlouhodobě deficitních oblastech, kde má jejich výstavba spíše negativní dopad.

6.3 Možnosti a doporučení pro další vývoj metodiky

Zásady nového metodického přístupu je nepochybně možné transformovat do nařízení vlády. Přestože byly v rámci nového přístupu stanoveny zásady, které přináší zpřísnění a zvýšení hodnot MZP, doporučuji je zachovat i nadále. Z těchto zásad je možno uvést následující:

- Nepodkročitelnost hodnoty Q_{355} jako hraniční hodnoty MZP, která odpovídá hodnotě tzv. hydrologického sucha.
- V případě výskytu nebo predikce dlouhodobého sucha je nutno aktivovat tzv. suchou hlavu vodního zákona a prostřednictvím suchých komisí rozhodnout o preferenci odběrů na úkor MZP nebo naopak.
- Zachování výpočtu hodnot MZP z hydrologických charakteristik odvozených z pozorovaných průtoků.
- Zachování rozdělení hodnot MZP na dvě sezony, zvláště po zjištění, že jarní sezona s hodnotou MZP na úrovni Q_{330} má vysokou úroveň zabezpečení.
- Zohlednění potřeb vodních organismů při výpočtu MZP.
- Zachování přístupu z hlediska stanovení hodnot MZP na vodních nádržích či vodohospodářských soustavách prostřednictvím vodohospodářského řešení nádrže a na MVN pomocí bilance mezi přítokem a odtokem.
- Stanovení MZP pro jezové elektrárny jako množství vody potřebné pro zachování migrační prostupnosti, případně přepadající přes přelivnou konstrukci vzdouvacího objektu.

Stejně tak stojí za zvážení, zda na základě dosažených výsledků nepřehodnotit určité zásady a neprovést určité zásahy do stávajícího řešení:

- Za zvážení stojí přehodnocení aplikace regionálního rozdělení, a to ne z hlediska hranic jednotlivých oblastí, ale z hlediska velikosti nastavených koeficientů. Z tabulky 6.3 je patrné, že poměr MZP/ Q_a je blízký v oblastech 3 a 4. Tomu odpovídají i velikosti koeficientů, které jsou na úrovni 1,07 a 1,05. Je tedy na zvážení, zda tyto oblasti nesloučit např. s průměrnou hodnotou koeficientu. Oblast 2 doporučuji zachovat. Oblast 1 je oproti ostatním specifická, jelikož reprezentuje křídové oblasti s vyrovnaným odtokem, kde hodnota Q_{330} dosahuje v průměru 40 % Q_a a Q_{355} v průměru 30 % Q_a . V této oblasti rovněž není splněna podmínka zachování MZP na úrovni 25 % Q_a . Pokud bychom ji však chtěli zachovat, bude většina hodnot MZP pod úrovní Q_{355} . Zde by měla proběhnout odborná diskuse především se zástupci ochrany přírody, zda trvají na takto vysoké hodnotě MZP ve vztahu ke Q_a .

- V případě snížení koeficientu na úroveň 0,9 doporučuji zvážit, zda v oblastech 1 a 2 není hodnota MZP příliš nízká, jak vyplývá z obrázků 4.25 a 4.26, kde klesá pod úroveň Q_{355} 80 % profilů v oblasti 1 a 67 % v oblasti 2. V praxi to znamená, že v oblasti 1 bude hodnota MZP v 80 % vodoměrných profilů na úrovni Q_{355} .

7. Literatura

- [1] Vláda České republiky. *Vodní zákon—254/2001 Sb*; Vláda České republiky: Praha, Česká republika, 2010.
- [2] Bovee, K. D.; Lamb, B. L.; Bartholow, J. M.; Stalnaker, C. B.; Taylor, J. *Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology*; Technical Report; Biological Resources Division; Geological Survey (U.S.): Fort Collins, Colorado, 1998.
- [3] Federal Minister for Agriculture and Forestry, Environment and Water Management. *Federal Law Gazette for the Republic of Austria: Water Management on the Definition of the Ecological Status of Surface Waters*; Federal Minister for Agriculture and Forestry, Environment and Water Management: Vienna, Austria, 2010.
- [4] The Federal Assembly of the Swiss Confederation. *Federal Act on the Protection of Waters—Waters Protection Act, 814.20*; The Federal Assembly of the Swiss Confederation: Geneva, Switzerland, 1991.
- [5] Acreman, Mike, Dunbar, Michael, Hannaford, Jamie, Mountford, Owen, Wood, Paul, Holmes, Nigel, Cowx, Ian, Noble, Richard, Extence, Chris, Aldrick, John, King, Jackie, Black, Andrew and Crookall, David (2008) ,*Developing environmental standards for abstractions from UK rivers to implement the EU Water Framework Directive / Développement de standards environnementaux sur les prélèvements d'eau en rivière au Royaume Uni pour la mise en oeuvre de la directive cadre sur l'eau de l'Union Européenne'*, Hydrological Sciences Journal, 53: 6, 1105–1120
- [6] Petts, G. E., Crawford, C. and Clarke, R. *Determination of Minimum Flows*. R&D Note 449. Environment Agency, Bristol, UK. 1996
- [7] Booker, D. J. & Acreman, M. C. (2007) *Generalisation of physical habitat-discharge relationships*. Hydrol. Earth System Sci. 11(1), 141–157.
- [8] Cowx, I. G. (2001) *Factors influencing coarse fish populations in rivers*. R&D Publ. 18, Environment Agency, Bristol, UK.
- [9] Cowx, I. G., Noble, R. A., Nunn, A. D. & Harvey, J. P. (2004) *Flow and level criteria for coarse fish and conservation species*. R&D Report W6-096, Environment Agency, Bristol, UK.
- [10] Office for Official Publications of the European Communities. *Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive-Guidance Document No. 31*; European Union: Luxembourg, 2015.
- [11] Office for Official Publications of the European Communities. *Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive: Compilation of case studies referenced in CIS guidance document n°31*. Technical report; European Union: Luxembourg, 2015.

- [12] Benítez, C. and Schmidt, G. 2012. *Analysis of the implementation of Environmental Flows in the wider context of the river basin management plans* (Report drafted in the framework of the Comparative Study of Pressures and Measures in the Major River Basin Management Plans. Task 3d: Water Abstraction and Water Use).
- [13] Tharme, R. E. 2003. "A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers". *River Research and Applications* 19: 397–441
- [14] Petts G. E. 2009. *Instream Flow Science For Sustainable River Management*. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 45:1071–1086. doi: 10.1111/j.1752-1688.2009.00360.
- [15] Linnansaari, T., Monk, W. A., Baird, D. J. and Curry, R. A. 2012. *Review of approaches and methods to assess Environmental Flows across Canada and internationally*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/039. viii + 74 p.
- [16] Bunn, S. E. and A. H. Arthington. 2002. "Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity". *Environmental Management* 30:492–507.
- [17] Lytle, D. y N. Poff. 2004. "Adaptation to natural flow regimes". *Trends in Ecology and Evolution* 19:94–100.
- [18] Doyle, M. W., Stanley, E. H., Strayer, D. L., Jacobson, R. B. and Schmidt, J. C. (2005). *Effective discharge analysis of ecological processes in streams*. *Water Resources Research* 41
- [19] Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, B. Richter, R. Sparks, and J. Stromberg. 1997. "The natural flow regime: a new paradigm for riverine conservation and restoration". *BioScience* 47, 769–784.
- [20] Tennant, D. L. 1976. *Instream Flow Regimens for Fish, Wildlife, Recreation and Related Environmental Resources*, in J. F. Orsborn and C. H. Allman, eds. *Proceedings of Symposium and Specialty Conference on Instream Flow Needs*, Vol. II, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland: 359–373
- [21] Richter, B. D., M. M. Davis, C. Apse, and C. Konrad. 2011. *A presumptive standard for environmental flow protection*. *River Research and Applications* 28(8): 1312–1321.
- [22] Acreman, M. C. and M. J. Dunbar. 2004. „Methods for defining environmental river flow requirements - a review.“ *Hydrology and Earth System Sciences*, 8: 861–876.
- [23] Kennard, M. J., Mackay, S. J., Pusey, B. J., Olden, J.D., Marsh, N. 2010. *Quantifying uncertainty in estimation of hydrologic metrics for ecohydrological studies*. *River Res. Appl.* 26(2), 137–156.

- [24] Lamouroux N., Jowett I. G. 2005. *Generalized instream habitat models*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 62, 7–14.
- [25] Wilding T. K., Bledsoe B., Poff N. L., Sanderson, J. 2014. *Predicting habitat response to flow using generalized habitat models for trout in Rocky Mountain streams*. River Research and Applications.
- [26] Arthington, A. H. 1998. *Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Review of Holistic Methodologies*. LWRRDC Occasional Paper 26/98. ISBN 0 642 26745 6.
- [27] Tharme, R. E. and King, J. M. 1998. *Development of the Building Block Methodology for instream flow assessments, and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems*. Water Research Commission Report No. 576/1/98. 452 pp.
- [28] King, J., C. Brown and H. Sabet. 2003. "A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers". Regulated Rivers: Research and Assessment. Volume 19 Issue 5–6, Pages 619–639.
- [29] Arthington, A. H. and J. M. Zalucki (Eds). 1998a. *Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Review of Methods*. (Authors –Arthington, A. H., Brizga, S. O., Pusey, B. J., McCosker, R.O., Bunn, S.E., Loneragan, N., Growns, I.O. and Yeates, M.) LWRRDC Occasional Paper 27/98. ISBN 0 642 26746 4.
- [30] Poff N. L., Richter B., Arthington A. H., Bunn S.E., Naiman R.J., Kendy E., Acreman M., Apse C., Bledsoe B.P., Freeman M., Henriksen J., Jacobson R.B., Kennen J., Merritt D.M., O’Keeffe J., Olden J.D., Rogers K., Tharme R.E. y Warner A. 2009. "The Ecological Limits of Hydrologic Alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards". Freshwater Biology.
- [31] Arthington, A. H. and Pusey, B. J. 2003. *Flow restoration and protection in Australian rivers*. *River Research and Applications* 19:377–395. Arthington, A. H., S. E. Bunn, N. L. Poff y R. J. Naiman. 2006. "The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems". *Ecological Applications* 16:1311-1318.
- [32] Arthington, A. H. 2012. *Environmental flows*. Saving rivers in the Third Millennium. University of California Press, 406 pp.
- [33] Le Quesne, T., E Kendy, and D. Weston. 2010. *The Implementation Challenge: Taking stock of government policies to protect and restore environmental flows*. WWF Report.
- [34] Arthington, A. H., Brizga, S. O. and Kennard, M. J. 1998b. *Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Best Practice Framework*. LWRRDC Occasional Paper 25/98. ISBN 0 642 26744 8.

- [35] King, J. M., R. E. Tharme, y M. S. de Villiers, editors. 2008. *“Environmental flow assessments for rivers: manual for the Building Block Methodology”*. WRC Report No TT 354/08. Updated Edition. Water Research Commission, Pretoria, South Africa. Kleynhans C. J., Louw M. D., Thirion C., Rossouw N. J. and Rowntree K. M. 2005. River EcoClassification: Manual for EcoStatus determination (Version 1), Joint Water Research Commission and Department of Water Affairs and Forestry (South Africa). Report No. KV 168/05, 210 p.
- [36] Richter B. D., J. V. Baumgartner, R. Wigington, D. P. Braun. 1997. *“How much water does a river need?”* *Freshwater Biology* 37, 231-249.
- [37] Snelder T. H., Booker D., Lamouroux N. 2011. *A method to assess and define environmental flow rules for large jurisdictional regions*. *Journal of the American Water Resources Association*, 47, 828–840.
- [38] Arthington, A. H. 2012. *Environmental flows*. Saving rivers in the Third Millennium. University of California Press, 406 pp.
- [39] Dunbar M. J., Alfredsen K, Harby A. 2011. *Hydraulic-habitat modelling for setting environmental river flow needs for salmonids*. *Fisheries Ecology and Management*. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00825.x>
- [40] WMO. *Guidance on Environmental Flows: Integrating E-Flow Science with Fluvial Geomorphology to Maintain Ecosystem Services*; Technical Report; World Meteorological Organization (WMO): Geneva, Switzerland, 2019.
- [41] Milhous, R. T.; Updike, M. A.; Schneider, D. M. *Physical Habitat Simulation System Reference Manual: Version II*; Technical Report; US Fish and Wildlife Service: Washington, DC, USA, 1989.
- [42] Stalnaker, C. B.; Arnette, J. L. *Methodologies for the Determination of Stream Resource Flow Requirements: An Assessment*; Utah State University: Logan, UT, USA, 1976.
- [43] Wesche, T. A., and P. A. Rechar. 1980. *A summary of instream flow methods for fisheries and related research needs*. Eisenhower Consortium for Western Environmental Forestry Research, Water Resources . Research Institute. Eisenhower Consortium Bulletin 9, University of Wyoming, Laramie. 122 pp.
- [44] MacDonnell, L. J., T. Rice, and S. J. Shupe. 1989. *Instream flow protection in the West*. Natural Resources Law Center. University of Colorado School of Law, Boulder
- [45] Lamb, B. L., and E. Lord. 1992. *Legal mechanisms for protecting riparian resource values*. *Water Resources Bulletin* 2(4):965–977.
- [46] Reiser, D. W., T. A. Wesche, and C. Estes. 1989. *Status of instream flow legislation and*

practices in North America. Fisheries 14:22–29.

[47] Burns, J. W. 1971. *The carrying capacity of juvenile salmonids in some northern California streams*. California Fish and Game 57:44–57.

[48] Mundie, J. H., and R. E. Traber. 1983. *The carrying capacity of an enhanced side-channel for rearing salmonids*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 40:1320–1322.

[49] Morhardt, J. E., and C. F. Mesick. 1988. *Behavioral carrying capacity as a possible short-term response variable*. Hydro Review 7:32–40.

[50] Bovee, K. D. 1988. *Use of the instream flow incremental methodology to evaluate influences of microhabitat variability on trout populations in four Colorado streams*. Proceedings of the Western Division of the American Fisheries Society, Albuquerque, N.Mex. 31pp.

[51] Bartholow, J. M., and T. J. Waddle. 1994. *A salmon population model for evaluating alternative flow regimes*. Pages 877-889 in D. G. Fontane and H. N. Tuvel, editors. Proceedings of the 21st Annual Conference, Water Resources Planning and Management Division, ASCE. Denver, Colo. 23-26 May 1994.

[52] Bartholow, J. M., J. L. Laake, C. B. Stalnaker, and S. C. Williamson. 1993. *A salmonid population model with emphasis on habitat limitations*. Rivers 4(4).

[53] Stalnaker, C. B., 1993. *Fish habitat models in environmental assessments*. Pages 140-162 in S. G. Hildebrand and J. B. Cannon, editors. Environmental Analysis: The NEPA-Experience. CRC Press, Boca Raton, Fla.

[54] Balvín, Pavel a kol.: Stanovení minimálních zůstatkových průtoků na Svatavě. Závěrečná zpráva. Praha: VÚV T.G.M., 2003. 17 s.

[55] C. R. N. Elliott, M. J. Dunbar, I. Gowing, M. C. Acreman, 1999. *A habitat assessment approach to the management of groundwater dominated rivers*, pages 459-475 Hydrological processes 13, 1994

[56] Slavík, O., Mattas, D., Blažková, Š.: *Využití metody IFIM na řece Černé. Příspěvek na celostátní konferenci Vliv MVE na životní prostředí*, Č. Budějovice 1996.

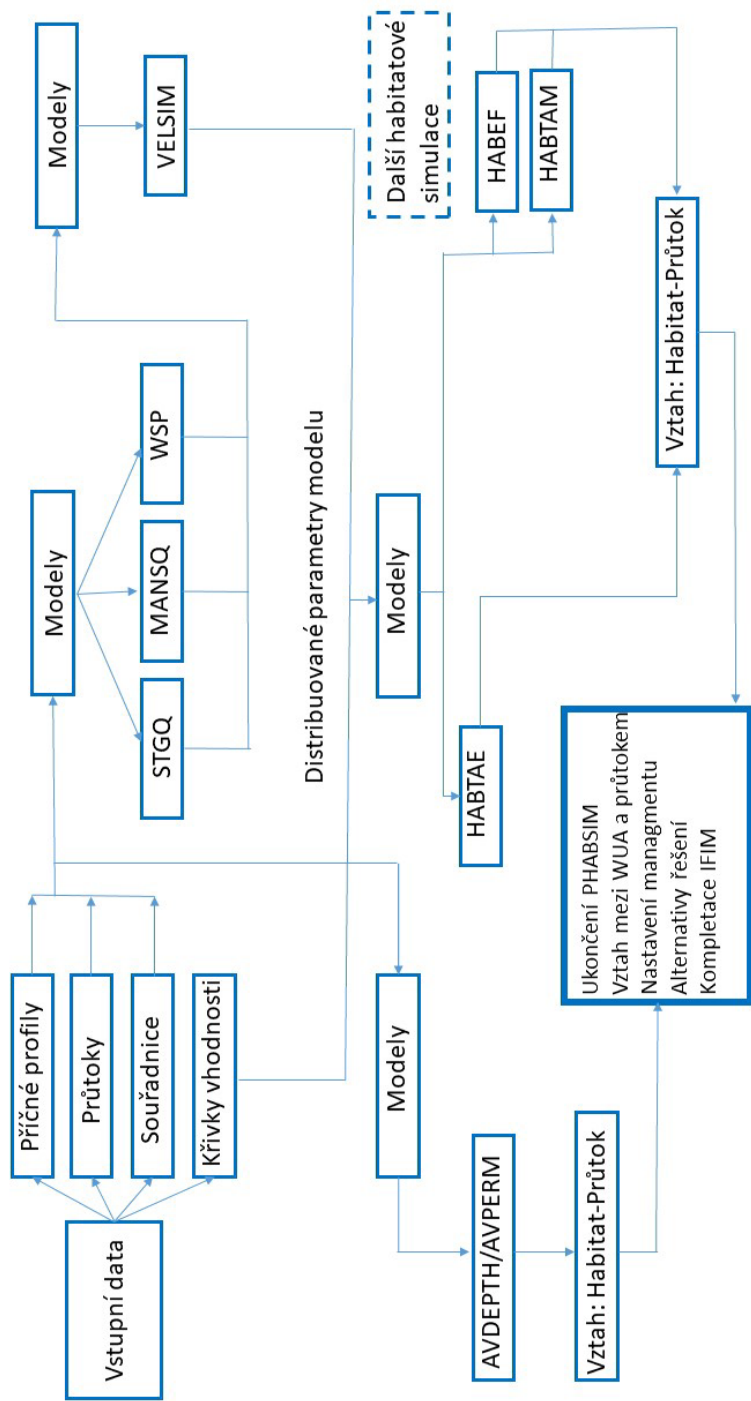
[57] Slavík, O., Mattas, D.: *Minimální průtoky v tocích. DÚ 02 - Hydraulická a biologická měření pro aplikaci PHABSIM směřující k ověření metodiky stanovení Qmin. Výzkumná zpráva za dobu řešení 1994–1995*. VÚV Praha 1995.

[58] Balvín, P. a kol.: *Stanovení minimálních zůstatkových průtoků na Svidnici. Výzkumná zpráva za dobu řešení 2000–2001*. VÚV Praha 2001.

- [59] Balvín, P. a kol.: Stanovení minimálních zůstatkových průtoků na Svatavě. Výzkumná zpráva za dobu řešení 2003–2004. VÚV Praha 2004.
- [60] Balvín, P., Slavík O.: Stanovení minimálních zůstatkových průtoků na Přísečnici a Černé Vodě. Výzkumná zpráva za dobu řešení 2001–2002. VÚV Praha 2002.
- [61] Blažková, Š.: *Minimální průtoky na tocích*, Výzkumná zpráva za období 1993-1996. VÚV Praha, 1996
- [62] Tolasz, R.; Čekal, R.; Škáchová, H.; Vlasáková, L. The year 2019 in Czechia. Meteorol. Bull. 2020, 73, 3–13.
- [63] Vizina, A.; Hanel, M.; Trnka, M.; Daňhelka, J.; Gregorieová, I.; Heřmanovský, M. HAMR: Online drought management system—operational management during a dry episode. Water Manag. Tech. Econ. Inf. J. (VTEI J.) 2018, 60, 22–28.
- [64] Balvín, P.; Vizina, A. Determination of minimum residual flow values in the Czech Republic. Water Manag. Tech. Econ. Inf. J. (VTEI J.) 2018, 60, 8–13.
- [65] Nacházel, K.; Fošumpaur, P. Possibility theory in hydrology and water management. J. Hydrol. Hydromech. 2010, 58, 73–87.
- [66] ČSN 75 2410. Malé vodní nádrže: Small water reservoirs. Praha: HYDROPROJEKT CZ a.s, 2011.
- [67] Beran, A. Hanel, M., Nesládková, M., Climate change impacts on water balance in Western Bohemia and options for adaptation. Vodohospodářské technicko-ekonomické informace, (55), 4.
- [68] Beran, A., Fialová, P., Kožín, R., Melišová, E., Blocher, J., Bašta, P. (2020) Vzorce pro výpočet výparu z vodní hladiny pro vybrané vodní plochy v ČR. Souhrnná výzkumná zpráva za rok 2019.
- [69] Balvín, P.; Vizina, A.; Nesládková, M.; Blöcher, J.; Makovcová, M.; Moravec, V.; Hanel, M. *Minimum Residual Flows for Catchments in the Czech Republic*. Water 2021, 13, 689. <https://doi.org/10.3390/w13050689>
- [70] Požadavky vodního zákona: *Přiměřený minimální průtok na derivačních kanálech* [online]. Mnichov: Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2021 [cit. 2022-02-15]. Dostupné z: https://www.lfu.bayern.de/wasser/wasserkraftnutzung_oekologie/wasserrechtliche_anforderungen/index.htm

8. Přílohy

116



Příloha č. 7. 1. – Koncepce řešení modelového nástroje PHABSIM pro metodiku IFIM.

9. Seznam obrázků

<i>Obrázek č. 2.1 – Struktura přístupu a řešení metodiky IFIM.</i>	35
<i>Obrázek č. 2.2 – Křivka vhodnosti – hloubka.</i>	38
<i>Obrázek č. 2.3 – Křivka vhodnosti – rychlost.</i>	38
<i>Obrázek č. 2.4 – Křivka vhodnosti – úkryt.</i>	38
<i>Obrázek č. 2.5 – Příklad vztahu mezi WUA a průtokem v rámci studie na Svatavě.</i>	39
<i>Obrázek č. 2.6 – Časový průběh WUA odvozený na základě vztahu mezi WUA a průtokem.</i>	39
<i>Obrázek č. 2.7 – Příklad vztahu mezi WUA a průtokem v rámci studie na Vydře.</i>	42
<i>Obrázek č. 2.8 – Vztah mezi WUA a průtokem v rámci studie na Načetínském potoce, a to pro dospělé (adultní) a nedospělé (juvenilní) jedince.</i>	43
<i>Obrázek č. 2.9 – Vztah mezi WUA a průtokem v rámci studie na Svidnici, a to pro dospělé (adultní) a nedospělé (juvenilní) jedince.</i>	44
<i>Obrázek č. 2.10 – Vztah mezi WUA a průtokem v rámci studie na Černé vodě, a to pro dospělé (adultní) a nedospělé (juvenilní) jedince.</i>	45
<i>Obrázek č. 2.11 – Příklad vztahu mezi WUA a průtokem v rámci studie na Přísečnici, a to pro dospělé (adultní) a nedospělé (juvenilní) jedince.</i>	46
<i>Obrázek č. 2.12 – Příklad vztahu mezi WUA a průtokem v rámci studie na Svatavě, a to pro dospělé (adultní) a nedospělé (juvenilní) jedince [60].</i>	47
<i>Obrázek č. 3.1 – Prostorové rozdělení průměrných ročních srážek v České republice za referenční období 1981–2010.</i>	51
<i>Obrázek č. 3.2 – Prostorové rozdělení průměrné roční odtokové výšky na vodních útvarech v České republice pro referenční období 1981–2010.</i>	51
<i>Obrázek č. 3.3 – Rozdíl mezi srážkovými úhrny a odtokem (dPR), srážkovými úhrny (P), odtokovými výškami (R) a teplotou vzduchu (T). Údaje byly získány z 334 vodoměrných stanic a 133 meteorologických stanic.</i>	52

Obrázek č. 3.4 – Prostorové rozložení vodoměrných stanic použitých pro výpočet MZP.	52
Obrázek č. 3.5 – Návrh regionálního rozdělení ČR pro výpočet MZP.	54
Obrázek č. 4.1 – Zobrazení skupiny vybraných vodních nádrží v rámci ČR.	58
Obrázek č. 4.2 – Vztah mezi pozorovanými a odovlivněnými průměrnými měsíčními průtoky na Ohři v profilu vodoměrné stanice Louny pod VD Nechanice.	61
Obrázek č. 4.3 – Vztah mezi pozorovanými a odovlivněnými průměrnými měsíčními průtoky na Dyji v profilu vodoměrné stanice Znojmo.	62
Obrázek č. 4.4 – Vztah mezi pozorovanými a odovlivněnými průměrnými měsíčními průtoky na Labi pod vodním dílem Les Království.	63
Obrázek č. 4.5 – Vztah mezi pozorovanými a odovlivněnými průměrnými měsíčními průtoky na Ostravici pod vodním dílem Šance.	64
Obrázek č. 4.6 – Vztah mezi pozorovanými a odovlivněnými průměrnými měsíčními průtoky na Přísečnici v profilu vodoměrné stanice Kryštofovy Hamry.	65
Obrázek č. 4.7 – Vztah mezi pozorovanými a odovlivněnými průměrnými měsíčními průtoky na Želivce v profilu vodoměrné stanice Nesměřice pod vodním dílem Švihov.	66
Obrázek č. 4.8 – Vztah mezi pozorovanými a odovlivněnými průměrnými měsíčními průtoky na Botiči v profilu vodoměrné stanice pod vodním dílem Hostivař.	67
Obrázek č. 4.9 – Pohled na výpustní objekt požeráku na MVN Koloděje.	70
Obrázek č. 4.10 – Pohled do výpustního objektu MVN Koloděje.	70
Obrázek č. 4.11 – Pohled na výpustní objekt požeráku na MVN Koloděje s osazeným vodočtem.	71
Obrázek č. 4.12 – Pohled na výpustní objekt požeráku na MVN Koloděje s osazeným vodočtem.	71
Obrázek č. 4.13 – Vodoměrný profil s online záznamovým zařízením na přítoku do Nesvačilského rybníka.	73
Obrázek č. 4.14 – Vodoměrný profil s online záznamovým zařízením na odtoku z Nesvačilského rybníka.	74
Obrázek č. 5.1 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} za období 1981–2010.	75
Obrázek č. 5.2 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} v jednotlivých oblastech.	76
Obrázek č. 5.3 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} pro $K = 0,9$.	77

Obrázek č. 5.4 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q₃₅₅ a Q₃₃₀ v jednotlivých oblastech pro K = 0,9.....	78
Obrázek č. 5.5 – Průměrná zabezpečenosť MZP v jednotlivých oblastech a obdobích.	80
Obrázek č. 5.6 – Zabezpečenosť MZP pro oblast 1 v jednotlivých obdobích.....	81
Obrázek č. 5.7 – Zabezpečenosť MZP pro oblast 2 v jednotlivých obdobích.....	81
Obrázek č. 5.8 – Zabezpečenosť MZP pro oblast 3 v jednotlivých obdobích.....	82
Obrázek č. 5.9 – Zabezpečenosť MZP pro oblast 4 v jednotlivých obdobích.....	83
Obrázek č. 5.10 – Zabezpečenosť MZP v rámci ČR pro období 1981–2019.....	84
Obrázek č. 5.11 – Zabezpečenosť MZP v rámci ČR pro hlavní sezonu pro období 1981–2019.....	85
Obrázek č. 5.12 – Zabezpečenosť MZP v rámci ČR pro jarní sezonu pro období 1981–2019. .	85
Obrázek č. 5.13 – Zabezpečenosť MZP v rámci ČR pro suchou periodu 2014–2019.....	86
Obrázek č. 5.14 – Změna hodnot Q₃₃₀ a Q₃₅₅ pro oblast 1 v rámci nového referenčního období 1990–2019.	87
Obrázek č. 5.15 – Změna hodnot Q₃₃₀ a Q₃₅₅ pro oblast 2 v rámci nového referenčního období 1990–2019.	88
Obrázek č. 5.16 – Změna hodnot Q₃₃₀ a Q₃₅₅ pro oblast 3 v rámci nového referenčního období 1990–2019.	88
Obrázek č. 5.17 – Změna hodnot Q₃₃₀ a Q₃₅₅ pro oblast 4 v rámci nového referenčního období 1990–2019.	89
Obrázek č. 5.18a – Změna hodnot MZP v oblastech 1 a 2 při použití metodického pokynu z roku 1998 za období 1991–2019.	90
Obrázek č. 5.18b – Změna hodnot MZP v oblastech 3 a 4 při použití metodického pokynu z roku 1998 za období 1991–2019.	91
Obrázek č. 5.19 – Poměr nově navrženého MZP/MZP (1998) a vůči Q_a pro oblast 1 v hlavní a jarní sezoně za období 1991–2019.	92
Obrázek č. 5.20 – Poměr nově navrženého MZP/MZP (1998) a vůči Q_a pro oblast 2 v hlavní a jarní sezoně za období 1991–2019.	93
Obrázek č. 5.21 – Poměr nově navrženého MZP/MZP (1998) a vůči Q_a pro oblast 3 v hlavní a jarní sezoně za období 1991–2019.	94
Obrázek č. 5.22 – Poměr nově navrženého MZP/MZP (1998) a vůči Q_a pro oblast 4 v hlavní a jarní sezoně za období 1991–2019.	95

<i>Obrázek č. 5.23 – Zobrazení podkročení Q_{355} a Q_{330} vyhodnocené za období 1991–2019 v hlavní sezoně.</i>	<i>97</i>
<i>Obrázek č. 5.24 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} v jednotlivých oblastech v hlavní sezoně.</i>	<i>98</i>
<i>Obrázek č. 5.25 – Zobrazení podkročení Q_{355} a Q_{330} vyhodnocené za období 1991–2019 pro hodnotu $K = 0,9$.</i>	<i>99</i>
<i>Obrázek č. 5.26 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} v jednotlivých oblastech pro $K = 0,9$.</i>	<i>99</i>

10. Seznam tabulek

<i>Tabulka č. 2.1 – Směrné hodnoty minimálního zůstatkového průtoku dle velikosti Q_{355}</i>	16
<i>Tabulka č. 2.2 – Minimální hloubky vody</i>	18
<i>Tabulka č. 2.3 – Minimální rychlosti vody</i>	19
<i>Tabulka č. 2.4 – Hodnoty MZP dle švýcarského vodního zákona</i>	20
<i>Tabulka č. 2.5 – Ekologické standardy pro řeky ve Spojeném království s cílem zajištění dobrého ekologického stavu dle rámcové směrnice</i>	23
<i>Tabulka č. 2.6 – Srovnání jednotlivých metod používaných pro stanovení ekologických průtoků [10]</i>	28
<i>Tabulka č. 2.7 – Tříúrovňový hierarchický výběr vhodné metody pro stanovení ekologických průtoků [10]</i>	30
<i>Tabulka č. 2.8 – Hodnoty průtoků při zachování 90, 80 a 70 % WUA pro pstruha obecného</i>	42
<i>Tabulka č. 2.9 – Hodnoty průtoků při zachování 90, 80 a 70 % WUA pro pstruha obecného na Načetínském potoce</i>	43
<i>Tabulka č. 2.10 – Hodnoty průtoků při zachování 90, 80 a 70 % WUA pro pstruha obecného na Načetínském potoce</i>	45
<i>Tabulka č. 3.1 – Hodnoty K_{99} pro čtyři definované oblasti</i>	54
<i>Tabulka č. 4.1 – Hodnoty kompenzačního součinitele k pro čtyři definované oblasti</i>	56
<i>Tabulka č. 4.2 – Výpočet MZP na vodních tocích včetně sezonního rozdělení</i>	57
<i>Tabulka č. 4.3 – Ovlivněné úseky vodních toků pod nádržemi</i>	59
<i>Tabulka č. 5.1 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} v jednotlivých oblastech</i>	76
<i>Tabulka č. 5.2 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} v jednotlivých oblastech pro $k = 0,9$</i>	78
<i>Tabulka č. 5.3 – Průměrná zabezpečenosť MZP v jednotlivých oblastech a obdobích</i>	80
<i>Tabulka č. 5.4 – Průměrná změna hodnot Q_{330} a Q_{355} se změnou referenčního období 1990–2019 v jednotlivých oblastech</i>	90
<i>Tabulka č. 5.5 – Průměrná změna MZP podle metodického pokynu z roku 1998 v jednotlivých oblastech za období 1990–2019</i>	91

Tabulka č. 5.6 – Vyhodnocení nových hodnot MZP ve vztahu k hodnotám z metodického pokynu MŽP (1998) a zachování poměru MZP/Qa v jednotlivých oblastech pro hlavní a jarní sezonu. 96

Tabulka č. 5.7 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} v jednotlivých oblastech v hlavní sezoně. 98

Tabulka č. 5.8 – Vyhodnocení MZP ve vztahu k hodnotám Q_{355} a Q_{330} v jednotlivých oblastech při aplikaci $K = 0,9$ 98

Tabulka č. 6.1 – Zabezpečení MZP v jednotlivých oblastech a obdobích vyjádřená v % jako rozptyl mezi dolním a horním kvantilem. 102

Tabulka č. 6.2 – Zabezpečení MZP v jednotlivých oblastech a obdobích vyjádřená v % jako medián. 103

Tabulka č. 6.3 – Změna hodnot MZP mezi novým a stávajícím přístupem v jednotlivých oblastech pro hlavní a jarní sezonu. 105