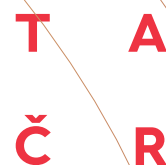


# **Metodika k aplikaci výjimek z důvodu nákladové nepřiměřenosti opatření k dosahování dobrého stavu vodních útvarů**

**LENKA SLAVÍKOVÁ  
ONDŘEJ VOJÁČEK  
JAN MACHÁČ  
MAREK HEKRLE  
LIBOR ANSORGE**



# **Metodika k aplikaci výjimek z důvodu nákladové nepřiměřenosti opatření k dosahování dobrého stavu vodních útvarů**

---

doc. Ing. Lenka Slavíková, Ph.D.

Ing. Ondřej Vojáček, Ph.D.

Ing. Jan Macháč

Ing. Marek Hekrlé

Ing. Libor Ansorge

Vydal Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.

Praha 2015

## **Autoři metodiky**

doc. Ing. Lenka Slavíková, Ph.D. (podíl 20 %)<sup>1</sup>

Ing. Ondřej Vojáček, Ph.D. (podíl 25 %)<sup>1</sup>

Ing. Jan Macháč (podíl 35 %)<sup>1</sup>

Ing. Marek Hekrlé (podíl 10 %)<sup>1</sup>

Ing. Libor Ansorge (podíl 10 %)<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Univerzita Jana Evangelisty Purkyně, Ústí nad Labem

<sup>2</sup> Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.

## **Lektorovali**

Mgr. Ing. Jana Soukopová, Ph.D. – Ekonomicko-správní fakulta, katedra veřejné ekonomie,  
Masarykova univerzita v Brně

Ing. Pavlína Kulhánková – Ministerstvo průmyslu a obchodu ČR

## **Prohlášení předkladatelů metodiky**

Předkladatelé metodiky prohlašují, že zpracovaná metodika nezasahuje do práv jiných osob z průmyslového nebo jiného duševního vlastnictví.

Metodika vznikla v rámci projektu TD020352 „Hodnocení nákladové přiměřenosti v rámci dosahování dobrého stavu vodních útvarů“ s finanční podporou Technologické agentury České republiky (TA ČR) v rámci programu na podporu aplikovaného společenského výzkumu a experimentálního vývoje OMEGA (2012–2017).

Projekt byl řešen v letech 2014–2015.

© Lenka Slavíková a kol., 2015

ISBN 978-80-87402-41-2 (brož.)

ISBN 978-80-87402-42-9 (on-line, pdf)

# Obsah

Seznam zkratk	4
Cíl metodiky	5
Vlastní popis metodiky	6
1. Regulační rámec zakládající možnost aplikace výjimek	6
2. Analytické metody využívané k posuzování přiměřenosti nákladů	8
3. Postup při aplikaci výjimky z důvodu nákladové nepřiměřenosti	9
Srovnání novosti postupů	19
Popis uplatnění metodiky	19
Ekonomické aspekty	20
Seznam použité související literatury	21
Seznam publikací, které předcházely metodice	25
Přílohy	27
Příloha 1 / Aplikace metody anualizovaných nákladů – postup a příklady	27
Příloha 2 / Dynamizující CEA	30
Příloha 3 / Přehled metod k ocenění užitků	32
Příloha 4 / Postup při aplikaci metody <i>Benefit Transfer</i>	42
Příloha 5 / Anualizace užitků	46
Summary	48

## Seznam zkratk

CBA	Analýza nákladů a užitků (Cost-Benefit Analysis)
CEA	Analýza nákladové efektivity (Cost-Effectiveness Analysis)
ČOV	Čistírna odpadních vod
CVM	Metoda podmíněného hodnocení (Contingent Valuation Method)
DTT	Vzdálenost od cíle (Distance to Target)
ES	Evropské společenství
ESVD	Databáze monetárních hodnot ekosystémových služeb (Ecosystem Service Valuation Database)
EU	Evropská unie
EVRI	(Environmental Valuation Reference Inventory)
OECD	Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj (Organisation for Economic Co-operation and Development)
RUM	Model s náhodným užitkem (Random Utility Model)
SSM	Model jednoho rekreačního místa (Single Site Model)
TEEB	Ekonomika ekosystémů a biologické rozmanitosti (The Economics of Ecosystems and Biodiversity)
UJEP	Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem
VÚV	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.
WTA	Ochota přijímat kompenzaci (Willingness to Accept)
WTP	Ochota platit (Willingness to Pay)

## Cíl metodiky

Rámcová směrnice vodní politiky (2000/60/ES) ze dne 23. října 2000 (dále jen Rámcová směrnice) stanovuje integrovaný rámec pro činnost Společenství v oblasti ochrany vod a patří k nejvýznamnějším právním úpravám týkajícím se vodní politiky členských států EU. Mezi primární environmentální cíle patří zajištění ochrany, zlepšení stavu a obnovy všech vodních útvarů s cílem dosáhnout jejich „dobrého stavu“/potenciálu do roku 2015.

Dosažení „dobrého stavu“ vodních útvarů však vyžaduje vynaložení významných finančních prostředků, které mohou být v mnoha případech považovány za nepřiměřené vzhledem k získaným užitkům – v takovém případě je možné zmírnit environmentální cíle nebo prodloužit lhůty k dosažení cílů aplikací tzv. výjimky z důvodu nákladové nepřiměřenosti. Rámcová směrnice poskytuje poměrně široký prostor ohledně interpretace pojmu nepřiměřené náklady. Samotné využití výjimky je však v členských státech limitováno zejména neexistencí národních metodik nebo jejich obtížnou aplikovatelností. Velké množství sledovaných látek i typů posuzovaných vodních útvarů neumožňuje navržení jednotného, jednoduchého algoritmu pro výpočet „nepřiměřenosti“. Navíc je takový výpočet ze své podstaty komplikován neexistencí jednoznačně kvantifikovatelných údajů zejména o užitcích (přínosech) realizovaných opatření.

Předkládaná metodika si klade za cíl poskytnout metodický návod k hodnocení nákladové nepřiměřenosti opatření subjektům pověřeným plánováním v oblasti vod, resp. zpracovatelům ekonomických analýz podle požadavků Rámcové směrnice. Rozhodování o aplikaci výjimek přímo navazuje na výstupy ekonomické analýzy a využívá je jako vstupy pro další hodnocení. Zároveň metodika představuje obecný postup a popis jednotlivých kroků analýzy přiměřenosti, které by měly tvořit základní mantinely pro rozhodování o výjimce. Součástí je i aplikace metody nákladové efektivnosti (vyhodnocení efektivních opatření z nákladového hlediska) a přehled metod používaných k identifikování potenciálních užitků ze zlepšení stavu vod a ekosystémových služeb, včetně návodu k nalezení vhodných zdrojů dat (v případě aplikace metody s názvem *Benefit Transfer*).

Metodika přímo vychází z požadavků Rámcové směrnice na postup v rámci ekonomické analýzy. Využívá a navazuje na již publikované přístupy k hodnocení nákladové přiměřenosti v zahraničí a reflektuje současný dvouúrovňový způsob zpracování plánů povodí v ČR, kdy se návrhy opatření a hodnocení stavu vodních útvarů provádí na úrovni dílčích povodí, ale rozhodování o cílech pro jednotlivé vodní útvary (resp. o uplatnění výjimek) a konečný výběr opatření zařazených do programu opatření probíhá na úrovni národních plánů povodí. V podmínkách České republiky jde o první podkladový dokument, který se problematice aplikace výjimky z důvodu nákladové nepřiměřenosti věnuje.

## Vlastní popis metodiky

V rámci metodiky je nejdříve představena podstata regulačního rámce, který zakládá možnost aplikovat výjimky z dosažení „dobrého stavu“ vodních útvarů a výklad nejednoznačného pojmu nákladová přiměřenost. Následně je popsán postup při zpracování podkladů k žádosti o výjimku.

### 1. Regulační rámec zakládající možnost aplikace výjimek

Environmentální cíl Rámcové směrnice je podle čl. 4 zajištění ochrany, zlepšení stavu a obnovy všech vodních útvarů s cílem dosáhnout jejich „dobrého stavu/potenciálu“ do roku 2015. „Dobрым“ stavem útvaru povrchové vody je takový stav, kdy je jeho ekologický i chemický stav jen mírně narušen vůči přirozeným podmínkám. U podzemních vod je posuzován chemický a kvantitativní stav. Za určitých podmínek však Rámcová směrnice v čl. 4 dále stanovuje výjimky, které lze využít k odůvodnění nedosažení „dobrého stavu“ vodního útvaru do roku 2015. Při uplatnění výjimky musí být zajištěno, že nedojde k dalšímu zhoršování stavu vodního útvaru a bude dosaženo nejlepšího možného stavu vodního útvaru a důvody pro uplatnění výjimky budou jmenovitě uvedeny v plánech povodí a přezkoumávány každých šest let.

Podle čl. 4 odst. 3 může být rovněž útvar povrchové vody vymezen jako umělý nebo silně ovlivněný z důvodů změny jeho hydromorfologických charakteristik, pokud užitečných funkcí poskytovaných takovýmto vodním útvarem nelze rozumně dosáhnout jinými prostředky, významně lepšími z hlediska životního prostředí. Takovéto vymezení lze odůvodnit na základě:

- i) technické neproveditelnosti, kdy poskytované funkce nelze zajistit jinak;
- ii) nákladové nepřiměřenosti, kdy zajištění poskytovaných funkcí by bylo nepřiměřeně nákladné.

Pokud se jedná o umělý nebo silně ovlivněný vodní útvar, jsou členské státy povinny dosáhnout do roku 2015 jejich dobrého ekologického potenciálu a dobrého chemického stavu.

Podle čl. 4. odst. 4 mohou být lhůty ke zlepšení stavu vodních útvarů a dosažení jejich „dobrého stavu“ prodlouženy za účelem postupného dosahování cílů. Toto prodloužení lhůt lze odůvodnit na základě:

- i) technické proveditelnosti, kdy míry požadovaného zlepšení lze dosáhnout pouze postupnými kroky, které lhůty přesahují;
- ii) nákladové nepřiměřenosti, kdy dosažení požadovaného zlepšení v rámci dané lhůty by bylo nepřiměřeně nákladné;
- iii) přírodních podmínek, kdy tyto podmínky nedovolují včasné zlepšení stavu dotčeného vodního útvaru.

Možnost prodloužení lhůty na dosažení „dobrého stavu“ je omezena maximálně na dvě následné aktualizace plánů povodí, tj. do roku 2027, s výjimkou případů, kdy objektivní přírodní podmínky dosažení environmentálního cíle neumožňují.

Podle čl. 5 lze pro specifické vodní útvary připustit i dosažení méně přísných environmentálních cílů, jsou-li tyto vodní útvary ovlivněny lidskou činností a jsou-li jejich přírodní podmínky takové, že environmentální a sociálně-ekonomické potřeby zajišťované předmětnou lidskou činností nelze zajistit jinými prostředky, jež by byly významně lepší z hlediska životního prostředí a nevyžadovaly by neúměrné náklady.

Velmi specifický je pak článek 7, který připouští nedosažení „dobrého stavu“ a dokonce i zhoršení stavu povrchových či podzemních vod vlivem změněných fyzikálních poměrů nebo v důsledku nových trvalých rozvojových činností člověka. Uplatnění výjimky podle odst. 7 je však vázáno na nadřazený veřejný zájem a užitky ze změněných fyzikálních poměrů či nových rozvojových činností člověka musí převýšit užitky z dosažení nebo udržení „dobrého stavu“. U trvalých rozvojových aktivit umožňuje odst. 7 pouze zhoršení z „velmi dobrého“ na „dobrý stav“. Zároveň musí platit, že užitků ze změněných fyzikálních poměrů či nových rozvojových činností člověka nelze rozumně dosáhnout jinými prostředky, významně lepšími z hlediska životního prostředí, z důvodů:

- i) technické neproveditelnosti, kdy užitků nelze dosáhnout jinak;
- ii) nákladové nepřiměřenosti, kdy zajištění užitků jinými prostředky by bylo nepřiměřeně nákladné.

Podle doporučení Evropské komise a doprovodných metodik Směrnice (Evropská komise, 2009; De Nocker et al., 2007; WATECO, 2003) stanovuje hranici nepřiměřenosti veřejná autorita, která správním uvážením posuzuje, zda dosažení „dobrého stavu“ je nebo není v daném případě nepřiměřeně nákladné. Obecné zásady pro aplikaci pojmu nepřiměřených nákladů v kontextu Rámcové směrnice jsou podle Evropské komise (2009) následující:

- hranice nepřiměřenosti by neměla jednoduše začínat v bodě, kde náklady převýší užitky;
- náklady a užitky by měly být ohodnoceny kvalitativně i kvantitativně;
- hranice, kdy náklady převýší užitky, by měla být dostatečně zřejmá a vykazovat vysokou míru spolehlivosti;
- proces posouzení nepřiměřenosti může zahrnovat i posouzení schopnosti platit těmi, kteří by měli nést náklady dosažení „dobrého stavu“.

Stanovení hranice přiměřenosti musí být podloženo ekonomickou analýzou nákladů a užitků. Při stanovení hranice přiměřenosti je také třeba vycházet z příslušných doporučení metodik k Rámcové směrnici, které by měly být přizpůsobeny lokálním socioekonomickým a environmentálním podmínkám. Analýza by měla zahrnovat jak kvalitativní, tak kvantitativní postupy. S ohledem na dostupnost dat není podle metodik vždy nezbytné přiřazovat monetární hodnotu všem nákladům a užitkům vyplývajícím z opatření na dosažení „dobrého stavu“. Při procesu navrhování výjimek je důležitá také participace veřejnosti a konzultace s dotčenými osobami.

#### **Výjimku je vhodné použít, pokud**

- jsou známy zdroje problému (např. původ a typ znečištění);
- jsou definována vhodná opatření k odstranění problému, a tím i k dosažení „dobrého stavu“;
- tato opatření jsou časově a technicky proveditelná;
- pomocí analýzy nákladové efektivity (CEA) jsou identifikována nákladově nejefektivnější opatření (resp. tento krok je nutné v rámci zpracování výjimky doplnit).



Z Rámcové směrnice dále vyplývá, že v případě existence nepřiměřených nákladů a aplikace výjimky nesmí dojít k situaci, kdy se nebudou realizovat žádná opatření. Vždy by mělo dojít k realizaci takové kombinace opatření, která je ještě nákladově přiměřená, aby bylo dosaženo co nejlepší kvality vody. Na modelovém případě vodní nádrže, která nedosahuje „dobrého stavu“ vlivem několika různých indikátorů, to znamená, že nelze nerealizovat žádná opatření. Přestože se prokáže u jedné látky (např. fosforu), že její koncentrace nesplňuje požadavky na „dobrý stav“ a opatření k jeho dosažení by vyvolalo nepřiměřené náklady, u ostatních látek, u kterých nepřiměřenost prokázána nebyla, bude nutné dosáhnout úrovně odpovídající „dobrému stavu“. Celkový stav tedy bude horší než dobrý vlivem indikátoru fosforu. U fosforu pak bude na dané vodní nádrži hledána taková úroveň koncentrace, která se ukáže nákladově ještě přiměřená. Tedy i u tohoto indikátoru by měla být realizována alespoň ta opatření, která nejsou nákladově nepřiměřená.

Z výše uvedeného tak nepřímo vyplývá, že hodnocení možnosti uplatnit výjimku nelze provést pro všechny látky najednou. Je třeba postupovat po jednotlivých látkách, resp. skupinách látek (indikátorů), které je možné (najednou) vyřešit pomocí konkrétních opatření.

## **2. Analytické metody využívané k posuzování přiměřenosti nákladů**

Preferované a nejčastěji používané ekonomické metody zahrnují analýzu nákladové efektivity (*Cost-Effectiveness Analysis*, CEA) a analýzu nákladů a užitků (*Cost-Benefit Analysis*, CBA) a další dílčí nákladově a užitkově orientované analýzy. Metoda CEA slouží k identifikaci nákladově efektivní kombinace opatření k dosažení stanoveného cíle („dobrého stavu“). Na ni navazuje metoda CBA, pomocí které se porovnávají náklady a užitky různých variant a vybírá se taková, u níž lze očekávat nejvyšší čistý užitek.

Jak na straně užitků, tak na straně nákladů se lze setkat s řadou netržních jevů, s kterými je třeba se v rámci posuzování přiměřenosti vyrovnat (více viz kapitolu 3 a konkrétní příklady v příloze 3). Na tomto místě je nutné zdůraznit, že užitky v ekonomii jsou chápány jako antropogenní – tedy jako užitky pro jednotlivce (uživatelé vody či vodních ekosystémů) a jsou odvozeny od vyjádření konkrétní hodnoty lidmi (např. tím, že akceptují cenu nebo vyjádří ochotu platit – viz dále). Toto ekonomické pojetí se významně liší od pojetí užitku v přírodních vědách, kde ekosystému nebo jeho části může být přisuzována hodnota nezávisle na postojích lidí. Z ekonomického hlediska proto znamená zlepšení stavu vodních útvarů potenciální vyšší užitek pro uživatele vody (např. větší uspokojení/vyšší frekvenci rekreace v případě čisté nádrže).

K podchycení antropogenních užitků z lepší kvality životního prostředí lze využít některou z celé řady kvalitativních či kvantitativních valuačních metod, které zahrnují primární výzkum jednání lidí na existujících trzích nebo hypotetického jednání v modelových situacích (v rámci dotazování). Jednotlivé metody a jejich aplikace jsou popsány detailněji v příloze 3. S ohledem na značnou finanční a časovou náročnost provádění primárních studií se často využívá metoda *Benefit Transfer*, která slouží k přenosu již zjištěných užitků z existujících výzkumů do příbuzného prostředí s podobnými charakteristikami a kontextem. Vedle úspory nákladů a času je však značnou nevýhodou vyšší riziko zkreslení výsledků.

### 3. Postup při aplikaci výjimky z důvodu nákladové nepřiměřenosti

Proces aplikace výjimky lze rozčlenit do několika na sebe navazujících kroků, jež jsou zachyceny na obr. 1. Tyto kroky jsou:

#### **KROK 1:**

Definování látek/parametrů/indikátorů, které budou předmětem výjimky.

#### **KROK 2:**

Vymezení časového a prostorového měřítka – tj. určit, pro jakou oblast chceme výjimku aplikovat a v jakém časovém horizontu (s ohledem na dosažení cílového stavu).

#### **KROK 3:**

Určení rozdílu mezi stávajícím a požadovaným stavem (odpovídajícím „dobrému stavu“).

#### **KROK 4:**

Ověření širšího regulačního kontextu – tj. zda parametrů „dobrého stavu“ nemělo být dosaženo již na základě jiné legislativy než Rámcové směrnice. Pokud měly být cíle splněny na základě jiných legislativních požadavků časově předcházejících Rámcové směrnici a nebyla-li v rámci přístupových smluv dohodnuta výjimka, je možné zabývat se aplikací výjimky dle čl. 4 Rámcové směrnice jen mezi úrovní toho, co již mělo být splněno, a „dobrým stavem“.

#### **KROK 5:**

Identifikace opatření vedoucích k dosažení „dobrého stavu“ vycházející z návrhu opatření připravených na úrovni dílčích povodí.

#### **KROK 6:**

Identifikace nákladů a provedení analýzy nákladové efektivnosti CEA (nebyla-li zpracována již v rámci ekonomické analýzy opatření) a zhodnocení rizik a nejistot provedené analýzy.

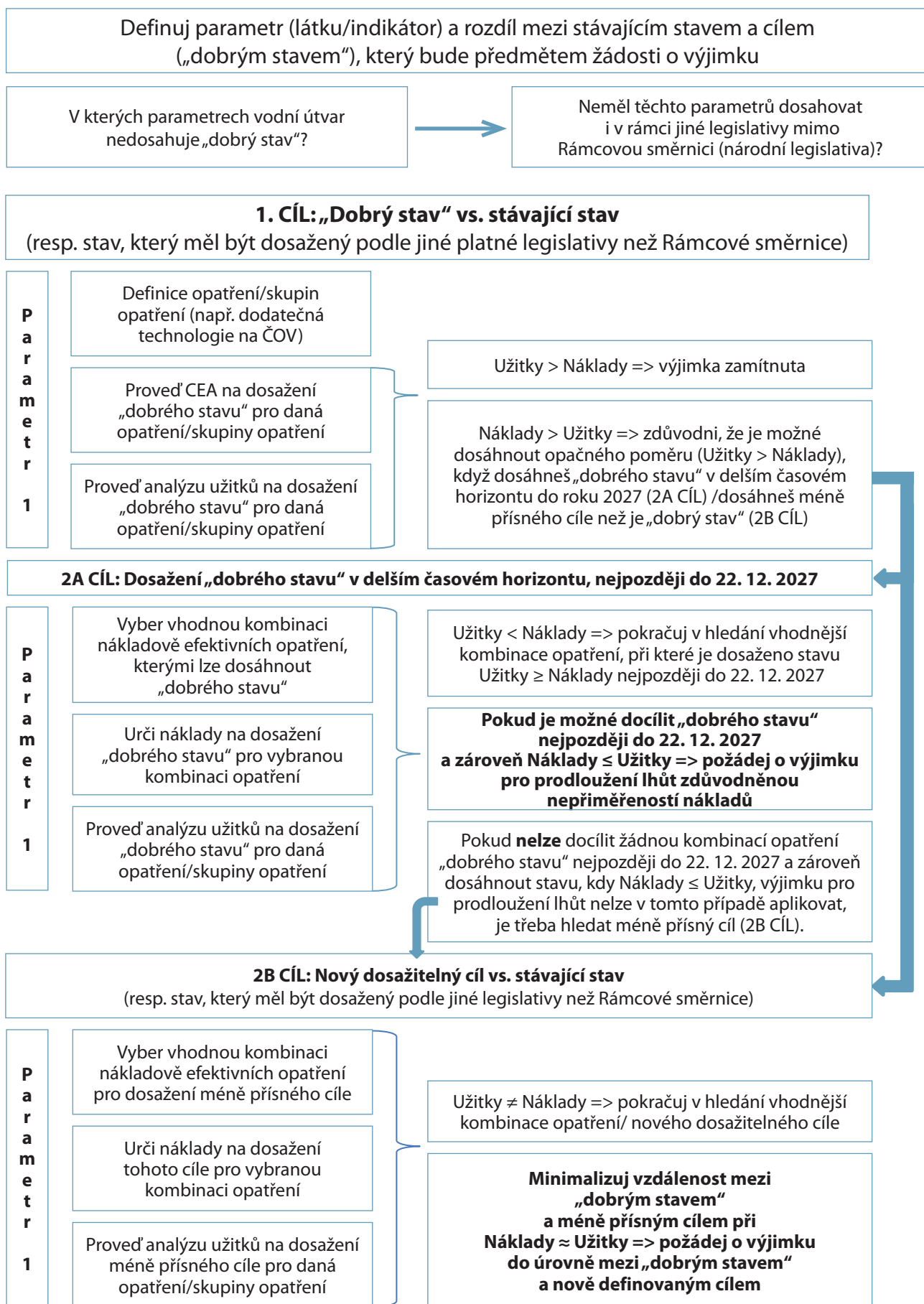
#### **KROK 7:**

Zmapování potenciálních užitků a jejich ocenění, včetně zhodnocení rizik a nejistot provedené analýzy. Kvantifikace celkových užitků.

#### **KROK 8:**

Provedení CBA, tj. porovnání nákladů a užitků a zhodnocení nákladové přiměřenosti dosažení dobrého stavu. V případě, že užitky výrazně přesahují náklady, je pravděpodobné zamítnutí výjimky. Naopak pokud náklady přesahují užitky, nelze žádat o výjimku přímo. Je třeba posoudit, zda by jiná nákladově efektivní varianta opatření umožnila dosáhnout požadovaných cílů v delším časovém horizontu, nejpozději však do 22. 12. 2027. Pokud taková varianta opatření existuje (2A CÍL), lze výjimku pro prodloužení lhůt zdůvodnit nepřiměřeností nákladů. Nelze-li najít nákladově efektivní variantu opatření, která by umožnila dosáhnout cílů do 22. 12. 2027, je nutno hledat nejvyšší možný méně přísný cíl, který je nákladově přiměřený. Výjimka se uplatňuje na rozdíl mezi tímto stavem a „dobrým stavem“. Na obrázku je toto hledání nového nižšího cíle zachyceno jako 2B CÍL.

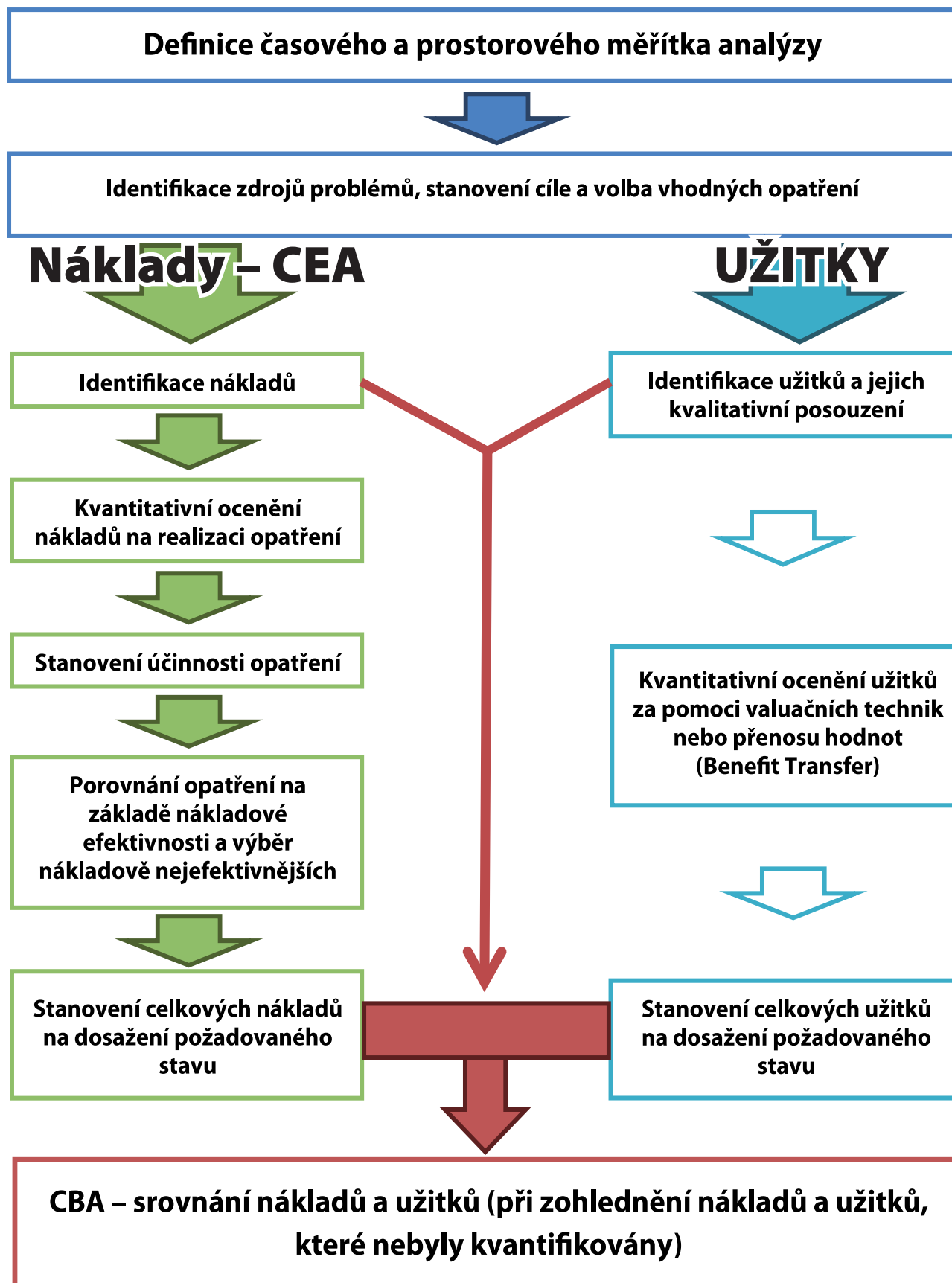
**Obr. 1. Schéma postupu aplikace výjimky z důvodu nákladové nepřiměřenosti**



Zdroj: vlastní zpracování

Podrobněji lze proces porovnávání nákladů a užitků zachytit na obr. 2. Jednotlivým krokům jsou dále věnovány dílčí podkapitoly.

Obr. 2. Schéma postupu porovnávání nákladů a užitků



Zdroj: vlastní zpracování

## **KROK 1.**

### **Definování látek/parametrů/indikátorů, které budou předmětem výjimky**

Výjimku lze aplikovat pouze pro konkrétní látku nebo skupinu látek (indikátorů), pro které existují shodná opatření s obdobnými užitky a u kterých není dosaženo „dobrého stavu“. Předpokladem pro hodnocení je existence opatření, jejichž realizací lze dosáhnout „dobrého stavu“.

V tomto kroku rozhodování o výjimce je vhodné expertně posoudit, zda spolu více nevyhovujících složek vzájemně souvisí a zda by je bylo možné vyřešit společnými opatřeními. Jako vhodné se také jeví případné vztažení nevyhovujícího indikátoru na některou ze souvisejících chemických a fyzikálně-chemických složek, pro které lze snáze identifikovat opatření a posoudit dopady možné realizace těchto opatření na náklady a užitky. Jedná se například o situaci, kdy je nevyhovující některá z biologických složek (např. fytoplankton) a lze důvodně očekávat, že je ovlivnitelná opatřeními, jež snižují vnos některé chemické látky (např. fosforu) do vodního útvaru. Tímto krokem lze potenciálně vyřešit komplikace při posuzování ukazatelů, které se na základě monitoringu jeví jako nevyhovující.

## **KROK 2.**

### **Vymezení časového a prostorového měřítka**

O výjimku je třeba žádat na úrovni vodního útvaru. O jaký vodní útvar jde, rozhoduje na základě svého uvážení zpracovatel analýzy přiměřenosti. Pro samotné posouzení a porovnání nákladů a užitků je však třeba uvažovat rozsáhlejší území. Z pohledu nákladů je třeba uvažovat celé dílčí povodí nacházející se nad, popř. i pod<sup>1</sup> daným vodním útvarem, protože k dosažení „dobrého stavu“ je třeba uvažovat veškerá možná opatření mající vliv na vodní útvar a zvolit k realizaci nákladově nejefektivnější opatření. Z hlediska užitků je nutné zohlednit, že zlepšení stavu v důsledku konkrétních opatření se nemusí promítnout pouze na jediném vodním útvarech, ale i na dalších vodních útvarech po proudu.

V rámci žádosti o výjimku využívá zpracovatel analýzy přiměřenosti charakteristiku dotčeného vodního útvaru a povodí zpracovanou v rámci etapy přípravných prací zpracování plánů povodí. Důležitá je zejména geografická lokalizace vodního útvaru, primární a ostatní funkce poskytované vodním útvarem, účely antropogenních vlivů působících na vodní útvar i posouzení lokálního i širšího významu vodního útvaru v povodí.

Vedle prostorového měřítka je neméně významný časový aspekt. V rámci analýzy je nutné určit období, po které budou započítávány náklady a užitky. Jako vhodné měřítko se jeví střednědobý horizont dvaceti let, který je nejčastěji celosvětově využíván v obdobných studiích. Případně je možné tento horizont upravit podle skutečné životnosti uvažovaných opatření. Pro účely adekvátního posouzení je zcela nezbytné, aby se ve zvoleném období naplno projevil užitky vybraných opatření. Časové měřítko tak nesmí být příliš krátké, aby nezahrnovalo pouze náklady a klíčové užitky nezasahovaly mimo jeho rámec.

## **KROK 3.**

### **Určení rozdílu mezi stávajícím a požadovaným stavem**

Při analýze nevyhovujících složek je nutné stanovit rozdíl mezi současným stavem složky a požadovaným cílovým stavem. Hodnoty „dobrého stavu“ vodních útvarů jsou dány příslušnými metodikami hodnocení stavu, odkaz na ně je uveden v seznamu literatury. Výsledné hodnoty jsou určeny v rámci procesu rozhodování o výjimkách.

<sup>1</sup> Požadavek na výjimku lze např. obhájit zneprůchodněním říční sítě níže po toku vodní nádrže, kdy dosažení obdobných služeb, které poskytuje vodní nádrž, se ukáže nikoliv technologicky nemožné, ale ekonomicky neefektivní.

Stanovení vzdálenosti od cíle (*Distance to Target, DTT*) (např. o kolik je třeba snížit vnos znečišťující látky do vodního útvaru, aby bylo dosaženo požadované koncentrace pro dosažení „dobrého stavu“) je klíčové pro další krok (analýzu CEA). Je-li to možné, je vhodné vzdálenost od cíle vyjádřit v absolutních jednotkách, např. jako množství znečišťující látky, které nesmí být vypuštěno do vodního útvaru (v kg/rok). Tento krok je důležitý s ohledem na stanovení nákladů, které se v rámci CEA a CBA budou zohledňovat.

Pro identifikaci současného stavu a složek kvality vody pro daný vodní útvar se vychází ze zjišťování a hodnocení stavu povrchových a podzemních vod podle § 21 zákona č. 254/2001 Sb. a příslušných programů monitoringu. Zde jsou obsaženy informace o současném stavu a zároveň i o složkách, které se na základě monitoringu jeví jako nevyhovující.

## **KROK 4.**

### **Ověření širšího regulačního kontextu**

Pokud existují nesplněné cíle jiných legislativních požadavků, časově předcházející Rámcové směrnici, a nebyla-li v rámci přístupových smluv dohodnuta výjimka, není možné se u těchto nesplněných cílů zabývat aplikací výjimky podle čl. 4 Rámcové směrnice. Výjimku lze uvažovat jen mezi úrovní toho, co již mělo být splněno, a „dobrým stavem“. V tomto ohledu je třeba provést případnou korekci rozdílu, respektive vzdálenosti od cíle, pro kterou bude provedeno hodnocení nepřiměřenosti nákladů. Obdobně lze při zdůvodnění výjimky prodloužení lhůt uvažovat pouze s maximálním povoleným prodloužením o dvě šestiletá období, tj. do 22. 12. 2027.

## **KROK 5.**

### **Výběr vhodných opatření**

Dalším ze základních vstupů do analýzy přiměřenosti je návrh opatření pro zlepšení stavu vod. Návrhy opatření jsou připravovány na úrovni dílčích povodí a jsou součástí plánů dílčích povodí, které pořizují státní podniky Povodí. Výběr opatření do programu opatření je však realizován až na úrovni národních plánů povodí pořizovaných ústředními orgány. V rámci hodnocení přiměřenosti je třeba brát v úvahu vzdálenostní a časový aspekt. Podle významnosti jednotlivých zdrojů je pak možné zaměřit se detailněji na konkrétní skupinu zdrojů. Časové hledisko je třeba uvažovat z důvodu mnohdy nerovnoměrného příspěvku daného zdroje k celkovému znečištění způsobenému sezonními výkyvy spojenými s ročním obdobím apod. Významné výkyvy mohou mít zásadní vliv na dosahování „dobrého stavu“. V rámci výběru a modelování opatření je třeba zohlednit i prostorové hledisko, tedy vzdálenost zdroje od oblasti (vodního útvaru), ve kterém není „dobrého stavu“ dosahováno. Především u chemických látek dochází k jejich přirozenému odbourávání či retenci povodí. Pokud tedy potřebujeme např. na vnosu do Orlické nádrže zredukovat fosfor o 5 kg, je nezbytné u zdroje nacházejícího se nad nádrží Lipno uvažovat přirozenou retenci, tedy eliminovat proporcčně větší množství. Kdyby byla přirozená retence 20 %, je potřeba pro vyplnění vzdálenosti od cíle snižovat na zdroji fosfor o 6,25 kg, což se na vnosu projeví požadovanou úrovní redukce 5 kg.

Do procesu hodnocení přiměřenosti by měla vstupovat pouze technicky proveditelná opatření, popř. kombinace různých nástrojů. Výčet opatření by měl podle požadavků Rámcové směrnice obsahovat veškerá možná opatření uplatnitelná v dané oblasti.

**V rámci analýzy možných opatření je třeba vybrat taková, která mají reálné dopady na cílový stav, jsou technicky proveditelná a v dané lokalitě aplikovatelná!**

## KROK 6. Provedení CEA

V návaznosti na zvolená opatření je nutné stanovit jejich účinnost (např. jaké množství fosforu je možné opatřením odstranit) a náklady na jejich realizaci.

Ze zahraničních doporučení vztahujících se k posuzování přiměřenosti vyplývá potřeba zapojení široké veřejnosti a klíčových aktérů již ve fázi tvorby návrhů opatření. Důvodem je možnost využít lokálních znalostí a zvýšit akceptovatelnost (a tím i budoucí realizovatelnost) jednotlivých opatření. V praxi se lze často setkat se situací, že opatření mající v jednom území klíčový vliv na dosažení „dobrého stavu“ představují v jiném kontextu okrajové řešení. Při určování efektů opatření je proto třeba, aby byly vždy vzaty v úvahu místní podmínky (např. hydrologické, půdní apod.) a aby byly posouzeny technické možnosti realizace. Na základě konzultací s lokálními aktéry je možné některá opatření vyřadit již v úvodní fázi, čímž dochází k racionalizaci práce.

Stanovení efektu zvažovaných opatření na zlepšení kvality vod lze provést několika způsoby. Jednou z možností je monitoring již realizovaných opatření a zobecnění získaných pozorování pro účely odhadu účinnosti potenciálních opatření. Další možností je expertní odhad vycházející ze zkušeností v jiném místě nebo expertních propočtů. V tomto kroku je vhodné vyřadit opatření, která mají v dané lokalitě nulovou účinnost nebo kvalitu vod dokonce zhoršují.<sup>2</sup> V tomto kroku může dojít ke zjištění, že konkrétní opatření v daném vodním útvaru či útvarech zhoršuje hodnoty jedné látky, ale zlepšuje hodnotu jiné sledované látky. Při rozhodování o tom, zda takové opatření ponechat v návrhu opatření pro další posuzování, je důležité splnit podmínky čl. 4 Rámcové směrnice. Pokud dojde ke zhoršení ukazatelů hodnocené látky, ale toto zhoršení nebude mít podle platných metodik hodnocení stavu vod vliv na zhoršení stavu vodního útvaru pro danou látku, pak je možno takové opatření v návrhu opatření zachovat. Pokud by však došlo ke zhoršení hodnocení stavu vodního útvaru, pak je nutno posoudit, zda je možno aplikovat některou z výjimek uvedených v čl. 4, a pokud nikoliv, je třeba takové opatření z návrhu opatření vyřadit.

Výsledný efekt kvantifikujeme pro všechny typy opatření v odpovídajících jednotkách, např. jako množství redukováného fosforu v kg/rok. V případě znečištění je třeba při stanovování efektu uvažovat přirozenou retenci povodí popisovanou v předchozí kapitole.<sup>3</sup>

### Logika postupu v rámci CEA:

náklady a efekt opatření → poměr nákladů a efektu → seřazení opatření podle nákladové efektivnosti (poměru nákladů a efektu)

Po určení efektu opatření je nutné přistoupit ke stanovení nákladů na realizaci těchto opatření. Nejprve se náklady určují podle cen obvyklých (tržních), tyto údaje lze zpřesnit pomocí predikce cen budoucích. Takto jsou oceněny investiční a provozní náklady (např. výstavby čistírny odpadních vod). Možnými zdroji dat jsou již realizovaná opatření s obdobnými parametry, odborné studie, katalogy opatření nebo průzkum trhu formou nezávazné poptávky. Při nedostatku relevantních

<sup>2</sup> Jako příklad uveďme přechod z jímko-septikového systému na domácí čistírny odpadních vod, který v některých případech vedl k navýšení vnosu fosforu do vodních toků.

<sup>3</sup> Jako příklad uveďme opatření na snížení vnosu fosforu do vodního útvaru, která provádíme v horní části povodí. Počítáme-li s přirozenou retencí fosforu v horních částech toku ve výši 40 %, pak efekt opatření je nižší (neboli poměr mezi náklady a redukcí fosforu je vyšší a opatření na odstranění 1 kg fosforu jsou tak dražší), než kdybychom s retencí nepočítali. Důvodem je to, že i bez realizace daného opatření by byla část fosforu zachycena v důsledku přirozené retence, a tuto část nesmíme do efektu zkoumaného opatření započítat.

dat lze využít konzultace s odborníky a odborné odhady. Výše celkových nákladů závisí na způsobu implementace opatření, lokálních podmínkách, načasování opatření a diskontování.

Celkové náklady může tvořit více částek zjištěných různými způsoby. Při součtu je potřeba dbát na to, aby některé náklady nebyly duplicitně započteny (např. při kombinaci katalogových údajů a vlastních propočtů). Je vhodné omezit počet zdrojů dat, aby nedocházelo ke kombinování různých metodik výpočtů. Další možností je průběžné ověřování relevantnosti výsledků s dotčenými subjekty a odborníky. Zkreslení údajů kvůli specifickým lokálním podmínkám je možné předcházet porovnáním údajů napříč různými studiemi a projekty. V případě, že je možné celkové náklady vyjádřit v peněžních jednotkách, je třeba postupovat takto:

- i) stanovit celkové náklady v následujícím členění:
  - a. *jednorázové* (investiční) náklady uskutečněné v prvním roce realizace opatření;
  - b. *pravidelně se opakující* náklady na roční bázi odpovídající provozním nákladům a ušlému zisku;
  - c. *ostatní náklady* (např. náklady vznikající po určitém počtu let, sloužící na rekonstrukce či výměny části zařízení).
- ii) určit životnost opatření – zda se jedná o dlouhodobá opatření s životností  $x$  let (např. výstavba ČOV), nebo zda jde o opatření jednoletá, která je nutné každý rok znovu realizovat (např. změna osevních postupů – které je třeba provádět každoročně);
- iii) provést anualizaci jednotlivých skupin nákladů (tj. jejich přepočty na roční hodnoty) a určit výši celkových ročních nákladů.

Do nákladů by měly být zařazeny pouze takové položky, které s daným opatřením souvisí. U čistírny odpadních vod je způsobitelným nákladem např. oplocení zajišťující bezpečnost. Pořízení osobního automobilu již ale s projektem na likvidaci odpadních vod nesouvisí. Vedle přímých nákladů majících podobu investičních (jednorázových) a provozních (opakujících se) nákladů se lze v souvislosti s opatřeními dále setkat s náklady nepravidelnými, souvisejícími s nutnou údržbou po několika letech provozu. Další skupinu nákladů tvoří administrativní náklady a náklady spojené s výkupem pozemků, ušlý zisk v důsledku realizace opatření (týká se především rybářů a zemědělců).

Stanovení životnosti opatření, resp. délky jejich funkčnosti, je důležitý krok pro zohlednění časového hlediska. U řady investičních opatření je obtížné vymezit jejich životnost.<sup>4</sup> U jednoletých opatření bez významných počátečních investičních nákladů je situace jednodušší. Uvažuje se, že opatření bude v dalším roce opět nově realizováno, tedy jeho životnost je 1 rok.

Porovnatelnost nákladů napříč opatřeními je umožněna jejich převedením na roční náklady. Nejjednodušším a nejpřesnějším postupem je metoda anualizovaných nákladů vycházející z konceptu reálné hodnoty peněz a oportunitní možnosti investovat prostředky jinak. Oproti známější metodě výpočtu čisté současné hodnoty, kdy se snažíme vyjádřit budoucí náklady a užitky pomocí čisté současné hodnoty, se v případě anualizovaných nákladů snažíme převést známou hodnotu současných nákladů na budoucí tok stejných hodnot na bázi ročních nákladů, které při kumulaci odpovídají známé hodnotě v současnosti (více viz např. Jacobsen, 2005). Náklady jsou vyjádřeny v reálné hodnotě vzhledem ke kupní síle peněz. Jedná se tedy o hodnotu nákladů v peněžních jednotkách sníženou o míru inflace. Tento postup umožňuje srovnávat opatření s různou délkou životnosti při zohlednění různého podílu investičních a provozních nákladů a při zohlednění časové hodnoty peněz (tzv. di-

<sup>4</sup> Ukázkovým příkladem je čistírna odpadních vod. Budova ČOV má výrazně vyšší životnost než technické vybavení. Podklady o životnosti opatření vycházejí opět z katalogů, realizovaných projektů nebo technické dokumentace u již realizovaných opatření daného typu. Při ocenění nákladů je tak třeba investici rozdělit podle předpokládané životnosti na jednotlivé části.



skontování). Detailní aplikaci metody anualizovaných nákladů včetně příkladů obsahuje příloha 1. Pokud již máme vypočtené či jinak stanovené roční anualizované náklady potřebné k realizaci jednotlivých opatření a známe výsledný efekt, přistupuje se ke stanovení poměru nákladů a efektu. Podle tohoto poměru lze porovnávat nákladovou účinnost opatření mezi sebou. Ukazatel je zachycen v následující rovnici. Dosazením hodnot získáme náklady na dosažení jednotky efektu (např. odstranění 1 kg fosforu).

#### **Rovnice 1. Poměr nákladů a efektu**

$$\text{Poměrový ukazatel nákladové efektivity} = \frac{\text{celkové anualizované náklady na opatření (AN)}}{\text{počet jednotek výstupu}}$$

Zdroj: Macháč (2014)

Po stanovení poměrů pro všechna opatření je možné provést jejich řazení a vybrat nejméně nákladná opatření na jednotku výstupu, pomocí nichž lze dosáhnout požadované vzdálenosti od cíle. To je klíčový výsledek aplikace metody CEA. Posledním krokem je pak posouzení méně významných nákladů nebo nákladů, které nelze kvantifikovat, které však mohou ovlivňovat výsledek analýzy (viz Macháč, 2014).

Aplikaci optimalizační metody CEA může zkomplikovat samotná povaha zvažovaných opatření. V mnoha případech může docházet k vzájemnému ovlivňování různých skupin navržených opatření realizovaných v jedné oblasti. V krajních případech se může jednat o substituty, kdy aplikace jednoho opatření vyloučí aplikaci jiného. Např. na orné půdě nelze najednou provést zalesnění a změnu orební techniky. Van Soesbergen et al. (2007) uvádí další možné případy vzájemných vlivů. Naopak realizace některých řešení může být podmíněna přijetím jiných. Při kombinování jednotlivých opatření může docházet v součtu k jiné úrovni účinku než při jejich oddělené realizaci.

Problém vzájemně se vylučujících opatření lze vyřešit pomocí výpočtu nákladové efektivity pro každé opatření odděleně. Do vlastní analýzy CEA se pak zahrne nákladově nejefektivnější ze skupiny vzájemně se vylučujících opatření. V případě různých efektů na kvalitu vody se ale může stát, že do analýzy postoupí opatření, které je nejefektivnější, ale jehož celkový efekt je nižší než u vyřazených postupů.

V otázce návaznosti opatření (např. bez opatření A nelze realizovat opatření B, je proto třeba nejprve realizovat opatření A) je obecně doporučováno nepřístupovat k nim odděleně, ale posuzovat je dohromady (sloučit je) (více viz van Soesbergen et al., 2007). Vybírá se tedy buď ze základního (opatření A), nebo ze sloučení základního a na něj navazujícího opatření (opatření A + B). Opět se ale dostáváme k problému v případě, že se budou opatření A a kombinace opatření A + B navzájem vylučovat. Při přílišném zjednodušení může dojít k volbě sub-optimální kombinace opatření. Tyto vazby lze částečně ošetřit aplikací složitějšího algoritmu – tzv. dynamizující CEA, jejíž detailní popis obsahuje příloha 2.

## **KROK 7.**

### **Zmapování potenciálních užitků a jejich ocenění**

Dalším krokem je zjistit, jaké potenciální užitky vznikají realizací opatření k dosažení „dobrého stavu“ vodního útvaru a jak (pomocí jakých metod) tyto užitky vyčíslit.

Nejprve je nutné určit nejvýznamnější kategorie užitků, které jsou pro daný útvar relevantní a měly by být dále posuzovány. Kategorie užitků, které by měly být zahrnuty vždy, jsou:

- i) rekreační užitky;
- ii) úspora nákladů na úpravu vody na vodu pitnou (užitky pro podniky vodovodů a kanalizací);

iii) užítky, jež se váží na ekosystémové služby.<sup>5</sup>

První dvě skupiny užítků se podle rešersí existujících studií jeví jako nejvýznamnější a měly by být podrobeny kvantifikaci. Ostatní užítky, pro jejichž ocenění neexistují vhodná data, jež jsou zatížena vysokou mírou nejistoty apod., musí být vyhodnoceny alespoň kvalitativně. Cílem vyhodnocení je zvážit jejich možný vliv na výsledky analýzy zejména v okamžiku, kdy rozdíl kvantifikovaných nákladů a užítků není velký. V závěrečné fázi hodnocení přiměřenosti nákladů mohou kvalitativně popsané aspekty hrát významnou roli.

Jednotlivé metody hodnocení užítků jsou velmi obsáhlou částí tzv. neoklasické environmentální ekonomie. Příloha 3 popisuje základní filozofii oceňování, typy metod a demonstruje jejich praktickou aplikaci na konkrétních příkladech. V případě hlubšího zájmu o problematiku oceňování je možné nahlédnout např. do Bateman et al. (2002), Parsons (1993) nebo van den Bergh (1999). Lze očekávat, že v řadě případů nebude žadatel o výjimku zpracovávat primární studii oceňující užítky (zejména z časových a finančních důvodů). Zástupnou možností je přenos již oceněných užítků z jiných studií v ČR nebo zahraničí, pokud existují. Metoda přenosu hodnot se nazývá *Benefit Transfer*. Při její aplikaci je však nutné rozumět principu tohoto přenosu a způsobu zohlednění nového kontextu. Rovněž je nezbytné správně interpretovat výsledky původní studie s ohledem na využitou oceňovací metodu. Přesnost a vypovídací hodnota metody *Benefit Transfer* je závislá na úrovni původní studie, z které jsou čerpána data. V této souvislosti je nezbytné uvažovat nejistoty a možná zkreslení – např. když jsou hodnoty užítků provázány úzce s lokalitou, pro kterou byly odvozeny a jsou úzce korelovány nejen s přírodními podmínkami, ale také s přítomností substitutů, preferencemi lidí, ekonomickou situací regionu, počtem návštěvníků apod.

V praxi se využívá *Benefit Transfer* buď jako přenos jedné hodnoty, nebo jako přenos celé funkce. Lze tak rozlišit 4 základní postupy:

- přenos jedné hodnoty (jednoduchý nebo upravený),
- přenos funkce (přenos funkce užítků nebo meta-analýza).

**Jednoduchý přenos hodnoty** (*Simple Unit Value Transfer*) je založen na výběru studie z lokality se srovnatelnými environmentálními charakteristikami, respektive srovnatelnou sledovanou změnou. Výchozí hodnotou pro přenos je průměr nebo medián vyčíslený v původní studii. Tento princip byl uplatněn při posuzování nákladové přiměřenosti například v Dánsku (Jensen et al., 2013) – užítky byly vyčísleny v rámci jednoho povodí a přeneseny do ostatních povodí. Při přenosu je třeba dbát na časové hledisko (zohlednění inflace, parity kupní síly atd.) a správnou interpretaci měřítka (tj. k čemu je původní hodnota vztažena, zda k jednotlivci, rodině, domácnosti, a to na denní nebo roční bázi). Existují-li značné odchylky v kontextu, je vhodné aplikovat jiný způsob přenosu hodnot než jen prosté převzetí čísla.

Nejistoty vzniklé jednoduchým přenosem hodnoty odstraňuje **metoda tzv. upraveného přenosu hodnot** (*Unit Value Transfer With Adjustment*). Při té dochází k úpravě hodnoty z vybrané studie o inflaci, paritu kupní síly, socioekonomické charakteristiky domácnosti, velikost změny environmentálních statků nebo dostupnost statků. Je-li to možné, vychází se z oficiálních dat vydávaných např. Českým statistickým úřadem, OECD aj.

<sup>5</sup> Koncept ekosystémových služeb zahrnuje služby nebo statky, které lidé čerpají vědomě i nevědomě z ekosystémů a které spoluutvářejí a zvyšují jejich blahobyty. Mezi potenciální ekosystémové služby vodních útvarů, které by měl s ohledem na odhad užítků zpracovatel posoudit, patří zejména tyto (viz. např. Morris et Camino, 2011; TEEB, 2010; Vojáček et al., 2013):

- i) Produkční služby (komerční produkce ryb, produkce vody jakožto výrobního zdroje, plavební služby, léčebné produkty)
- ii) Regulační služby (regulace toku vody – zásoba vody, spojení mezi vodními útvary, regulace povodní, regulace kvality vody)
- iii) Kulturní služby (rekreace, sportovní rybolov, vzdělávací aktivity, vliv na lidské zdraví, estetická funkce prostředí aj.)

Přesnějších výsledků lze dosáhnout pomocí **přenosu funkce užitků** (*Benefit Function Transfer*), kdy se využívá funkce, pomocí které byla odhadnuta hodnota užitku ve vybrané studii. V této funkci se opraví či doplní proměnné podle nového kontextu (jsou-li k dispozici).

Posledním postupem při aplikaci metody *Benefit Transfer* je tzv. **meta-analýza** (*Meta Analysis*), založená na syntéze výsledků různých studií řešících stejnou problematiku. Dochází při ní k testování jednotlivých výsledků na odhad hodnoty, tedy analýze dílčích proměnných za pomoci regresní analýzy. Lze takto porovnávat jak data získaná pomocí jedné oceňovací metody, tak i napříč těmito metodami. Publikované meta-analýzy lze využít pro účely praktického rozhodování.

Detailní postup aplikace metody *Benefit Transfer*, včetně příkladů konkrétních postupů v podmínkách ČR, obsahuje příloha 4. Pro snazší aplikaci metody (s ohledem na správnou interpretaci přenesených hodnot) byl vytvořen excelovský spreadsheet, který je externí přílohou této metodiky.

Po ocenění dílčích užitků je stejně jako v případě nákladů nutné provést jejich **celkový součet a anualizaci** (přepočet na roční hodnoty). Příklady postupu obsahuje příloha 5.

## **KROK 8.**

### **Provedení CBA**

V závěrečné části se provádí porovnání nákladů a užitků zjištěných v předchozích krocích.

Na toto porovnání navazuje diskuse o společenském užitku uvažovaných opatření a (ne)přiměřenosti nákladů. Zde je na místě připomenout požadavek Rámcové směrnice brát ohled na to, že nepřiměřenost nákladů by neměla začínat jednoduše v bodě, kdy náklady převáží užitky. Zároveň však evropská regulace nestanoví přesný poměr nákladů a užitků, která je ještě přiměřená, nebo která naopak indikuje nepřiměřenost.

S ohledem na výsledky oceňování mohou nastat tyto situace:

1. **UŽITKY > NÁKLADY** => náklady se jeví jako přiměřené, výjimka není opodstatněná
2. **NÁKLADY > UŽITKY** => náklady se jeví jako nepřiměřené, zpracovatel analýzy však musí doložit:
  - i) skutečnost, že náklady jsou jednoznačně vyšší a propočty vykazují vysokou míru spolehlivosti,
  - ii) vyhodnocení a popis všech nákladů a užitků, které vstupují do analýzy CBA, a způsob jejich ocenění,
  - iii) citlivostní analýzu (tj. diskutovat zvolené parametry jako např. diskontní míru, ideálně provést analýzu scénářů – různých variant propočtů),
  - iv) diskusi vlivu neoceněných (kvalitativně vyjádřených) nákladů a užitků na výsledek analýzy,
  - v) zdůvodnění, že environmentálního cíle pro vodní útvar nebylo možné dosáhnout s pomocí jiných opatření, než která vstoupila do analýzy nákladů,
  - vi) popis všech opatření, která nejsou nepřiměřená a která lze aplikovat ke zlepšení stavu vodního útvaru (včetně harmonogramu jejich aplikace v budoucím plánovacím období).

**Stanovení hranice pro nepřiměřenost včetně zdůvodnění provádí sám zpracovatel žádosti o výjimku. Neexistuje předem určený poměr nákladů a užitků ukazující na nákladově přiměřená či nepřiměřená opatření.**

## Srovnání novosti postupů

Navržení vhodných metodik a postupů k hodnocení nákladové přiměřenosti se stalo v posledních několika letech výzvou a předmětem diskusí odborné veřejnosti ve všech členských státech EU. Rámcová směrnice ani pokyny k ní vydané neposkytují konkrétní návod, jak nepřiměřenost posuzovat.

Z analýzy dostupných zahraničních podkladů vyplývá, že vhodné a v praxi preferované metody pro posouzení nákladové přiměřenosti jsou ukotveny v CEA a CBA. Tento postup byl uplatněn např. ve Skotsku (Hanley et Black, 2006; Interwies et al., 2005; Aresti, 2008; Vinten et al., 2012), Dánsku (Jensen et al., 2013), Německu (Klauer, 2007), Itálii (Galioto et al., 2013). V některých zemích, jako např. v Německu, je posuzování doplněno o pomocné testy a další doprovodné analýzy, jejichž cílem je vyloučit opatření, u kterých lze očekávat přiměřené náklady. Metodiky jednotlivých zemí obvykle navazují na již existující vhodné studie hodnotící nákladovou efektivnost, dostupná statistická data a využívají metodu *Benefit Transfer*.

V rámci České republiky doposud nebyla žádná metodika pro posuzování přiměřenosti nákladů zpracována. Význam metodiky spočívá především v možnosti získat výjimku z dosažení „dobrého stavu“ v podobě prodloužení lhůt nebo i zmírnění environmentálních požadavků na „dobrý stav“. S ohledem na dosavadní výsledky plnění cílů Rámcové směrnice lze očekávat, že tato metodika nabude na významu a bude stejně jako výjimka hojně využívána.

## Popis uplatnění metodiky

Metodika je určena pro zpracovatele plánů povodí, jež jsou vytvářeny s pravidelnou periodicitou podle požadavků Rámcové směrnice. Primárně je tak určena především zpracovatelům plánů povodí, státním podnikům Povodí a případně jejich subdodavatelům, kteří se podílejí na sestavení plánů.

Aplikace metodiky navazuje na úvodní etapu plánovacího cyklu, kdy dochází k analýze charakteristik dílčích povodí a v následném kroku k návržení příslušných opatření a na provedení ekonomické analýzy opatření směřujících k dosažení „dobrého stavu“ vodních útvarů. Metodika slouží k zpracování analýzy nákladové přiměřenosti požadované k uplatnění výjimky podle čl. 4 Rámcové směrnice v případech, kdy je dosažení „dobrého stavu“ neúměrně nákladné. Její uplatnění se nabízí tam, kde není možné dosáhnout „dobrého stavu“ ze socioekonomických důvodů, respektive tam, kde společenské náklady přesahují společenské přínosy. Výchozím podkladem pro možnost aplikace metodiky je stanovení vzdálenosti od cíle a identifikace opatření na dosažení „dobrého stavu“, která je součástí plánů povodí (plánů dílčích povodí).

S ohledem na neexistenci konkrétního návodu, jak nepřiměřenost posuzovat na evropské/národní úrovni, přináší tato metodika transparentní postup, který je obhajitelný před širokou odbornou veřejností i Evropskou komisí a zároveň vychází z údajů dostupných v ČR a odpovídá používaným postupům pro obdobná hodnocení. Výsledkem hodnocení provedených podle této metodiky jsou jasné závěry, které se promítnou do plánů povodí tak, aby se v budoucnu zbytečně nevykládaly finanční prostředky na přípravu či realizaci opatření v oblasti ochrany vod, jež plně neodpovídají možnostem a zejména objektivně stanoveným potřebám.

Na základě současné situace České republiky v dosahování „dobrého stavu“ a s ohledem na velmi ambiciózní požadavky Rámcové směrnice lze počítat, že i v druhém a třetím plánovacím cyklu bude na mnoha vodních útvarech uplatněna některá z výjimek. Existence metodiky pro posouzení nepřiměřenosti tak nabývá na významu a umožňuje v praxi ČR využít výjimku z důvodů nepřiměřených nákladů.

## Ekonomické aspekty

Řešení problémů v oblasti vodního hospodářství vyžaduje uplatňování mezioborového přístupu zahrnujícího i ekonomické aspekty. V rámci aplikace předkládané metodiky se počítá s významnou úlohou ekonomů a zapojením dalších odborníků ze širšího okruhu (techniků, vodohospodářů, hydrobiologů apod.) za účelem posouzení účinnosti opatření, nákladů, užitků atd. Předkládaná metodika vychází z požadavku Evropské unie, samotné posouzení přiměřenosti podle ní nesmí být nepřiměřeně nákladné vůči nákladům na opatření a z nich plynoucích potenciálních užitků. Ke snížení nákladů na zpracování analýzy podle této metodiky je doporučováno v případě neexistence primárních dat pro hodnocení užitků využít metodu Benefit Transfer, která je ze stejného důvodu doporučována i v zahraničních studiích.

Se zavedením a aplikací postupů uvedených v metodice jsou spojeny především následující náklady:

- náklady na aplikaci samotné metodiky,
- náklady na sběr vstupních dat,
- náklady spojené s případnými doplňkovými analýzami při zpracování podkladů pro výjimku.

Celkové náklady na aplikaci metodiky závisí na počtu vodních útvarů, na které bude analýza přiměřenosti nákladů provedena a na základě které budou uplatněny výjimky. V případě aplikace metodiky na navazující vodní útvary lze očekávat významné úspory nákladů na jeden vodní útvar, jelikož dochází jak na straně hodnocení nákladů, tak i užitků k významným překryvům opatření. Metodika je navrhována tak, aby maximálně vycházela z dostupných dat (např. plánů povodí) a obecných požadavků Rámcové směrnice. Hlavní analytická zátěž je tak spojena s hodnocením užitků, které se provádí primárně pro analýzu přiměřenosti nákladů. Zpracování podkladů k udělení výjimky pro nepřiměřenost nákladů pro jeden izolovaný vodní útvar vyžaduje podle odhadů 1 až 4 týdny práce jednoho pracovníka v závislosti na lokálních podmínkách a počtu zvažovaných opatření. Při sazbách 11.–13. platové třídy ve výši 330–380 Kč/h včetně mzdových a režijních nákladů se pohybuje zpracování analýzy nepřiměřenosti mezi 15 a 60 tis. Kč.

Aplikace metodikou doporučené analýzy nákladové efektivity (CEA) a analýzy nákladů a užitků (CBA) má významný národohospodářský přínos. Na základě výběru nákladově efektivních opatření může dojít k úsporám nákladů jak investičních, tak provozních v řádu stovek tisíc korun. Hlavním očekávaným ekonomickým přínosem je ospravedlnění výjimky na základě nepřiměřených nákladů v případě, kdy náklady mnohonásobně převyšují užitky. Tím se předejde realizaci opatření, která tyto nepřiměřené náklady vyvolávají. Značný potenciál má metodika také v oblasti vzdělávání a v možném přenosu do dalších oblastí, kde je stanoven princip přiměřenosti, ale chybí zde postup pro jeho vyhodnocení.

Nově získané poznatky plynoucí jak z vývoje metodiky, tak z jejich využití v praxi přinesou odbornou osvětu v problematice ekonomických analýz a hodnocení nákladů a užitků mezi odbornou vodohospodářskou veřejností. S ohledem na významnost principu přiměřenosti v evropské regulaci lze také předpokládat, že postupy uplatňované v metodice budou zařazeny do studijních textů a přednášek řešitele projektu UJEP v Ústí nad Labem a najdou další využití při řešení bakalářských a magisterských prací.

## Seznam použité související literatury

- ARESTI, M.L. (2008) *An Investigation of regulatory efficiency with reference to the EU Water Framework Directive: an application to Scottish Agriculture*. PhD. Thesis, The University of Edinburgh.
- BATEMAN, I.J. et al. (2002) *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Ltd, 2002.
- COURTECUISSÉ, A. (2005) *Water Prices and Households' Available Income: Key Indicators for the Assessment of Potential Disproportionate Costs. Illustration from the Artois Picardie Basin (France)*. Vienna: WG-Env, International Work Session on Water Statistics, 20.–22. Juni 2005.
- DAVIS, R. (1963) Recreation Planning as an Economic Problem. *Natural Resource Journal*, No. 3, 1963, p. 239–249.
- DAY, B. (2001) *The Theory of Hedonic Markets: Obtaining welfare measures for changes in environmental quality using hedonic market data*. Economics for the Environment Consultancy.
- DVOŘÁK, A. (2007) *Kapitoly z ekonomie přírodních zdrojů a oceňování životního prostředí*. No. 1. Praha: Oeconomica, p. 195, ISBN 978-802-4512-532.
- ECOSYSTEM EVALUATION (2014) *Internetový portál zaměřený na metody hodnocení ekosystémových služeb*, dostupné online: [http://www.ecosystemvaluation.org/travel\\_costs.htm](http://www.ecosystemvaluation.org/travel_costs.htm) [cit. 6. 9. 2014]
- EVROPSKÁ KOMISE (2009) *CIS Guidance document No. 20: Guidance on exemptions to the environmental objectives*, European Commission, ISBN 978-92-79-11371-0.
- GALIOTO, F., MARCONI, V., RAGGI, M., and VIAGGI, D. (2013) An Assessment of Disproportionate Costs in WFD: The Experience of Emilia-Romagna. *Water*, Vol. 5, 2013, p. 1967–1995.
- HANLEY, N. and BLACK, R.A. (2006) Cost-Benefit Analysis and the Water Framework Directive in Scotland. *Integrated Environmental Assessment and Management*, Vol 2, No. 2, p. 156–165.
- HAUSMAN, J. (1993) *Contingent Valuation: A Critical Assessment*. Amsterdam: North-Holland.
- HENSHER, D.A. and LOUVIERE J.J. (1994) Stated preference analysis of travel choices: the state of practice. *Transportation*, Vol. 21, No. 2, p. 107–133.
- HENSHER, D.A., ROSE, J. M., and GREENE, W. H. (2005) *Applied choice analysis: a primer*. New York: Cambridge University Press, No. 1, p. 717, ISBN 978-052-1605-779.
- INTERWIES, E. et al. (2005) *The Case for Valuation Studies in the Water Framework Directive: Final report*. Dostupné online: [http://www.ecologic.eu/download/projekte/1950-1999/1954/1954\\_report.pdf](http://www.ecologic.eu/download/projekte/1950-1999/1954/1954_report.pdf)
- JACOBSEN, M. (2005) Project Costing and Financing. In: LØNHOLDT, J. (ed.) *Water and Wastewater Management in the Tropics*. IWA Publishing, 2005, p. 51–119, ISBN: 978-1843390138.
- JENSEN, C. L., JACOBSEN, B. H. OLSEN, S. B., DUBGAARD, A., and HASLER, B. (2013) A practical CBA-based screening procedure for identification of river basins where the costs of fulfilling the WFD requirements may be disproportionate – applied to the case of Denmark. *Journal of Environmental Economics and Policy*, Vol. 2, No. 2, p. 164–200.
- KAPROVÁ, K. (2008) *Metoda hedonické ceny*. Praha, bakalářská práce. Vysoká škola ekonomická v Praze, dostupné online: [https://www.vse.cz/vskp/7483\\_metoda\\_hedonicke\\_ceny](https://www.vse.cz/vskp/7483_metoda_hedonicke_ceny)

- KAPROVÁ, K. (2010) *Vliv zeleně na cenu nemovitostí v Praze*. Praha, diplomová práce. Vysoká škola ekonomická v Praze, dostupné online: <http://www.vse.cz/vskp/eid/24563>
- KLAUER, B. et al. (2007) *Verhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie – komplementäre Kriterien zur Kosten-Nutzen-Analyse*. Leipzig: Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, 2007.
- KOLSTAD, CH.D. (2000) *Environmental economics*. New York: Oxford University Press, 400 p., ISBN 01-951-1954-1.
- KOPP, R.J. and SMITH, V.K. (1989) Benefit Estimation Goes to Court: The Case of Natural Resource Damage Assessments. *Journal of Policy Analysis and Management*, 8, 1989, p. 593–612.
- KRÁSA, J. a DOSTÁL, T. (2014) *Postup výpočtu snížení zátěže v povodí VN Stanovice celkovým fosforem vázaným na sediment erozního původu – výstup v rámci projektu TA02020808 – Metody optimalizace návrhu opatření v povodí vodních nádrží vedoucí k účinnému snížení jejich eutrofizace*. ČVUT.
- LANCASTER, K. and LOUVIERE, J. (1966) A New Approach to Consumer Theory: the state of practice. *Journal of Political Economy*, Vol. 74, No. 2, p. 132.
- MÁČA, V. and URBAN, J. (2010) *Transportation noise annoyance: a willingness-to-accept scenario*. Working paper.
- MACHÁČ, J. (2014) *Analýza nákladové efektivnosti opatření vedoucích k snížení eutrofizace vodní nádrže Orlík*. Diplomová práce. Praha: Vysoká škola ekonomická, Národohospodářská fakulta, dostupné online: <http://www.vse.cz/vskp/id/1248446>
- MARKANDYA, A., HAROU, P., BELLU, L.G., and CISTULLI, V. (2002) *Environmental Economics for Sustainable Growth: A Handbook for Practitioners*. Edward Edgar. Cheltenham.
- MELICHAR, J. and URBAN, J. (2007) *Modeling Recreation Demand in Urban Forests in Prague Using Random Utility Framework*. In: Melichar, J. and Škopková, H. (eds) *Forestry Valuation and Policy Relevance*. Sborník z mezinárodního semináře. Praha: UK, Centrum pro otázky životního prostředí, 2007. ISBN 978-80-87076-09-5.
- MELICHAR, J. (2008) *Peněžní hodnocení rekreačních a estetických funkcí lesních ekosystémů v České republice*. Praha: Univerzita Karlova.
- MELICHAR, J., VOJÁČEK, O., RIEGER, P., and JEDLIČKA, K. (2009) Measuring the Value of Urban Forest using the Hedonic Price Approach. *Regionální studia*, Vol. 2, p. 13–20.
- MORRIS, J. and CAMINO, M. (2011) *Economic Assessment of Freshwater, Wetland and Floodplain (FWF) Ecosystem Services*. UK NEA Economics Analysis Report, 2011.
- NOCKER, L.D., BROEKX, S., LIEKENS, I., GÖRLACH, B., JANTZEN, J., and CAMPLING, P. (2007) *Costs and Benefits associated with the implementation of the Water Framework Directive, with a special focus on agriculture: Final Report*. Study for DG Environment – Final Version.
- PARSONS, G.R. (1993) The Travel Cost Method. In: CHAMP, P. A., BOYLE, K.J., and BROWN, T.C. (eds). *A Primer on Nonmarket Valuation*. London: Kluwer Academic Publishers. Vol. 1, ISBN 0-7923-6498-8.
- PEARCE, D.W. and TURNER, R.K. (1990) *Economics of Natural Resources and the Environment*. No. 1. Baltimore: The John Hopkins University Press.
- PHANEUF, D.J. and SMITH, V.K. (2005) Recreation Demand Models, In: MÄLER, K.G. and VINCENT, J.R. (eds). *Handbook of Environmental Economics. Economywide and International Environmental Issues*, Vol. 3, p. 1105–1618, ISBN 978-0-444-51146-1.

- PORTNEY, P.R. (1994) The Contingent Valuation Debate: Why Economists Should Care. *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 8, No. 4, p. 3–17.
- PREWITT, R. (1949) *The Economics of Public Recreation*. Washington: National Parks Service.
- ROSEN, S. (1974) Hedonic prices and implicit markets: Product differentiation in pure competition. *Journal of Political Economy*, Vol. 82.
- SCOTT, A. (1965) The Valuation of Game Resources: Some Theoretical Aspects. *Canadian Fisheries Report*. Department of Fisheries of Canada, Ottawa, Ontario.
- SLAVÍKOVÁ, L., VEJCHODSKÁ, E. a SLAVÍK, J. (2012) *Ekonomie životního prostředí: teorie a politika*. No. 1. Praha: Alfa nakladatelství, 2012, 287 p., ISBN 978-808-7197-455.
- TEEB (2010) *The TEEB Valuation Database: overview of structure, data and results*. Foundation for Sustainable Development, Wageningen, the Netherlands.
- THEEBE, M.A.J. (2004) Planes, Trains, and Automobiles: The Impact of Traffic Noise on House Prices. *The Journal of Real Estate Finance and Economics*, 2004, Vol. 28, 2/3, p. 209–234.
- TIETENBERG, T.H. (2010) *Environmental and Natural Resource Economics*, No. 6. Boston: Addison-Wesley.
- TVERSKY, A. and KAHNEMAN, D. (1991) Loss Aversion in Riskless Choice: A Reference-Dependent Model. *The Quarterly Journal of Economics*, Vol. 106, p. 1039–1061.
- VAN DEN BERGH, J. C. M. J. (1999) *Handbook of Environmental and Resource Economics*. Edward Elgar Publishing, Great Britain.
- VAN SOESBERGEN, A. et al. (2007) *Assessing the cost-effectiveness of pollution abatement measures in agriculture, industry and the wastewater treatment sector*. Institute for Environmental Studies.
- VINTEN, A.J.A., MARTIN-ORTEGA, J., GLENTK, K., BOOTH, P., BALANA, B. B., MACLEOD, M., LAGO, M., MORAN, D., and JONES, M. (2012) Application of the WFD cost proportionality principle to diffuse pollution mitigation: A case study for Scottish Lochs. *Journal of Environmental Management*, Vol. 97, p. 28–37.
- VOJÁČEK, O. and PECÁKOVÁ, I. (2010) Comparison of discrete choice models for environmental research. *Prague Economic Papers*, Vol. 19, No. 1, p. 35–53, ISSN 1210-0455.
- VOJÁČEK, O. et al. (2013) *Cost-effectiveness analysis report for the Vltava catchment, Czech Republic, including analysis of disproportionality*. Refresh WP6, dostupné online: <http://www.ieep.cz/cz/veda-a-vyzkum/params/6/72.html>
- VOJÁČEK, O. and KRATOCHVÍL, M. (2013) Assessing the economic value of ecosystem services in the Eastern Ore Mountains: using choice experiment. In: ŠAUER, P. (ed.) *Environmental Economics, Policy and International Relations*. Prague: Nakladatelství a vydavatelství litomyšlského semináře.
- WATECO (2003) *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 1, Economics and the Environment – The Implementation Challenge of the Water Framework Directive*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, ISBN 92-894-4144-5.
- WILHELMSSON, M. (2000) *Traffic noise and property values*. Institutionen för fastigheter och byggande. Švédsko.



## **Přehled akceptovaných/certifikovaných metodik zveřejněných na stránkách ministerstva životního prostředí**

- Metodiky k hodnocení stavu vod: [http://www.mzp.cz/cz/metodiky\\_hodnoceni\\_stavu\\_vod](http://www.mzp.cz/cz/metodiky_hodnoceni_stavu_vod)

## **Databáze, kde je možné vyhledat studie ekonomického hodnocení životního prostředí pro přenos hodnoty (tzv. metoda *Benefit Transfer*) na hodnocenou lokalitu**

- ESVD – Ecosystem Service Valuation Database: <http://www.fsd.nl/esp/80763/5/0/50>
- EVRI – Environmental Valuation Reference Inventory: <https://www.evri.ca>
- NSW Government – Searchable Environmental Valuation Database: <http://www.environment.nsw.gov.au/envalueapp/>
- ScienceDirect: <http://www.sciencedirect.com/>
- ValueBase SWE: <http://www.beijer.kva.se/valuebase.htm>

## **Podpůrné materiály ke studiu – návody pro aplikaci valuačních metod**

- SILVACOM. *Measuring Ecosystem Services* (EN), [dostupné 23. 7. 2015]: [https://www.youtube.com/watch?v=-Jw9dPYVT\\_Y](https://www.youtube.com/watch?v=-Jw9dPYVT_Y)
- CALIFORNIA ACADEMY OF SCIENCE. *Ecosystem Services* (EN), [dostupné 23. 7. 2015]: <https://www.youtube.com/watch?v=BCH1Gre3Mg0>
- SUKHDEV P. *Put value on nature!* (EN), [dostupné 23. 7. 2015]: [http://www.ted.com/talks/pavan\\_sukhdev\\_what\\_s\\_the\\_price\\_of\\_nature/transcript?language=en](http://www.ted.com/talks/pavan_sukhdev_what_s_the_price_of_nature/transcript?language=en)
- JAMES HUTTON INSTITUTE. *Payment for Ecosystem Services* (EN), [dostupné 23. 7. 2015]: <https://www.youtube.com/watch?v=gzNWnREZ2xl>
- YALE UNIVERSITY. *Biodiversity, Ecosystems & Ecosystem Services* (EN) [dostupné 23. 7. 2015]: <https://www.youtube.com/watch?v=JRiK8HsH4jM>
- LONDON SCHOOL OF ECONOMIC AND POLITICAL SCIENCE. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (EN) [23. 7. 2015]: <https://www.youtube.com/watch?v=DV8Pu3dEIBk>
- GLOBALUTMANING. *How do we value future?* (EN) [dostupné 23. 7. 2015]: [https://www.youtube.com/watch?v=pmy\\_ZpWOj5o](https://www.youtube.com/watch?v=pmy_ZpWOj5o)

## Seznam publikací, které předcházely metodice

Při zpracování této metodiky předkladatelé vycházeli pouze ze zahraničních studií a článků, jelikož v České republice nebyla problematika způsobu hodnocení přiměřenosti nákladů doposud řešena. Možnost aplikace této výjimky je zachycena vedle transpozice Rámcové směrnice do české legislativy v některých publikacích, které ale neobsahují konkrétní postupy, jak by bylo možné přiměřenost posuzovat.

Inspirací pro českou metodiku tak byly především následující zahraniční články a studie:

ARESTI, M.L. (2008) *An Investigation of regulatory efficiency with reference to the EU Water Framework Directive: an application to Scottish Agriculture*. PhD. Thesis, The University of Edinburg.

European Commission (2009) CIS Guidance Document No. 20: Guidance on exemptions to the environmental objectives, European Commission, ISBN 978-92-79-11371-0.

European Commission (2012) Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC), River Basin Management Plans. Commission staff working document, Brussels, 2012.

GALIOTO, F., MARCONI, V., RAGGI, M., and VIAGGI, D. (2013) An Assessment of Disproportionate Costs in WFD: The Experience of Emilia-Romagna. *Water*, Vol. 5, 2013, p. 1967–1995.

GÖRLACH, B. and PIELEN, B. (2007) Disproportionate costs in the EC Water Framework Directive – The Concept and its Practical Implementation. *Applied Environmental Economics Conference*, London, 2007.

JENSEN, C.L., JACOBSEN, B.H, OLSEN, S.B., DUBGAARD, A., and HASLER, B. (2013) A practical CBA-based screening procedure for identification of river basins where the costs of fulfilling the WFD requirements may be disproportionate – applied to the case of Denmark. *Journal of Environmental Economics and Policy*, Vol. 2, No. 2, 2013, p. 164–200.

KLAUER, B. et al. (2007) *Verhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie – komplementäre Kriterien zur Kosten-Nutzen-Analyse*. Leipzig: Helmholtz Zentrum für Umweltforschung.

NOCKER, L.D., BROEKX, S., LIEKENS, I., GÖRLACH, B., JANTZEN, J., and CAMPLING, P. (2007) *Costs and Benefits associated with the implementation of the Water Framework Directive, with a special focus on agriculture: Final Report*. Study for DG Environment – Final Version.

POSTLE, M. et al. (2004) *CEA and Developing a Methodology for Assessing Disproportionate Costs*. Final Report for DEFRA. London: Risk & Policy Analysts Limited, 2004.



## Příloha 1. Aplikace metody anualizovaných nákladů – postup a příklady

Postup stanovení anualizovaných nákladů se liší pro různé typy nákladů, tj. u jednorázových investičních nákladů (v anualizované podobě *ANI*), pravidelných provozních nákladů (*ANP*) a ostatních nákladů (*ANO*). Výpočet anualizovaných nákladů provedeme pro uvedené typy nákladů samostatně a následně anualizované náklady sečteme (viz rovnici 2).

### Rovnice 2. Výpočet celkových anualizovaných nákladů

$$AN = ANI + ANP + ANO$$

Zdroj: vlastní zpracování

kde: *AN* = celkové anualizované náklady,  
*ANI* = celkové investiční náklady v anualizované formě,  
*ANP* = celkové provozní náklady v anualizované formě,  
*ANO* = celkové ostatní náklady v anualizované formě.

### Anualizace investičních nákladů (*ANI*)

Výchozím podkladem jsou celkové investiční náklady – jejich současná (reálná) hodnota vstupuje spolu s životností dané investice do vzorce (rovnice 3). Pokud se investice dále člení na dílčí části s rozdílnou životností, vyhodnocuje se každá část odděleně, výsledná hodnota anualizovaných nákladů je pak jejich součet.

### Rovnice 3. Annualizace investičních nákladů

$$ANI = \sum_n ANI_n = \sum_n SHNI_n \times \frac{r \times (1+r)^n}{(1+r)^n - 1}$$

Zdroj: vlastní zpracování

kde: *ANI* = celkové roční investiční náklady v anualizované podobě,  
*ANI<sub>n</sub>* = část investičních nákladů spojených s určitou životností daného opatření,  
*SHNI<sub>n</sub>* = současná hodnota investičních nákladů spojených s určitou životností,  
*r* = diskontní míra (dle doporučení EK je možné použít diskontní míru 5 %, do vzorce dosadíme 0,05),  
*n* = očekávaná životnost daného opatření.

Pro účely diskontování lze použít buď Evropskou komisí doporučovanou diskontní míru 5 %, nebo jinou diskontní míru, kterou je však nutné zdůvodnit.

### Anualizace pravidelných provozních nákladů (*ANP*)

V případě pravidelných provozních nákladů není třeba provádět žádný výpočet. Jako výchozí se použije současná výše nákladů, která v dalších letech odpovídá reálné hodnotě ve vztahu k výchozímu roku. Částka je tak de facto anualizovaným nákladem – tedy reálným nákladem v daném

roce. Pokud se náklady na provoz v průběhu životnosti nemění, pak lze stanovenou roční částku považovat za anualizovaný náklad (ANP, viz rovnici 4). Výslednou hodnotu tvoří součet jednotlivých kategorií (energie, mzdy...). Pokud by docházelo ke změnám v provozních nákladech, je třeba je upravit tak, jak je popsáno u ostatních nákladů dále.

#### Rovnice 4. Anualizace provozních nákladů

$$ANP = \sum \text{roční provozní náklady}$$

Zdroj: vlastní zpracování

kde: ANP = celková hodnota provozních nákladů

#### Anualizace ostatních nákladů (ANO)

Převést náklady, které vznikají nepravidelně v průběhu životnosti opatření, na anualizovaný náklad je o něco obtížnější než u dvou výše uvedených kategorií. Nejprve je třeba určit současnou hodnotu všech nákladů pomocí diskontování. Pro tento účel slouží rovnice 5, do které vstupují ostatní náklady podle roku jejich vzniku, a postupně se diskontují.

#### Rovnice 5. Současná hodnota ostatních nákladů

$$SHNO = \sum \frac{NO_t}{(1+r)^t}$$

Zdroj: vlastní zpracování

kde: SHNO = celková současná hodnota ostatních nákladů,

$NO_t$  = výše ostatních nákladů v roce t,

r = diskontní míra (dle doporučení EK je možné použít diskontní míru 5 %, tedy 0,05),

t = rok vzniku ostatních nákladů.

Jakmile jsou veškeré náklady diskontovány na současnou hodnotu, je možné provést jejich anualizaci podle rovnice 3 – tedy shodně jako u investičních nákladů.

#### Příklad: Stanovení anualizovaných nákladů na vybudování kanalizace a její napojení na stávající kanalizační systém

Pro dobudování kanalizace je třeba položit plastové potrubí DN 300, tlakové PE potrubí DN 100, vybudovat čerpací stanici a domovní přípojku kanalizace. Z dlouhodobého hlediska je třeba počítat se zvýšením nákladů na čištění v centrální ČOV.

Z výše uvedeného vyplývá, že náklady jsou tvořeny dvěma kategoriemi. Investiční náklady tvoří první čtyři kategorie. Čištění je pak nákladem provozním. Pro anualizaci nákladů je kromě samotných částek třeba znát i životnost daných opatření, vstupní údaje jsou zachyceny v tab. 1.

Tab. 1. Vstupní údaje k opatřením

Druh nákladu	Kategorie nákladu	M.J.	Počet M.J.	Tabulková cena za M.J.	Celkový náklad	Životnost opatření
plastové potrubí DN300	investiční náklad	bm	2500	8 000,00 Kč	20 000 000,00 Kč	80
tlakové PE potrubí DN100	investiční náklad	bm	2000	3 650,00 Kč	7 300 000,00 Kč	50
čerpací stanice/EO	investiční náklad	EO	210	6 500,00 Kč	1 365 000,00 Kč	10
domovní přípojka kanalizace	investiční náklad	ks	70	12 500,00 Kč	875 000,00 Kč	60
průměrný náklad při čištění na centrální ČOV	provozní náklad	EO	210	1 095,15 Kč	229 981,50 Kč	x

Zdroj: vlastní zpracování

Jelikož se životnost jednotlivých částí liší, je třeba nejprve vypočítat hodnotu *ANI* pro jednotlivé části investice, kde *n* je rovno životnosti opatření. Dosazením investičních nákladů na vybudování plastového potrubí DN 300 s *n* = 80 do rovnice dostáváme anualizované investiční náklady (*ANI*) ve výši 1 020 592 Kč, pro tlakové potrubí DN 100 *ANI* vychází na 399 870 Kč, anualizace nákladů čerpací stanice na 176 774 Kč a u domovní přípojky na 46 225 Kč. Celkem vychází anualizované investiční náklady na 1 643 461 Kč.

Vedle investičních nákladů je třeba do výčtu anualizovaných nákladů zahrnout i provozní náklady, které vzhledem k jejich stálosti a pravidelnosti není třeba nijak upravovat. Důvodem je to, že jde o každoroční náklad, placený v daném roce (tedy v tom kterém roce v reálné hodnotě). Není tedy nutné náklad anualizovat, protože náklad vzniká vždy v daném roce a není nutné zohledňovat časovou hodnotu peněz, kvůli které „složitou“ anualizaci nákladů provádíme (namísto pouhého vydělení investiční částky dobou životnosti). V příkladu jsou anualizované provozní náklady tvořeny navýšením nákladů na čištění na centrální ČOV (*ANP*) ve výši 229 982 Kč.

Kategorie ostatních nákladů v tomto případě žádné náklady neobsahuje. Celkové roční anualizované náklady *AN* jsou podle tab. 2 součtem dílčích složek investičních a provozních nákladů ve výši 1 873 443 Kč.

**Tab. 2. Anualizace nákladů**

Druh nákladu	Kategorie nákladu	ANI	ANP
plastové potrubí DN300	investiční náklad	1 020 592,47 Kč	
tlakové PE potrubí DN100	investiční náklad	399 870,17 Kč	
čerpací stanice/EO	investiční náklad	176 773,74 Kč	
domovní přípojka kanalizace	investiční náklad	46 224,66 Kč	
průměrný náklad při čištění na centrální ČOV	provozní náklad		229 981,50 Kč
<b>Celkem</b>		1 643 461,04 Kč	229 981,50 Kč
<b>Celkové anualizované náklady AN (ANI+ANP)</b>		<b>1 873 442,54 Kč</b>	

Zdroj: vlastní zpracování

**Příklad: Stanovení anualizovaných nákladů na vybudování biologického rybníka/mokřadu:**

Vybudování vzorového biologického rybníka/retenčního mokřadu je spojeno s investičními náklady odpovídajícími výstavbě malé vodní nádrže o rozloze 0,5–1 ha a dále pak pravidelnou údržbou zahrnující především pravidelné odbahňování. Přehled nákladů je v tab. 3.

**Tab. 3. Vstupní údaje k opatřením na výstavbu retenčního mokřadu**

Druh nákladu	Kategorie nákladu	M.J.	Počet M.J.	Tabulková cena za M.J.	Celkový náklad	Životnost opatření
vybudování/rekonstrukce MVN 0,5–1,0 ha	investiční náklad	bm	5 000	200,00 Kč	1 000 000,00 Kč	80
odbahnění vodní nádrže, tůň a mokřadů	ostatní náklady	EO	340		102 000,00 Kč	1 za 10 let čištění

Zdroj: vlastní zpracování

V případě retenčních mokřadů jsou náklady tvořeny kategorií investičních a ostatních nákladů. Anualizované investiční náklady *ANI* vycházejí po dosazení do rovnice 3 ve výši 51 030 Kč. U nákladů na odbahnění je třeba postupovat jako u skupiny ostatních nákladů *ANO* přes diskontování, protože se provádí jednou za deset let. Jelikož je životnost opatření 80 let, bude třeba provést odbahnění celkem osmkrát. Pro výpočet současné hodnoty je využita rovnice 5, po dosazení zís-

káme rovnici 6. Současná hodnota ostatních nákladů činí 158 917 Kč. Tuto částku je třeba anualizovat dosazením do rovnice 3. Anualizované náklady spojené s odbahněním ANO vycházejí na 8 109 Kč.

#### Rovnice 6. Současná hodnota nákladů na odbahnění

$$SHNO = \frac{102\,000}{(1 + 0,05)^{10}} + \frac{102\,000}{(1 + 0,05)^{20}} + \frac{102\,000}{(1 + 0,05)^{30}} + \frac{102\,000}{(1 + 0,05)^{40}} + \frac{102\,000}{(1 + 0,05)^{50}} + \frac{102\,000}{(1 + 0,05)^{60}} + \frac{102\,000}{(1 + 0,05)^{70}} + \frac{102\,000}{(1 + 0,05)^{80}} = 158\,917 \text{ Kč}$$

Zdroj: vlastní zpracování

Celkové anualizované náklady jsou tvořeny anualizovanými investičními náklady ANI a anualizovanými náklady na odbahnění ANO v celkové výši 59 139 Kč.

## Příloha 2. Dynamizující CEA

V obou případech (vyklučujících se opatření i navazujících opatření) je možné použít složitější algoritmus. Ten s ohledem na cílový efekt (vzdálenost od cíle) vybírá, jaké z dalších možných opatření je vhodné zařadit a jaký je jeho vztah k opatřením již vybraným. Tento dynamizující proces je založen na vytvoření všech možných kombinací řešení problému. Při jejich vytváření je třeba vzít v úvahu, že ve většině případů se nejedná o prostý aritmetický součet izolovaných efektů. Zohledňují se synergie jednotlivých opatření a výsledný efekt se upravuje a stanovuje se nová výše nákladu na jednotku efektu. Vytvořené kombinace se pro dané území seřadí podle poměru nákladů a efektu a získáváme nákladově nejúčinnější kombinaci.

### Příklad: Tvorba kombinací na zemědělská opatření

Uvažujme čtyři možná opatření na redukcí fosforu, která lze realizovat na určitém pozemku: vybudování meze, změna osevních postupů, trvalé zatravnění a zalesnění. Podle údajů Krásky a Dostála (2014) obsažených v tab. 4 je možné čtyři aplikovaná opatření kombinovat následovně: mez lze realizovat společně buď se změnami osevního postupu, nebo se zatravněním, všechna opatření se naopak vylučují se zalesněním.

Tab. 4. Možnosti kombinace jednotlivých typů opatření

Název opatření	Meze	Změny osevního postupů	Trvalé zatravnění	Zalesnění
Meze	*	lze	lze	
Změny osevních postupů	lze	*		
Trvalé zatravnění	lze		*	
Zalesnění				*

Zdroj: Kráska et Dostál (2014)

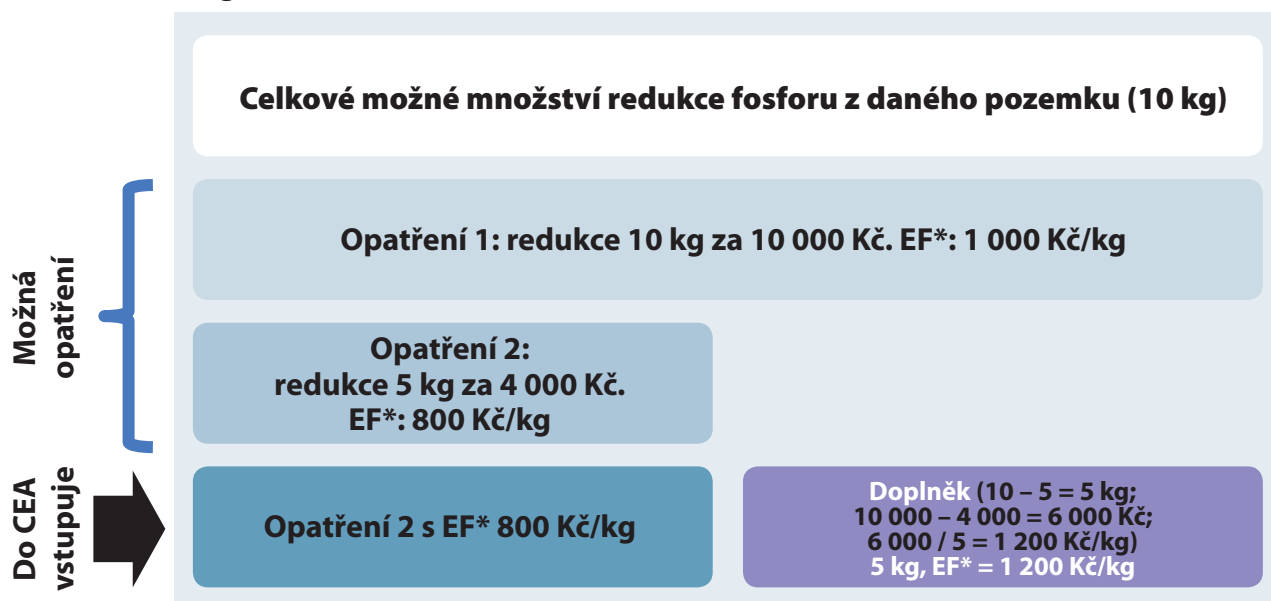
Vznikají tak následující kombinace opatření na jednom pozemku: samotná mez; samotné změny postupů; samotné zatravnění; zalesnění; mez se změnami osevních postupů; mez společně s trvalým zatravněním. Celkem je tedy možné vytvořit šest kombinací, které je třeba brát v úvahu. Pro dané kombinace je nyní třeba stanovit anualizované náklady a efekt a srovnat je podle nákladu na jednotku efektu.

Je-li vyřešen problém navazujících opatření, je třeba zohlednit velikost efektu jednotlivých kombinací s ohledem na ostatní opatření ve vodním útvaru. V prvním kroku je možné vyřadit veškeré kombinace, u kterých je efekt nižší než u nákladově nejefektivnější kombinace. Poté je možné vyřadit všechna ostatní opatření s menším efektem, než má druhá nejefektivnější kombinace. Obdobně postupujeme s vyřazováním u opatření následujících po třetím atd. Takto získáváme seznam kombinací s klesající efektivností opatření (respektive s nárůstem nákladů na jednotku efektu) a nárůstem efektu. Pro tato zbylá nevyřazená opatření se určí rozdíly v efektu opatření a v celkových ročních nákladech. Tyto rozdíly je možné vnímat jako doplňky udávající, kolik je třeba dodatečně vynaložit na dosažení vyššího efektu v daném území oproti nákladově nejefektivnějšímu opatření. Pro tyto doplňky se následně určí poměr nákladů a efektu podle rovnice 1 a vstupují do procesu CEA.

Tento postup lze nejlépe demonstrovat na případu dvou hypotetických opatření. První opatření (č. 1) redukuje 10 kg látky za 10 tis. Kč, druhé (č. 2) pak pouze 5 kg za 4 tis. Kč. První má poměr efektivnosti 1 000 Kč/kg, druhé 800 Kč/kg. Na první pohled je výhodnější realizovat opatření druhé, pokud se ale opatření na ostatních pozemcích budou pohybovat na úrovni 2 tis. Kč/kg, pak je výhodnější na tomto pozemku realizovat opatření první, neboť je stále výhodnější a přináší větší efekt než opatření na ostatních pozemcích.

Kdyby nastal výše uvedený příklad, v rámci procesu CEA by bylo jako nákladově nejefektivnější zahrnuto opatření č. 2. Z rozdílu nákladů a efektu opatření č. 1 a č. 2 by byl vytvořen doplněk opatření č. 2 redukující 5 kg za 6 tis. Kč, mající efektivnost 1 200 Kč/kg fosfor. Dojde-li při analýze CEA k využití doplňkového opatření, algoritmus ve výsledcích vyřazuje opatření 2 a počítá s realizací opatření 1. Tento postup je zachycen na obr. 3. Pokud by bylo v předvýběru více opatření, lze shodně postupovat i u dalších, pouze by bylo vydefinováno více doplňků, které by byly na sebe navzájem navázány.

**Obr. 3. Schéma algoritmu řazení**



\*EF = efektivnost opatření

Zdroj: vlastní zpracování

Doplňky podle výše uvedeného způsobu pak vstupují do celkové analýzy CEA společně s nejefektivnější kombinací opatření. V případě, kdy dojde na zahrnutí doplňku do nákladově nejefektivnějšího seznamu opatření, je třeba původně zahrnuté opatření (kombinaci) změnit na opatření spojené s doplňkem.



### Příloha 3. Přehled metod k ocenění užiteků

V příloze představujeme tzv. ekonomické hodnocení environmentálních statků nebo také oceňování či ekonomické hodnocení životního prostředí. Tyto pojmy jsou synonyma. Environmentálním statkem jsou všechny aspekty životního prostředí, pro které lidé vyjadřují své preference (např. čistá voda, nízká úroveň hluku apod.). Lze předpokládat (a v rámci oceňovacích metod se to potvrzuje), že lidé upřednostňují lepší kvalitu životního prostředí před kvalitou horší, a že tedy mají z využití kvalitnějšího životního prostředí větší užitek (např. možnost rekreovat se u nádrže, která není postižena eutrofizací aj.).

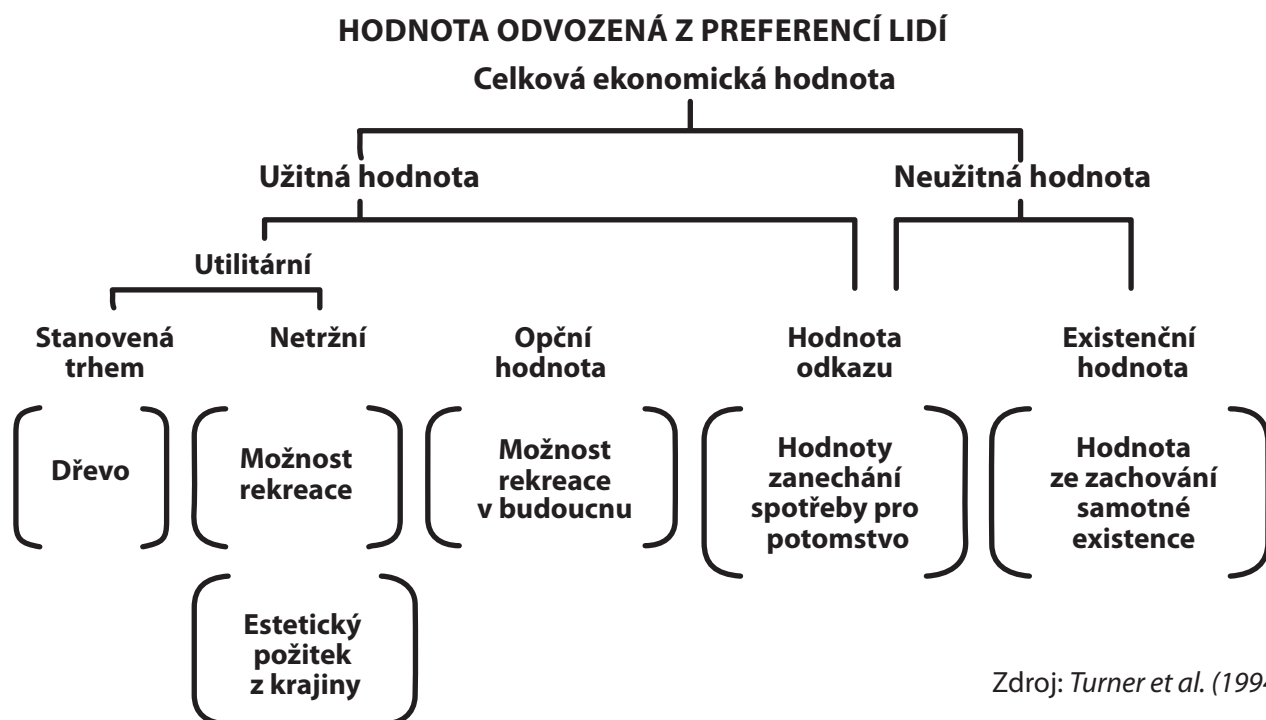
#### Metodologická východiska oceňování

Pomocí různých oceňovacích metod zjišťujeme užitek lidí, který může mít podobu:

- i) **ochoty platit** (*Willingness to Pay, WTP*) za změny v kvalitě nebo množství dostupných statků životního prostředí nebo za nějaký jejich atribut (např. o kolik více jsem ochoten/ochotna zaplatit za nemovitost, když leží na břehu čisté, nikoli znečištěné nádrže),
- ii) **ochoty přijímat kompenzaci** (*Willingness to Accept, WTA*) za zhoršení životního prostředí (např. za jakou finanční kompenzaci bych byl/a ochoten/ochotna akceptovat zhoršení kvality vody v nádrži, u které leží má chata, aniž by došlo ke snížení mého užtku).

Celková ekonomická hodnota environmentálních statků a služeb je součtem individuálních ochot platit za zlepšení nebo ochot přijímat kompenzaci za zhoršení stavu životního prostředí<sup>1</sup>. Ochota platit a ochota přijímat kompenzaci není totožná.<sup>2</sup>

Obr. 4. Celková ekonomická hodnota



Zdroj: Turner et al. (1994)

<sup>1</sup> Pro úplnost uvedme, že do oceňování životního prostředí patří nejen ocenění statků životního prostředí, ale i oceňování hodnoty lidského zdraví atp.

<sup>2</sup> Možné vysvětlení přinášejí např. Tversky et Kahneman (1991), podle nichž rozdíl vyplývá z asymetričnosti vnímání zisků a ztrát. Lidé při hodnocení vycházejí z určitého referenčního bodu. Mají-li vůči tomuto referenčnímu bodu něco ztratit, hodnotí tuto ztrátu jako závažnější, než mají-li vůči referenčnímu bodu něco získat (Slavíková et al., 2012).

Rozlišujeme několik typů hodnot (např. Slavíková, 2010; Tietenberg, 2010; Pearce et Turner, 1990):

1. Hodnota užitná (*Use value*) – souvisí přímo s využíváním přírodního zdroje. Je to ta část hodnoty přírodního statku, kterou člověk skutečně využívá, např. voda v nádrži má pro člověka užitnou hodnotu jako zdroj vody, jako příjemné prostředí k odpočinku, má také hodnotu pro své estetické funkce. Všechny tyto užitky člověk realizuje přímým kontaktem s příslušným statkem. Rozlišujeme:

- i) přímé užitné hodnoty – odrážejí cenu stanovenou tržním mechanismem (např. hodnota dřeva v lese),
- ii) nepřímé užitné hodnoty – jde o environmentální funkce jako ochrana půdy, klimatické jevy nebo ekologické interakce a ekosystémové služby,
- iii) opční hodnotu – představuje užitek ze zachování přírodního zdroje (tj. z toho, že je zachována možnost užívat statek v budoucnu).

2. Hodnota neuzitná (*Non-Use Value*) zahrnuje:

- i) hodnotu odkazu (*Bequest Value*) – pramení z vědomí, že z určitého statku mohou mít užitek budoucí generace,
- ii) existenční hodnotu (*Existence Value*) – vyjadřuje situaci, že pro člověka může mít hodnotu zachování určitého přírodního zdroje, přestože nemá v plánu jej přímo využívat (např. přesto, že většina lidí nikdy nenavštíví pralesy v Amazonii, může jim vědomí jejich zachování přinášet samo o sobě užitek).

Ne všechny oceňovací metody umožňují ocenění všech typů hodnot. Tyto metody můžeme dělit na metody odhalených preferencí (*Revealed Preferences*) a metody vyjádřených preferencí (*Stated Preferences*). Mezi těmito skupinami existuje jeden základní rozdíl: u metod odhalených preferencí zjišťujeme preference ekonomických subjektů vůči životnímu prostředí na reálně existujících trzích. Naproti tomu u metod vyjádřených preferencí vycházíme z hypotetických trhů, které uměle vytváříme např. v rámci dotazníkového šetření (Dvořák, 2007).

### **Metody odhalených preferencí**

K základním oceňovacím metodám založeným na odhalených preferencích patří (např. v Pearce et Turner, 1990):

- i) ocenění pomocí přímých trhů,
- ii) metoda hedonické ceny,
- iii) metoda cestovních nákladů.

**Ocenění pomocí přímých trhů:** Pro konkrétní statek (ryby v rybníku, dřevo v lese, úroda apod.) existuje tržní cena, lze tak ocenit např. změnu množství vylovených ryb v důsledku změny kvality vody. Tržní ceny přímo vstupují do vyčíslení užitků.

**Metoda hedonické ceny (*Hedonic Price Method*):** K ocenění užitku jsou používány ceny jiných statků obchodovaných na trhu, jejichž cena je závislá na kvalitě nebo dostupnosti statku životního prostředí. Takto je například rozdíl v tržní ceně dvou (jinak stejných) nemovitostí chápán jako ochota platit za lepší kvalitu vody v nádrži, na jejímž břehu nemovitost leží (Rosen, 1974). Zaměřujeme se na jeden atribut tvořící cenu, který je ovlivněn kvalitou životního prostředí (Van Den Bergh, 1999). S aplikací metody se lze často setkat na trhu nemovitostí, někdy také na trhu práce a půdy. Trhy

nemovitostí se využívají ke kvantifikaci negativního užítku ze skládek, spaloven, hluku ze silniční, železniční nebo letecké dopravy aj. Dále lze zkoumat vztah mezi cenou půdy a její erozí, pravděpodobností a četností záplav atp. Klíčovou otázkou v rámci aplikace metody je, kolik jsou lidé ochotni platit za určitou environmentální vlastnost (Markandya et al., 2002). Z tzv. modelu hedonické ceny je pak odvozeno, zda zkoumaná vlastnost je pro spotřebitele žádaná či nikoli a do jaké míry.

### **Aplikace metody hedonické ceny: Hodnota zeleně v Praze**

V Praze byla použita metoda hedonické ceny na trhu nemovitostí (podle Kaprová, 2010 a Melichar, Vojáček, Rieger a Jedlička, 2009) k odhadu ekonomické hodnoty následujících ploch:

- i) městské parky a kultivované zelené plochy;
- ii) lesy a lesoparky;
- iii) sady, zahrady, zahrádkářské kolonie;
- iv) malé plochy zeleně;
- v) zeleň v chráněných územích.

Analýza byla zpracována na základě dat od realitního serveru reality.cz a mapových vrstev poskytnutých Ústavem rozvoje hl. m. Prahy a agenturou CENIA. Sestavený regresní model vysvětluje 73,9% variability v ceně bytu a prokazuje, že všechny zvolené environmentální proměnné jsou významnými determinantami cen nemovitostí (Kaprová, 2010).

Výsledky regresní analýzy potvrdily, že různé zelené plochy mají pro rezidenty Prahy různě velký užitek. Vybavenost okolí bytu parky a městskými lesy vykazuje podle očekávání pozitivní efekt na ceny bytů. Zvýšení plochy parku na ploše katastrálního území o jeden procentní bod vede ke zvýšení ceny bytu v průměru o 20 025 Kč. Byty, které jsou vzdáleny do 100 m od lesa, mají vyšší cenu v průměru o 224 602 Kč (Kaprová, 2010).

Pro parkové plochy v Praze byl proveden odhad celkového efektu parků na cenu bytů. Z výsledků vyplynulo, že každý hektar parkové plochy přináší obyvatelům Prahy celkový užitek v průměrné výši 16,5 mil. Kč (jedná se o dolní odhad čisté současné hodnoty očekávaných užiteků za příštích cca 2030 let) (Kaprová, 2010).

Z výzkumu dále vyplynulo, že blízkost maloplošných chráněných území<sup>3</sup> zvyšuje cenu nemovitosti více než blízkost lesa. Pokud se zvýší v určitém katastrálním území Prahy plocha parku o jeden procentní bod, cena nemovitosti vzroste o 0,4 %. Byty v pěší vzdálenosti do 100 m od lesních pozemků mají oproti ostatním bytům vyšší cenu o 4,4 %. Pokud se plocha blízkého lesa zvýší o 1 %, cena bytu v jeho okolí vzroste v průměru o 1,4 %. Na druhou stranu, pokud se zvýší plocha veřejně nepřístupných zelených ploch (sady a soukromé zahrady) na úkor ostatní plochy o 1 procentní bod, dochází ke snížení ceny bytu o 0,3 % (Kaprová, 2010).

**Metoda cestovních nákladů** (*Travel Cost Method*): Vychází z předpokladu, že náklady, které lidé vynakládají na cestování do přírody, jsou odhadem ochoty platit za přírodní statky (Phaneuf, 2005). Jde například o náklady na dopravu, ubytování apod. Zjišťujeme výši vynaložených nákladů a počet návštěv pro určitou rekreační oblast za určité časové období. Zjištěné náklady jsou spodním odhadem ochoty platit za pobyt v rekreační lokalitě. Pomocí této metody jsme schopni odhadnout poptávkovou křivku po rekreaci v dané oblasti (s nárůstem cestovních nákladů klesá počet

<sup>3</sup> Jde o národní přírodní památky, přírodní památky a přírodní rezervace.

uskutečněných návštěv). Vyčíslení ekonomické hodnoty je tedy založeno na skutečném chování lidí (Slavíková et al., 2012). Oceňujeme pouze užitky vyplývající z rekreace. Jde pravděpodobně o nejstarší oceňovací metodu, která vznikla z původního návrhu Harolda Hotellinga z roku 1947, vytvořeného pro U. S. National Park Service. Snahou bylo odhadnout ekonomické hodnoty, které přináší národní parky (Prewitt, 1949 v Dvořák et al., 2007). Pomocí metody lze tedy dobře ocenit rekreační hodnoty území, resp. ztrátu rekreační hodnoty v případě, že je zakázán vstup do oblasti. Dále metoda umožňuje ocenit změny rekreační hodnoty oblasti v souvislosti s environmentálními změnami (jako např. zhoršení/zlepšení kvality vody).

Uvedme zde dva poptávkově rekreační modely metody cestovních nákladů. Jde o (i) model jednoho rekreačního místa (*Single Site Model, SSM*) a (ii) model s náhodným užitekem (*Random Utility Model, RUM*). Pomocí modelu jednoho rekreačního místa lze ocenit celkovou rekreační hodnotu území a z toho vyplývající aplikace. Jako příklad uvedme situaci, kdy je zamezeno vstupu do lesa z důvodu zřízení nové přírodní rezervace, nebo kdy je uzavřena určitá přímořská rekreační oblast nebo pláž např. kvůli znečištění (např. nedávná havárie ropné plošiny v Mexickém zálivu a její důsledky). Naopak pomocí modelu náhodného užitku lze hodnotit změny kvality životního prostředí jako například zlepšení biodiverzity lesních porostů, zlepšení kvality vody ve zkoumané oblasti atp. Model náhodného užitku je postaven na tom, že jedinec si volí místo své rekreace z různých možností a jeho volba závisí na charakteristikách oblastí, mezi kterými volí (např. náklady na cestu, biodiverzita v oblasti, přelidněnost území, délka cyklotras atp.). Jedinec tak čelí rozhodovacímu problému mezi penězi a ostatními charakteristikami rekreačních oblastí.

#### **Aplikace metody cestovních nákladů 1: Rekreační hodnota lesních porostů v Jizerských horách**

V roce 2005 proběhl v Jizerských horách výzkum pomocí metody cestovních nákladů, zaměřený na odhad rekreačních hodnot lesních porostů a existenční hodnoty čápa černého. Závislou proměnnou v ekonometrickém modelu byl počet výletů do Jizerských hor uskutečněných respondentem během posledních 12 měsíců. Byly vytvořeny dvě verze dotazníku, lišící se hypotetickým scénářem o možném způsobu ohrožení čápa černého. V rámci sběru dat bylo celkem osloveno 720 respondentů. Rekreační hodnoty byly specifikovány pro jednodenní nebo vícedenní návštěvu oblasti. Z výzkumu vyplynulo, že 80,1 % dotázaných, kteří byli na vícedenní návštěvě, použilo jako dopravní prostředek auto a 55 % respondentů bylo na jednodenním výletě. Celkové průměrné náklady (zahrnující náklady na dopravu a ubytování) utracené za výlet byly 967 Kč na osobu, medián je 550 Kč a maximální částka 6 817 Kč (Melichar et Urban, 2007).

#### **Aplikace metody cestovních nákladů 2: Zlepšení kvality vody v oblasti Chesapeackého zálivu**

V 90. letech proběhlo ocenění ekonomického užitku ze zlepšení kvality vody na pláži v jedné z oblastí Marylandu v USA. Voda byla znečišťována zemědělskou činností (sedimenty, hnojiva) a cílem studií bylo spočítat změnu ochoty platit za použití pláže při rozdílné kvalitě vody, a tím ospravedlnit přísnější požadavky na zemědělské hospodaření. Hypotézou bylo, že průměrná ochota platit (vypočítaná pomocí metody cestovních nákladů) u jednotlivých pláží bude u návštěvníků pozitivně korelovat s kvalitou vody. Pokud by hypotéza byla verifikována, empirické výsledky by umožnily výzkumníkům stanovit nárůst ochoty platit za zlepšení kvality vody na všech plážích. Vědci vybrali koncentrace dusíku a fosforu ve vodě na nejbližší monitorovací stanici u pláže a předpokládali, že tyto koncentrace budou odrážet úroveň nežádoucích charakteristik vody (vizuálních, pachových atp.), které ovlivňují hodnotu pláže. Bylo sebráno 484 dotazníků na 11 veřejných plážích. Analýza cestovních nákladů ukázala, že kvalita vody má významný vliv na návštěvnost pláže.

Průměrný roční užitek ze zlepšení kvality vody pro všechny návštěvníky pláží v Marylandu byl odhadnut na 35 000 000 dolarů (v roce 1984). Výsledky byly považovány za konzervativní z několika důvodů: (i) zvýšení užitku v důsledku lepší kvality vody bylo prokázáno pouze při současném využití pláží, nicméně zlepšení kvality vody může také vést ke zvýšení celkového využití pláží; (ii) odhady užitků nezohledňovaly návštěvníky ze zemí mimo statistický sběr dat v oblasti Baltimore–Washington; (iii) počet obyvatel a příjmy v oblasti pláže Chesapeackého zálivu se zvyšovaly v čase, což pravděpodobně povede ke zvýšení jednodenních návštěv, a tudíž i ke zvýšení ochoty platit (zpracováno podle Ecosystem valuation, 2014).

## Metody vyjádřených preferencí

Ke dvěma hlavním metodám založeným na vyjádřených preferencích patří:

- i) metoda podmíněného hodnocení,
- ii) výběrový experiment.

**Metoda podmíněného hodnocení** (*Contingent Valuation Method, CVM*) je jednou z nejstarších a nejvíce využívaných oceňovacích metod. Ekonomickou hodnotu přírodního statku zjišťujeme přímým dotazováním osob, kterých se změna potenciálně týká. Uživateli je představena hypotetická situace, ve které přemýšlí, jak by se zachoval – tj. dochází k přímému dotazování na ochotu platit nebo přijímat kompenzaci za změnu kvality/množství určitého statku životního prostředí (např.: Kolik byste byl ochoten přispět na vyčištění vody v rybníku XY?). Vypovídací schopnost výsledků této metody je široce diskutována<sup>4</sup>. Metodu zpopularizovalo rozšíření CBA ve Spojených státech v průběhu 80.–90. let 20. století, a to zejména v souvislosti s hodnocením regulací v oblasti životního prostředí a hodnocením škod na přírodních zdrojích (např. nehody v oblasti nebezpečných odpadů nebo ropné havárie) (Portney, 1994; Kopp et Smith, 1989).

Aplikace metody podmíněného hodnocení je založena na provedení dotazníkového šetření. Dotazník se obvykle skládá ze tří částí, a to základních informací o environmentálním statku, části, ve které se zjišťuje ochota platit (nebo ochota přijímat kompenzaci), a části, kterou tvoří otázky zaměřené na socioekonomické charakteristiky respondenta (např. příjem, věk, pohlaví). Získaná data musí být následně správně interpretována. Jednotlivé studie se liší řadou aspektů, na které je vhodné se zaměřit např. při výběru studie pro metodu *Benefit Transfer* (přenos hodnot do jiného kontextu). Jde zejména o následující:

- i) zkoumaná environmentální změna (změny kvality nebo kvantity environmentálního statku – např. odstranění sinic z vodní nádrže),
- ii) rozsah oblasti (např. jedna konkrétní lokalita, nebo změna kvality určitého environmentálního statku obecně),
- iii) vymezení cílové populace (např. obyvatelé ČR nebo rekreanti, kteří se budou moci přijet koupat, rybáři, chataři atp.),
- iv) způsob sběru dat (jak byla data sbírána) – např. osobní rozhovor, telefonicky, emailem,
- v) velikost výběrového vzorku (cca. 50–300 pozorování/odpovědí/dotazníků),
- vi) analýza dat (regresní modely, korelační analýzy).

<sup>4</sup> Např. Turner et al. (1994) uvádí, že odpovědi dotazovaných nemusí korespondovat s jejich reálnou ochotou platit z následujících důvodů: záměrné podcenění ochoty respondenta platit, aby na něm následně nemohla být vymáhána příliš vysoká platba; nedostatky v dotazníku, kdy je dotazovanému předložena zavádějící nebo zkreslená informace o předmětu platby; přecenení ochoty platit kvůli izolovanému vnímání dílčího problému (jenž je předmětem dotazování).

### **Aplikace metody podmíněného hodnocení: Hodnota ticha pro obyvatele České republiky**

V České republice byla zjišťována (negativní) hodnota hluku z dopravy (Máca et Urban, 2010). V rámci výzkumu byla zjišťována ochota akceptovat kompenzaci za hluk v místě bydliště respondentů exponovaných hlukem. V rámci šetření bylo osloveno 609 respondentů v 5 městech, ve kterých byly vytipovány lokality exponované hlukem nad určitou úroveň dB. Ve výzkumu byl rozlišován hluk ze železniční a silniční dopravy. Jako platebního prostředku bylo použito zvýšení místních daní pro domácnost po dobu deseti let. Lidé sami sebe začlenili na škále od 1 do 5 podle toho, jak jsou hlukem zatíženi. Výsledkem bylo, že úroveň hluku má významný a pozitivní vliv na ochotu akceptovat platbu, nehraje zde ovšem významnou roli, zda se jedná o železniční nebo silniční dopravu. Střední hodnoty se pohybovaly od 7 300 Kč (270 €) do 29 000 Kč (1 000 €) za domácnost na 10 let v závislosti na tom, jak se lidé cítili být hlukem zatíženi (Máca et Urban, 2010).

**Výběrový experiment** (*Choice Experiment*) se svým charakterem blíží metodám odhalených preferencí, a je tedy zatížen potenciálně menším zkreslením ve srovnání s metodou podmíněného hodnocení. Je rovněž založen na provedení dotazníkového šetření, ovšem dotazník je konstruován jiným způsobem. Při aplikaci metody je respondentovi nabízena sada alternativních voleb/produktů, ze kterých vybírá variantu, již preferuje nejvíce. Jednotlivé produkty jsou popsány vybranými atributy, avšak liší se úrovní těchto atributů. Dáváme-li např. respondentovi na výběr mezi rekreací u přehradní nádrže 1 nebo přehradní nádrže 2, můžeme obě alternativy popsat atributy kvality vody, dopravní vzdálenosti, vybavení rekreačních zařízení atp. (Hensher, 2005). Aby bylo možné odhadnout ochotu platit za určitý atribut životního prostředí (např. čistou vodu v nádrži), musí být vždy jednou z proměnných cena nebo podobné vyjádření hodnoty (např. cestovní vzdálenost, cestovní náklady, vstupní poplatky).

### **Aplikace metody výběrový experiment 1: Kvalita vody v Máchově jezeře**

V roce 2006 byl na Máchově jezeře proveden průzkum ochoty lidí platit za zlepšení kvality vody a za další rekreační služby u jezera (vybavenost pláží toaletami, občerstvení na plážích) (Vojáček et Melichar, 2007; Vojáček et Pecáková, 2010). V rámci výzkumu byl přímo na plážích Máchova jezera sebrán náhodný vzorek 331 dotazníků. Hypotetický trh s rekreací byl konstruován následujícím způsobem (informace představené respondentovi na začátku dotazování):

*„Libovolnou vodní plochu, která slouží k rekreaci, lze popsat pomocí různých charakteristik. Lidé si mohou vybírat různé vodní plochy v České republice pro rekreaci v závislosti na tom:*

- *jak jsou pláže v dané lokalitě přeplněny lidmi,*
- *jaká je kvalita vody,*
- *jaká je vybavenost pláží,*
- *jaká je výše vstupního poplatku na osobu a den.*











*Představte si prosím situaci, že by Vám někdo ukázal informační leták, na němž by byly popsány pomocí těchto čtyř charakteristik různé vodní plochy a pláže v České republice, a vy byste si mezi nimi mohl(a) vybrat.*

*Kterou z těchto dvou možností byste si vybral(a) pro svůj dnešní pobyt na pláži? Vybral/a byste si možnost 1 nebo možnost 2 nebo byste si nevolila ani jednu z variant? Připomínám, že máte na výběr pouze z těchto možností.“*

V rámci výběrového experimentu byl každý respondent požádán, aby devětkrát za sebou vybíral vždy mezi dvěma lokalitami popsanými uvedenými charakteristikami (tedy provedl devět tzv.

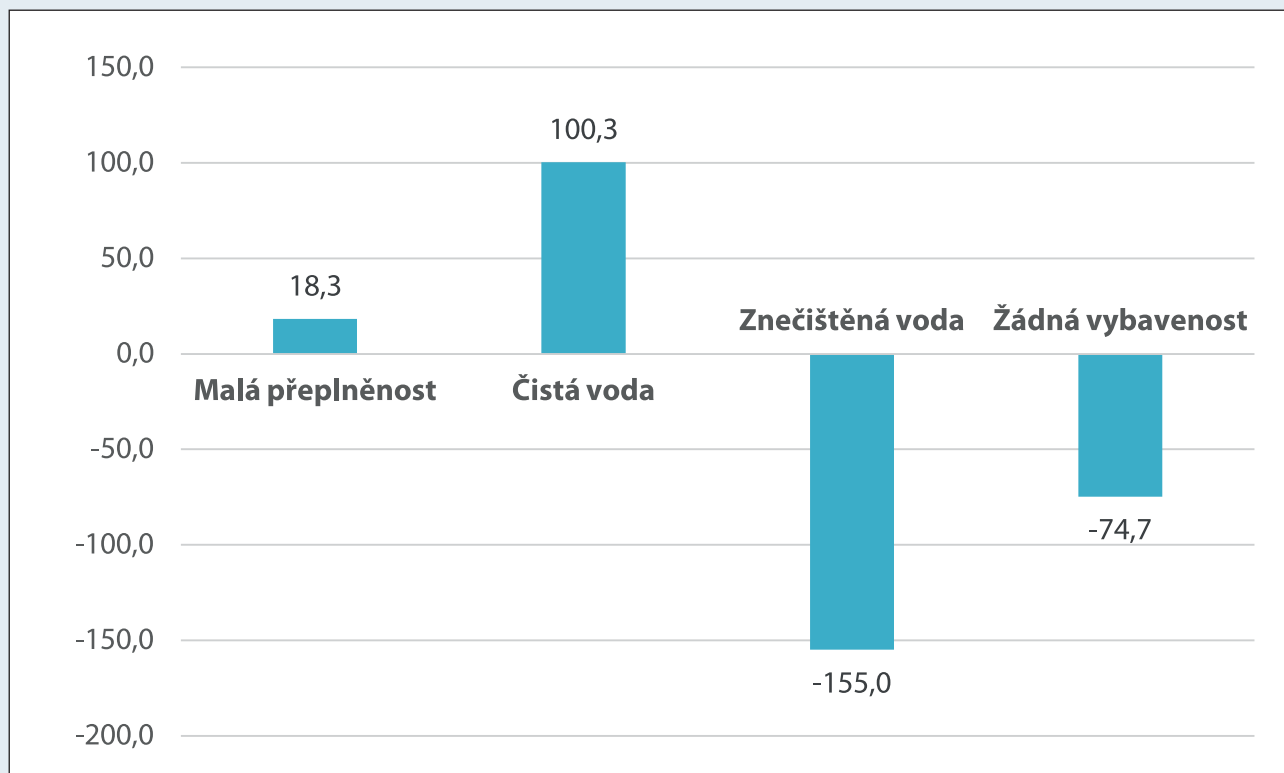
výběrových setů), které se však lišily kvalitou těchto charakteristik (u výběrového experimentu používáme terminologii „lišily se úrovněmi jednotlivých atributů“). Příklad jednoho z devíti výběrových setů je na obr. 5.

**Obr. 5. Jeden z výběrových setů při průzkumu na Máchově jezeře**

Lokalita 1	Lokalita 2
 Velká přeplněnost	 Malá přeplněnost
 Stupeň 1 Čistá voda	 Stupeň 2 Mírně znečištěná voda
  ANO	  ANO
 80 Kč Vstupní poplatek	 40 Kč Vstupní poplatek

Zdroj: Vojáček et Pecáková (2010)

**Obr. 6. Mezní ochota platit za změnu úrovně atributu (v Kč, 2007)**



Zdroj: Vojáček et Pecáková (2010)

Na základě analýzy dat byly mj. zjištěny následující hodnoty ochoty platit za změny jednotlivých zkoumaných atributů (viz obr. 6). Obrázek je nutné číst tak, že jde o ochotu platit za změny úrovně atributu vůči základní úrovni atributů (zde byly za základní úrovně atributů zvoleny tyto hodnoty: přeplněnost pláží lidmi – velká; kvalita vody – mírně znečištěná; vybavenost pláží – ano). Je tedy patrné, že ochota platit za méně přeplněné pláže je pozitivní a činí 18 Kč za jeden den na pláži Máchova jezera. Za čistou vodu jsou lidé ochotni si připlatit až 100 Kč. Významně negativní je ochota lidí platit za zhoršenou kvalitu vody – lidé při své rekreaci nechtějí znečištěnou vodu (přítomné znečištění jim snižuje užitek z rekreace během jednoho dne o 155 Kč, a to vůči situaci, kdy je voda pouze mírně znečištěná). Pokud nebudou pláže vybavené sociálním zařízením a sprchami, snižuje to užitek v průměru o 75 Kč. Jednotlivé částky jsou vztaženy ke vstupnímu poplatku na pláž za jeden den rekreace (lidé jsou ochotni platit více či méně s ohledem na různou míru užitku, kterou z pobytu na pláži mají). Volba tzv. platebního prostředku (tj. způsob, jakým je respondentům představeno hypotetické placení), je klíčovým bodem aplikace metody. Je nezbytné, aby lidé při rozhodování skutečně uvažovali o tom, jak různé výdaje odpovídají míře jejich uspokojení (tj. snížení či zvýšení užitku).

### **Aplikace metody výběrový experiment 2: Hodnota vybraných ekosystémů Krušných hor**

V létě 2013 byl proveden průzkum v Krušných horách, zaměřený na ekonomické hodnocení estetických a rekreačních funkcí ekosystémových služeb. Předmětem analýzy byly preference návštěvníků východního Krušnohoří a jejich ochota platit za určitý typ stavu/managementu maloplošných ekosystémů (horské louky, neregulované horské potoky, kamenné snosy). Během terénního šetření bylo získáno 216 dotazníků pro výběrový experiment. Při dotazování byly použity následující atributy a jejich úrovně (viz tab. 5).

**Tab. 5. Atributy a jejich úrovně ve výběrovém experimentu**

Atribut	Úrovně
Louky	kvetoucí nebo nekvetoucí s domácími zvířaty nebo bez zvířat zarůstající nebo nezarůstající
Kamenné snosy	nezarostlé zarostlé
Potoky	přírodní umělé
Cestovní náklady	400 CZK 800 CZK 1 100 CZK







Zdroj: Vojáček et Kratochvíl (2013)

Jako platební prostředek byly zvoleny jednosměrné cestovní náklady na celovíkendový výlet na jednu osobu bez amortizace dopravního prostředku (Hensher, 1994; Parsons, 1993). V pilotních průzkumech byla výše cestovních nákladů testována a následně pro hlavní sběr dat byly



částky upraveny. Na obr. 7 je ukázka tzv. výběrového setu (karty, podle které respondent prováděl volbu). Ve výzkumu byly volby charakterizovány především příslušnou fotografií pro každý atribut doplněnou slovním popisem.

**Obr. 7. Příklad výběrového setu z dotazníkového šetření**

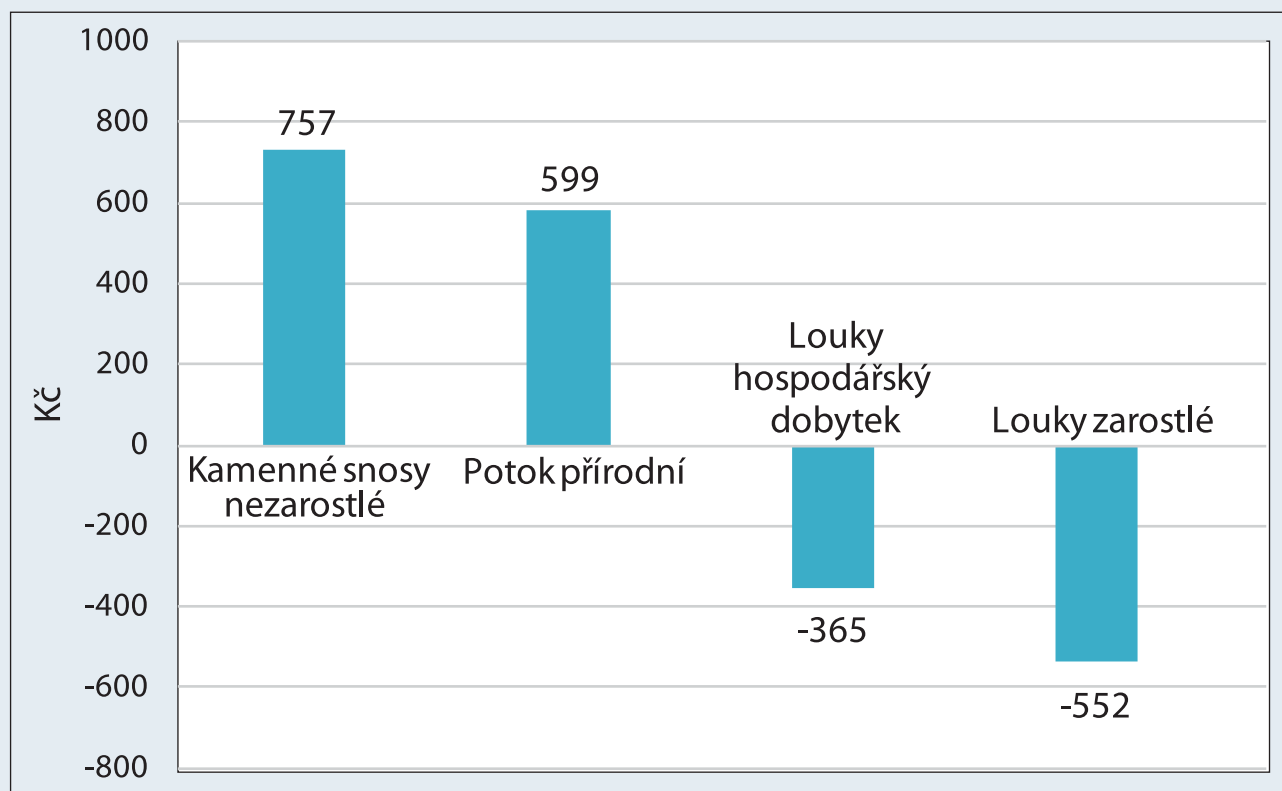
	LOKALITA 1	LOKALITA 2	
Jednosměrné náklady	<b>1100 Kč 800 Kč</b>		Jednosměrné náklady
Kvetoucí louky Bez hospodářských zvířat Nezarostlé			Nekvetoucí louky Bez hospodářských zvířat Zarostlé
Zarostlé snosy			Zarostlé snosy
Přírodní potoky			Umělé potoky

Zdroj: Vojáček et Kratochvíl (2013)

Na základě analýzy dat pomocí modelu Multinomial Logit byly odhadnuty hodnoty parametrů modelu a byla vypočtena ochota platit jako trade-off (volba) mezi regresním odhadem dané úrovně atributu a odhadem koeficientu cestovních nákladů. Hodnoty jsou graficky zobrazeny na obr. 8, ze kterého je patrné:

- ochota platit za nezarostlé kamenné snosy je pozitivní a dosahuje 757 Kč na osobu za celovíkendový výlet,
- pro louky byla úroveň atributu „kvetoucí louky“ zvolena jako základní úroveň (je tedy pomyslnou nulovou ochotou platit), proto je interpretace následující:
  - ve srovnání s kvetoucími loukami je ochota platit za louky užívané pro chov hospodářských zvířat negativní ve výši 365 Kč za osobu a cestu do místa rekreace celovíkendového výletu,
  - ve srovnání s loukami kvetoucími je ochota platit za zarostlé louky také negativní, a to ve výši 552 Kč,
- lidé jsou ochotni zaplatit za přírodní, resp. přírodě blízké potoky 599 Kč ve srovnání s potokem regulovaným.

**Obr. 8. Mezní ochota platit za změnu atributu (v Kč, 2013)**



Zdroj: Vojáček et Kratochvíl (2013)

### Diskuse vhodnosti oceňovacích metod

V odborné literatuře lze najít nepřehledné množství publikací, které se zabývají diskusí využitelnosti a relevancí jednotlivých metod. Uživatel této metodiky by měl vědět, že je-li to možné, je vhodné pro odhad užiteků využít tržních cen nebo metod odhalených preferencí (metodu cestovních nákladů nebo metodu hedonické ceny). Z metod vyjádřených preferencí by pak měl být jednoznačně preferován výběrový experiment před metodou podmíněného hodnocení. Je také důležité si uvědomit, že nezáleží pouze na typu metody, ale i na její aplikaci. Například absolventská nebo seminární studentská práce, která neprošla řádnou oponenturou, může skrývat systematickou chybu sběru dat, které si čtenář hledající v ní pouze určitý typ hodnoty nemusí všimnout. Proto by při stanovení užiteků na základě rešerše literatury měly být preferovány publikace v recenzovaných či ideálně impaktovaných časopisech.

Při vyhledávání určitých typů hodnot je pak vhodné znát omezení jednotlivých metod. Následující odstavce upozorňují na některá úskalí.

Metody odhalených preferencí neumožňují měřit neužité hodnoty. Nelze pomocí nich odhadnout opční, existenční hodnoty nebo hodnoty odkazu environmentálních statků. Odhad neužitých hodnot je doménou pouze metod vyjádřených preferencí (Dvořák et al., 2007).

Hodnoty zjištěné na základě aplikace metody hedonické ceny mohou být zkreslené například tím, že lidé nemají kvalitní informace o statku (zejm. bytu, domu), který si kupují. Například když si prohlíží byt, který později koupí, uskutečňuje se tato prohlídka zpravidla po práci nebo o víkendech, kdy nemusí být v bytě stejná úroveň hluku jako ve všední dny v pracovní hodiny. Kupující tak mohou cenu bytu nadhodnotit.

Hlavní kritika metod vyjádřených preferencí vychází z toho, že odhadnuté hodnoty nevycházejí z reálného chování respondentů na trhu. Respondenti jsou postaveni do hypotetické situace, ve které vyjádří ochotu platit nebo ochotu akceptovat kompenzaci, která neodpovídá jejich skutečným preferencím. Kritici metody argumentují tím, že bez skutečně vynaložených peněz jsou získané odpovědi nevěrohodné/nereálné. Např. Scott (1965) k tomu uvádí, že pokud položíte hypotetickou otázku, dostanete hypotetickou odpověď.

Dalším problémem je to, že statek, který respondenti hodnotí, je často velmi obecný, resp. pro respondenta neurčitý. Představme si například, že jste dotázáni na ochotu platit za zachování vzácného pavouka v džungli Jižní Ameriky. Pokud jsme ochotni něco zaplatit, je otázkou, zda naše hodnota vyjadřuje altruistickou hodnotu někomu v danou chvíli pomoci, nebo jestli skutečně jde o hodnotu předmětného pavouka (v literatuře známé jako tzv. „warm-glow efekt“ – hřejivý pocit) z dobrého skutku. Další výhradou zvláště vůči metodě podmíněného hodnocení je to, že respondenti během výzkumu nečelí skutečnému rozpočtovému omezení.

Tzv. „strategic bias“ je záměrné zkreslení v odpovědích respondentů s cílem ovlivnit konečný výsledek výzkumu směrem, kterým respondent chce, aby výzkum dopadl. Tzv. „embedding efekt“ odpovídá např. situaci, kdy se lidí zeptáme na jejich ochotu platit za zachování jednoho stáda srn v České republice, nebo na jejich podporu opatření na záchranu srn v České republice (tedy potenciálně více ochráněných stád srn). Pravděpodobně dostaneme podobnou odpověď.

Uvedené problematické momenty aplikace metod vyjádřených preferencí částečně eliminuje výběrový experiment, který se blíží metodám odhalených preferencí, protože do určité míry simuluje reálné tržní rozhodování jedinců a některá možná zkreslení snižuje.

Ať už aplikujeme jakoukoli z představených a diskutovaných metod, je nutné provést aplikaci řádně, s respektováním nejlepší praxe, neopomenout a nepřeskočit žádnou z fází výzkumu a musíme si být vědomi předpokladů a omezení jednotlivých metod. Pokud výzkumník toto dodrží, zvyšuje se tím významně pravděpodobnost, že výsledky výzkumu budou alespoň do určité míry odrážet skutečnou hodnotu environmentálního statku.

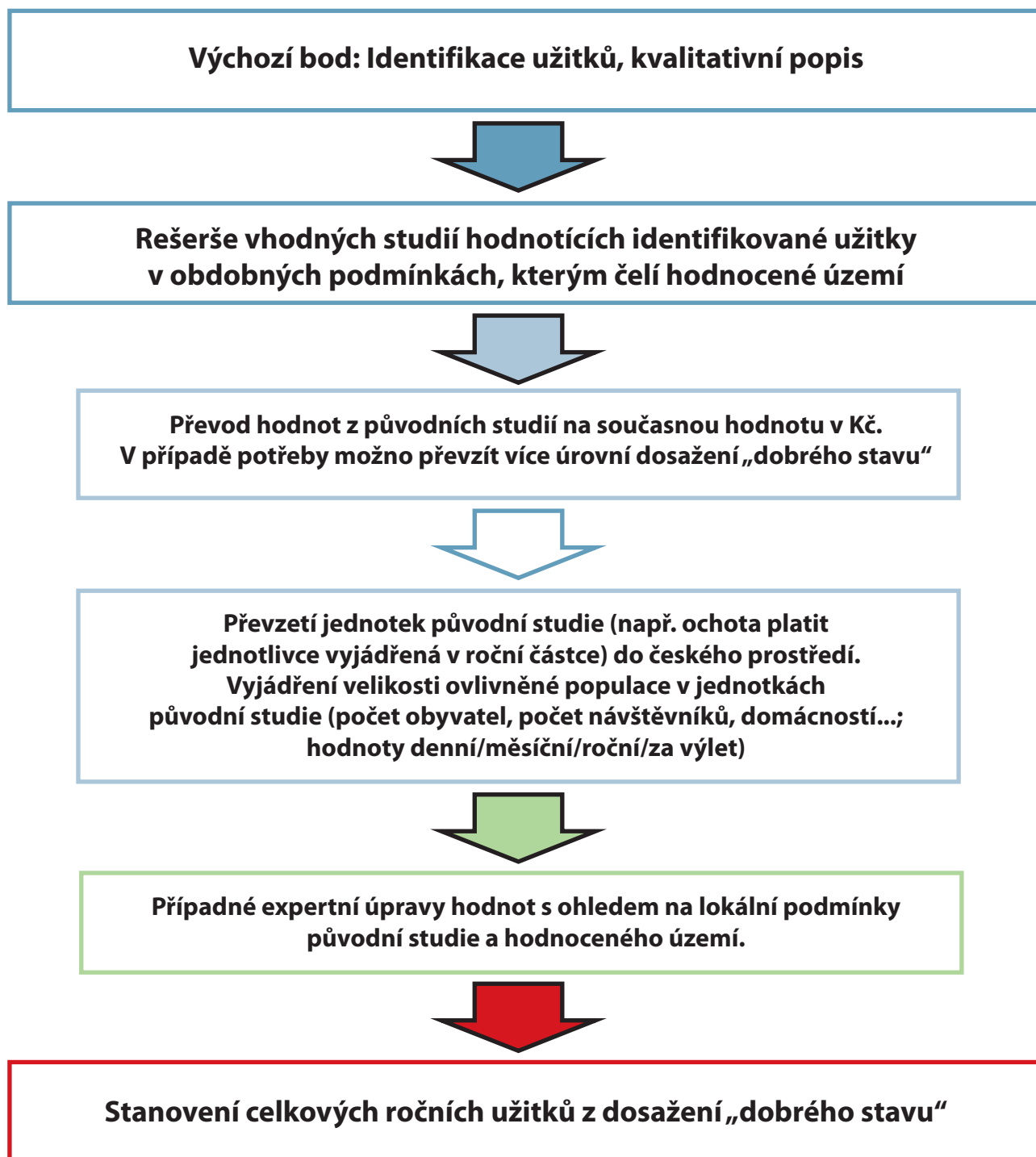
#### **Příloha 4. Postup při aplikaci metody *Benefit Transfer***

Pro přenos hodnot, respektive hledání vhodných studií, z kterých se přenos provede, je třeba znát, jaké užitky jsou pro hodnocené území podle lokálních podmínek relevantní. *Benefit Transfer* lze rozčlenit do pěti navazujících kroků (obr. 9). Pro každou kategorii užitků, které jsou pro daný posuzovaný vodní útvar významné, se provádí *Benefit Transfer* zvlášť, respektive podle dostupnosti vhodných studií.

##### **Rešerše vhodných studií hodnotících zvolené užitky:**

K nejdůležitějším studiím v oblasti ekosystémových služeb a statků životního prostředí se řadí mezinárodní projekt TEEB (2010), jehož výstupem se stala databáze monetárních hodnot ekosystémových služeb „*TEEB Valuation Database*“, která je nadále rozvíjena pod názvem „*Ecosystem Service Valuation Database*“ (ESVD). Do databáze ESVD bylo zahrnuto více než 1 350 kriticky vybraných hodnot z více než 300 dostupných a relevantních oceňovacích studií. Hodnoty byly standardizovány do podoby Mezinárodního dolaru na hektar a rok (Int.\$/ha/rok), který odpovídá výši amerického dolaru podle daného roku. Databáze ESVD může sloužit jako indikátor potenciálně nejdůležitějších hodnot užitků. Další hodnoty lze nalézt v kanadské databázi EVRI (*Environmental Valuation Reference Inventory*), v databázi australské vlády – vlády Nového Jižního Walesu (*Searchable Environmental Valuation Database*), ve švédské databázi ValueBase nebo v databázi článků ScienceDirect. Odkazy na všechny tyto zdroje včetně ESVD jsou uvedeny v seznamu použité literatury.

Obr. 9. Schéma postupu při aplikaci *Benefit Transfer*



Zdroj: vlastní zpracování

Při rešerši je třeba hledat prioritně studie z oblastí s obdobnými lokálními podmínkami a důvody pro nedosažení „dobrého stavu“. V rámci ekonomického hodnocení se výrazně liší význam a hodnota dílčích užitek zjištěných pro vodní útvary v pramenných oblastech, oblastech řídky osídlených, horských, zemědělských, urbánních oblastech apod. Nezbytné je věnovat pozornost použitým metodám hodnocení užitek a přírodních statků a vnímat jejich omezení. Základní znalosti týkající se aplikovaných oceňovacích metod jsou pro správnou aplikaci *Benefit Transfer* nezbytné.

**Zpracování a upravení získaných hodnot:** Hodnoty se upravují zejména o inflaci a/nebo kupní sílu. Pro tento účel je součástí metodiky samostatný excelovský spreadsheet umožňující snadné převedení hodnot ze zahraničí na současnou hodnotu v Kč (hodnotu v roce 2014). Spreadsheet funguje tak, že se vloží výchozí měna původní studie, měna, do které se hodnoty převádějí, a uvede se rok, v jakém jsou hodnoty původní studie uvedeny. Nástroj pro takto zadané údaje nejprve vyhodnotí míru inflace oproti roku původní studie do současnosti a vyjádří hodnotu původní studie v původní měně. Následně automaticky dojde i k převodu hodnoty z cizí měny na domácí (Kč) jak za využití parity kupní síly, tak směnného kurzu <sup>1</sup>.

**Přenos jednotek:** V jednotlivých studiích bývají užítky vztahovány na jednotlivce, rodiny, domácnosti a časově buď na den, měsíc, rok nebo jednu návštěvu. Při přenosu je nutné tyto jednotky respektovat. Pokud je nezbytná modifikace na jinou jednotku, je nutné identifikovat nositele jednotlivých užitků a kvantifikovat je. Je-li dosahováno rozdílných úrovní užitků v jednotlivých částech zkoumaného území, je kvantifikace provedena pro každou část zvlášť. Vhodným zdrojem dat je například Český statistický úřad. Běžně se v tomto kroku při hodnocení rekreačních užitků provádí prognóza návštěvnosti s ohledem na zlepšující se stav přírodního zdroje, respektive dosažení „dobrého stavu“ vodního útvaru.

Při identifikaci nositelů užitků je také třeba zohlednit substituty, tedy statky, které poskytují stejné nebo vyšší užítky, než jakých bude dosaženo realizací opatření v určitém místě. Uživatele těchto substitutů je třeba zohlednit a započítat u nich jen proporční část předpokládaných užitků. Klasickým příkladem je existence koupaliště, které bude část místních obyvatel preferovat před koupáním ve vzdálenější řece navzdory zlepšení kvality vody.

**Expertní úprava hodnot užitků:** Najít původní studii odpovídající zkoumané oblasti nebo zcela vystihující kategorii užitků není obvykle možné, proto se v řadě případů přistupuje k expertní úpravě hodnot. K tomu např. dochází, když se jedná o turisticky významnou koupací nádrž, kde lze očekávat vysokou ochotu platit za zlepšení kvality vody, ale přenos hodnot se provádí z oblasti turisticky méně atraktivní (resp. naopak). Běžně tak dochází k zvyšování/snižování hodnoty z původní studie. Tato kvalifikovaná úprava hodnot však musí být vždy dostatečně odůvodněná a podložená reálnými daty.

**Určení současné hodnoty užitků:** Provádí se vynásobením ochoty platit/ochoty přijímat kompenzaci a počtem uživatelů a podle prognózy návštěvnosti i hodnoty v dalších letech. Zjištěné údaje dále vstupují do procesu analýzy užitků (viz přílohu 5).

#### **Příklad aplikace metody *Benefit Transfer*:**

##### **Přenos užitků z Máchova jezera na vodní nádrž Orlický**

V období 2012–2014 probíhalo v rámci mezinárodního projektu Refresh ekonomické hodnocení nákladů a užitků ze snížení eutrofizace na vodní nádrži Orlický (Vojáček et al., 2013). Hlavním cílem této studie bylo vedle provedení analýzy nákladové efektivity opatření posouzení přiměřenosti nákladů.

V rámci analýz byly identifikovány užítky spojené především s rekreací (zlepšení kvality vody bude mít přímý vliv na možnosti koupání, rybolovu, jachtingu, kempování a dalšího podobného volnočasového vyžití). K přenosu užitků bylo vybráno ocenění rekreačních užitků na Máchově jezeře (Vo-

<sup>1</sup> Aplikace využívá údaje z OECD a zahrnuje údaje o inflaci, paritě kupní síly a směnných kurzech od roku 1990 do roku 2014 pro následující země: Austrálie, Belgie, Brazílie, Česká republika, Čína, Dánsko, Estonsko, Finsko, Francie, Chile, Indie, Indonésie, Irsko, Island, Itálie, Izrael, Japonsko, JAR, Kanada, Kolumbie, Korea, Lotyšsko, Lucembursko, Maďarsko, Mexiko, Německo, Nizozemsko, Norsko, Nový Zéland, Polsko, Portugalsko, Rakousko, Rusko, Řecko, Slovensko, Slovinsko, Španělsko, Švédsko, Švýcarsko, Turecko, USA, Velká Británie. Pro země využívající v současné době eura je použita u všech let tato měna, v případě studií obsahujících původní měny je nutné provést převod ručně s dohledáním potřebných údajů.

jáček et Melichar, 2007; Vojáček et Pecáková, 2010), blíže popsané v příloze 3. Původní hodnoty pro Máchovo jezero vyjádřené jako ochota platit na osobu/den byly expertně upraveny na podmínky Orlické přehrady a aktuální ekonomické podmínky ČR. Nejprve byla původní hodnota upravena pomocí inflace na současnou hodnotu (tab. 6, sloupec 3). V dalším kroku byla úroveň ochoty platit pro Orlickou přehradu upravena na 2/3 hodnoty úrovně Máchova jezera. Toto upravení přenášených hodnot bylo zdůvodněno vyšší atraktivitou Máchova jezera. U vodní nádrže Orlík byly uvažovány tři různé úrovně zlepšení kvality vody, kterým odpovídalo ocenění užiteků. Úroveň 3 je myšlena znečištěná voda, úroveň 1 je čistá voda (viz tab. 6).

V rámci oceňování užiteků z rekreace byly zohledněny obce v okruhu do 5 km a města ve vzdálenosti do 15 km od Orlíku. Pro reálný odhad užiteků bylo třeba ocenit návštěvnost v jednotlivých částech vodní nádrže zvláště, dle různé úrovně zlepšení kvality vody. Základem pro výpočet byl počet dnů strávených návštěvníky v ubytovacích zařízeních a kempech v letních měsících. Dále byl z údaje o počtu chat a chalup určen počet dní strávených na chalupě jejich majiteli. Z průzkumu vyplynulo, že v oblasti Orlické přehrady tráví chataři v letních měsících, kdy jsou rekreační užítky z dosažení „dobrého stavu“ nejvyšší, v průměru 10 víkendů ve dvou dospělých osobách. Poslední část z celkové návštěvnosti tvořili místní obyvatelé, kde bylo počítáno s každým desátým obyvatelem, kterému plynou z čisté vody užítky dva dny v létě. Ze součtu dnů rekreatantů, chatařů a místních pak vyšel celkový počet dnů strávených u vody, tedy veličina odpovídající výchozí studii ze studie na Máchově jezeře.

**Tab. 6. Využití metody *Benefit Transfer* na příkladu vodní nádrže Orlík**

Zlepšení	Originální studie Máchovo jezero (CZK 2007)	Originální studie Máchovo jezero (CZK 2013)	Benefit Transfer na Orlickou přehradu 2/3 původní hodnoty (CZK 2013)
úroveň 3 --> úroveň 2	200	236	157
úroveň 2 --> úroveň 1	63	74	49
úroveň 3 --> úroveň 1	263	310	206

*Zdroj: Vojáček et al. (2013)*

Celkový počet dnů strávených u vody se vynásobil ochotou platit. S ohledem na zlepšení kvality vody se počítalo s nárůstem návštěvnosti a došlo k vytvoření projekce návštěvnosti. Podle Vojáček et al. (2013) vychází jako optimální nárůst návštěvnosti 4–15 % během prvních deseti let po realizaci opatření. Byla vytvořena řada scénářů celkové výše užiteků podle vývoje návštěvnosti, ochoty platit a procentuálního zahrnutí ostatních užiteků.

## Příloha 5. Anualizace užitků

### Anualizace užitků, jejichž relativní výše se v jednotlivých letech mění

Výchozím podkladem je tabulka ročních celkových užitků zahrnující jednotlivé roky ze zvoleného časového rámce. S využitím úrokové míry se veškeré užitky nejprve převedou na současnou hodnotu za využití rovnice 7 (vzorec je stejný jako u současné hodnoty nákladů).

#### Rovnice 7. Současná hodnota užitků

$$SHP = \sum \frac{P_t}{(1+r)^t}$$

Zdroj: vlastní zpracování

kde:  $SHP$  = celková současná hodnota užitků,  
 $P_t$  = výše užitků v roce  $t$ ,  
 $r$  = diskontní míra (podle doporučení EK je možné použít diskontní míru 5 %, tedy 0,05),  
 $t$  = rok.

Na výpočet současné hodnoty navazuje již samotná anualizace s využitím následující rovnice 8, která umožňuje srovnání užitků s náklady při zohlednění životnosti opatření.

#### Rovnice 8. Anualizace celkových užitků vyjádřených pomocí současné hodnoty

$$AP = SHP \times \frac{r \times (1+r)^h}{(1+r)^h - 1}$$

Zdroj: vlastní zpracování

kde:  $AP$  = jsou celkové roční užitky v anualizované podobě,  
 $SHP$  = současná hodnota užitků,  
 $r$  = diskontní míra (podle doporučení EK je možné použít diskontní míru 5 %, do vzorce dosadíme 0,05),  
 $h$  = časový rámec analýzy, jednotlivé roky uvažované pro účely analýzy.

#### Příklad: Anualizace užitků – převod na čistou hodnotu

Tabulka 7 obsahuje celkové užitky z opatření k dosažení „dobrého stavu“ v průběhu následujících osmi let (pro názornost a přehlednost je uvažován zkrácený horizont 8 let). Jelikož se efekt opatření neprojeví celý hned po realizaci, dochází v souvislosti s průběžným zlepšováním stavu k nárůstu užitků – tj. užitek z prvního roku ve výši 50 tis. Kč vzroste během osmi let až na 360 tis. Kč ročně.

**Tab. 7. Tabulka celkových ročních užitků v rámci časového rámce (vzorové hodnoty s horizontem 8 let)**

Rok	20XY	20XY+1	20XY+2	20XY+3	20XY+4	20XY+5	20XY+6	20XY+7
Celkový součet užitků v daném roce (v tis. Kč)	50	100	250	300	320	350	350	360

Zdroj: vlastní zpracování

Pro možnost srovnání nákladů a užitků je třeba provést anualizaci užitků nejprve za využití rovnice 8 pro výpočet současné hodnoty. Dosazením vzniká rovnice 9.

### Rovnice 9. Současná hodnota užiteků

$$SHP = \frac{50\,000}{(1 + 0,05)^1} + \frac{100\,000}{(1 + 0,05)^2} + \frac{250\,000}{(1 + 0,05)^3} + \frac{300\,000}{(1 + 0,05)^4} + \frac{320\,000}{(1 + 0,05)^5} + \frac{350\,000}{(1 + 0,05)^6} + \frac{350\,000}{(1 + 0,05)^7} + \frac{360\,000}{(1 + 0,05)^8} = 1\,605\,397 \text{ Kč}$$

Zdroj: vlastní zpracování

Celkové užítky opatření jsou v současné hodnotě ve výši 1 605 397 Kč. Aby bylo možné toto číslo srovnat s náklady, které jsou vyjádřeny na roční bázi, je potřeba provést poslední krok – anualizaci užiteků. Postup je zachycen v rovnici 10. Roční anualizované užítky jsou ve výši 248 390 Kč.

### Rovnice 10. Celková výše ročních užiteků v anualizované podobě

$$AP = 1\,605\,397 \times \frac{0,05 \times (1 + 0,05)^8}{(1 + 0,05)^8 - 1} = 248\,390 \text{ Kč}$$

Zdroj: vlastní zpracování

### Anualizace užiteků, jejichž relativní výše se v rámci časového horizontu nemění

Předpokládáme-li stejný tok užiteků každý rok, není třeba hodnoty upravovat. Roční užítky (obdobně jako tomu bylo u neměnných ročních provozních nákladů) rovnou vstupují do srovnání s náklady.

#### Příklad: Anualizace konstantních užiteků

Tabulka 8 obsahuje celkové užítky plynoucí z realizace opatření průběhu následujících osmi let (pro názornost a přehlednost je uvažován zkrácený horizont 8 let). Efekt opatření se v rámci posuzovaného horizontu nemění.

**Tab. 8. Tabulka celkových ročních užiteků (vzorové hodnoty s horizontem 8 let)**

Rok	20XY	20XY+1	20XY+2	20XY+3	20XY+4	20XY+5	20XY+6	20XY+7
Celkový součet užiteků v daném roce (v tis. Kč)	100	100	100	100	100	100	100	100

Zdroj: vlastní zpracování

Pro účely posouzení přiměřenosti v případě neměnných užiteků vstupuje do analýzy roční výše užiteků (100 tis. Kč).



## Summary

With constantly increasing requirements on water quality, demand for good status of water bodies also grows. At the EU level, this effort culminated with the adoption of Directive 2000/60 EC on water policy (the Water Framework Directive, abbreviated to the Directive or WFD). The Directive is the legislative definition of an integrated approach to protection and management of aquatic ecosystems, has a fundamental impact on watercourse management, and has become the most important and so-far the most comprehensive European legal document relating to water policy. Its primary environmental objectives include the protection, enhancement and restoration of all bodies of surface, ground, brackish and coastal waters with the aim to achieve their “good status” by 2015. Achieving of “good status” is often connected with high costs. In the case of disproportionate costs of measures, it is possible to apply an exemption in the form of extension of the time limits or even as a moderation of the requirements for “good status”.

Neither the Directive nor the released instructions have provided any particular handbook on how to assess the disproportionality. Design of appropriate methodologies and approaches for cost proportionality assessment has become a challenge in recent years and is subject of debate across all EU member states.

The aim of this methodology is to provide methodological instructions for assessment of cost disproportionality of measures for organisations authorised in water planning, more precisely for authors of economic analyses.

Decision on application of an exemption follows from outputs of economic analysis (cost-effectiveness analysis of possible measures). Following from an analysis of approaches abroad, the appropriate and practically preferred methods for cost disproportionality assessment are based on CBA. The exemption may be granted in case that the social costs are higher than the social benefits. The methodology presents the general process and describes the individual steps of disproportionality analysis. Prerequisites for the application of the methodology are the ability to set the distance from the target (“good status”) and identification of measures which should lead to the “good status”.

Part of the methodology is also an overview of methodologies used for the identification of potential benefits from the improved status of water bodies and ecosystem services, including instructions for identification of suitable data sources (for the case that the Benefit Transfer method is used).

Given the current situation of reaching good status in the Czech Republic and the ambitious requirements of the Directive, some exemptions on many water bodies can be expected to be granted in the second and third planning periods. With regards to the present results of fulfilment of the Directive goals, we can expect the importance of this methodology to grow at the same pace as the number of exemptions.

In the Czech Republic, no methodology for cost proportionality assessment has been elaborated so far. The point of the methodology consists in the possibility to obtain an exemption from “good

status". The methodology presents a transparent approach which can be defended in front of both specialised public and the European Commission. It is based on data available in the Czech Republic and is analogical to approaches to similar assessments. Results of the assessments based on this methodology will prevent needless expenses which do not fully correspond with the capacities and objectively identified needs.





**Odbor vodohospodářské politiky a protipovodňových opatření**

Těšnov 17, 117 05 Praha 1

**v y d á v á**

**OSVĚDČENÍ**

68180/2015-MZE-15121

o uznání uplatněné certifikované metodiky  
v souladu s podmínkami „Metodiky hodnocení výsledků výzkumných organizací  
a hodnocení výsledků ukončených programů (platná pro léta 2013 až 2015)“ \*


***Metodika k aplikaci výjimek z důvodu nákladové nepřiměřenosti opatření  
k dosahování dobrého stavu vodních útvarů***

***Lenka Slavíková, Ondřej Vojáček, Jan Macháč, Marek Hekrlé, Libor Ansorge***

***Universita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem  
Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.***

Vypracované v rámci projektu TD020352 Hodnocení nákladové přiměřenosti dosahování dobrého stavu vodních útvarů za podpory TA ČR v rámci programu OMEGA. Projekt využívá „Pravidla pro odvětví zemědělství a rybolovu“ ANO/NE\*  
V případě, že projekt využívá „Pravidla pro odvětví zemědělství a rybolovu“, je výsledek typu Nmet zdarma k dispozici všem zájemcům na webové stránce .....

V Praze dne 16. 12. 2015

  
Ing. Alena Binhacová  
ředitelka odboru

\* Nehodící se škrtněte.

Vydal Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.,  
v roce 2015

Ředitel: Mgr. Mark Rieder

**Metodika k aplikaci výjimek z důvodu  
nákladové nepřiměřenosti opatření  
k dosahování dobrého stavu vodních útvarů**

Lenka Slavíková, Ondřej Vojáček, Jan Macháč, Marek Hekrle, Libor Ansorge

Vydání první – Počet stran 52 – AA 3,4 – Náklad 70 výtisků –  
Návrh obálky Abalon, s. r. o., grafické zpracování PAPAVER, Tisk VAMB

ISBN 978-80-87402-41-2 (brož.)  
ISBN 978-80-87402-42-9 (on-line, pdf)

