

**Univerzita Karlova**  
**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Ekologická a Evoluční Biologie



**Anna Marie Podlipná**

Lze penězi vyjádřit hodnotu zdravého životního prostředí?  
Can money express the value of a healthy living environment?

Bakalářská práce

Vedoucí práce:

doc. RNDr. Michal Vinkler, Ph.D.

Praha, 2024

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 8.8. 2024

Anna Marie Podlipná

## **Poděkování**

Ráda bych poděkovala vedoucímu práce doc. RNDr. Michalu Vinklerovi, Ph.D. za cenné připomínky během psaní, které pomohly celou práci nasměrovat. Díky též patří všem, kteří mě během psaní práce podporovali.

## **Abstrakt**

Životní prostředí tvoří nezbytný základ pro lidskou existenci, zajištění základních potřeb a dosažení zdraví, prosperity a spokojenosti. Přesto není hodnota přírodních zdrojů často plně zohledněna v politických a ekonomických rozhodnutích. Jedním ze způsobů, jak je toho možné dosáhnout, je snaha o ocenění hodnoty zdravého životního prostředí v peněžních jednotkách.

Bakalářská práce se zaměřuje na možnosti vyjádření hodnoty zdravého životního prostředí prostřednictvím peněžního oceňování. Práce popisuje význam životního prostředí a ekosystémů pro člověka pomocí konceptu ekosystémových služeb, včetně souvislosti se zajišťováním lidského blahobytu a zdraví. Dále se věnuje různým typům hodnot, včetně ekonomického pohledu na hodnotu přírody a jejího zahrnutí do společenských rozhodovacích procesů. Hlavní část práce analyzuje různé přístupy k peněžnímu ocenění hodnoty zdravého životního prostředí a zkoumá aplikaci těchto metod při rozhodování mezi různými alternativami, pochopení dynamiky rozhodovacích procesů a kvantifikaci přínosů pro lidský blahobyt. V závěru jsou rozebrány omezení a kritická reflexe využití těchto metod. Práce poskytuje komplexní pohled na problematiku oceňování životního prostředí a zdůrazňuje složitost a výzvy spojené s peněžním vyjádřením hodnoty ekosystémů.

## **Klíčová slova**

hodnocení ekosystémových služeb, blahobyt, zdraví, metody oceňování přírody, peněžní hodnota

## **Abstract**

The environment is the essential basis for human existence, for providing basic needs and for achieving health, prosperity and well-being. Yet the value of natural resources is often not fully reflected in political and economic decisions. One way in which this can be achieved is by seeking to place a monetary value on a healthy environment.

This bachelor thesis focuses on the possibilities of expressing the value of a healthy environment through monetary valuation. The thesis describes the importance of the environment and ecosystems to humans using the concept of ecosystem services and its link to the provision of human well-being and health. It also discusses different types of value, including an economic perspective on the value of nature and its inclusion in societal decision-making processes. The main part of the thesis analyses different approaches to monetising the value of a healthy environment and explores the application of these methods in deciding between different alternatives, understanding the dynamics of decision-making processes and quantifying the benefits to human well-being. It concludes with a discussion of the limitations and critical reflection on the use of these methods.

The thesis provides a comprehensive perspective on the issue of environmental valuation and highlights the complexities and challenges associated with monetizing the value of ecosystems.

## **Key words**

ecosystem services valuation, well-being, health, nature valuation methods, monetary value

# Obsah

1.	Úvod .....	1
2.	Co nám příroda poskytuje .....	2
2.1	Životní prostředí a ekosystémy .....	2
2.1.1	Zdravý ekosystém a zdravé životní prostředí.....	3
2.2	Přínosy ekosystémů pro člověka.....	3
2.2.1	Ekosystémové služby .....	3
2.2.2	Ekosystémové služby a kvalita života.....	5
2.2.3	Ekosystémové služby a lidské zdraví.....	6
2.2.4	One Health koncept .....	8
2.3	Člověk jako hybatel změn .....	8
3.	Hodnota přírody a její zahrnutí ve společenských procesech.....	9
3.1	Co je to hodnota? .....	10
3.2	Hodnota v ekonomii .....	11
3.3	Hodnota přírody v rozhodovacích procesech.....	13
4.	Metody peněžního ocenění hodnoty zdravého životního prostředí.....	14
4.1	Metody vyčíslení na základě stanovené preference .....	14
4.2	Metody vyčíslení na základě pozorování .....	15
5.	Praktická aplikace .....	18
5.1	Způsoby využití .....	18
5.1.1	Vyčíslení podílu na lidském blahobytu .....	18
5.1.2	Osvětlení dynamiky rozhodovacích procesů .....	19
5.1.3	Rozhodování mezi alternativami .....	20
5.2	Rozsah použití .....	21
6.	Limity a kritická reflexe použití metod .....	22
7.	Závěr.....	25
	Použitá literatura.....	27

# 1. Úvod

Lidstvo odjakživa záviselo na přírodě (*Millenium Ecosystem Assessment*, 2003). Přírodní prostředí tvoří nezbytný základ pro lidskou existenci a je zdrojem obživy, energie, léčiv a široké škály materiálů a procesů nezbytných pro naplnění základních potřeb a zajištění zdraví, prosperity a spokojenosti člověka. Většina z těchto benefitů poskytovaných přírodou není nahraditelná, či je nahraditelná velmi obtížně. Nejde však pouze o samotné statky a služby, které jsou z přírody získávány, důležitou hodnotu tvoří i samotný způsob a míra, jak člověk interaguje s přírodním prostředím.

Příčiny globální krize biodiverzity a příležitosti k jejímu řešení jsou úzce spojeny se způsobem, jakými je hodnota přírody (ne)zahrnuta do politického a ekonomického rozhodování (IPBES, 2019). Rozhodnutí, která ohledně ekosystémů jako společnost děláme, jsou ovlivněna nejen uvažováním o dopadech na člověka, ale také tím, jakou hodnotu vůbec přikládáme životnímu prostředí, ekosystémům a druhům je obývajícími. Toto "ohodnocení" se v rozhodování projeví, ať už se ho rozhodneme vyjádřit, či ne (Costanza et al., 1997). Dopady jednotlivých rozhodnutí často nejsme schopni dohlédnout předem a může se proto stát, že hodnotu toho, co nám přírodní prostředí přináší, poznáme až zpětně ve chvíli, kdy je již schopnost prostředí tuto službu poskytovat výrazněji narušena či zcela ztracena (*Millenium Ecosystem Assessment*, 2003). Výsledné změny zároveň v konečném důsledku zpravidla neovlivní jen člověka, ale mají dopad na množství dalších druhů živých organismů.

Současné rozhodovací procesy inklinují k jednoduchým a přímočarým řešením, což funguje špatně v případě komplexnějších problémů, jakým je např. vazba ochrany přírody na lidské zdraví. Lepší pochopení toho, jakou hodnotu nám přírodní prostředí poskytuje, je jedním z důležitých podkladů pro odpovědné rozhodování na všech společenských úrovních (Costanza et al., 2017). Popsání přínosů a služeb, které díky fungování přírody lidská společnost získává, může pomoci při uvědomění si relativních přínosů a rizik během plánování změn v prostředí, ve kterém žijeme (například struktura urbanizace).

V mnohých případech ale pouze popsat tyto přínosy nestačí. Rozhodování zahrnuje širokou řadu trade-offs a z možné škály výstupů bude mít tak jako tak každý z nich na člověka dopad. Pro odpovědnou volbu mezi možnými alternativami je proto užitečné mít k dispozici nástroje, které umožní jednotlivé dopady mezi sebou porovnat. Jedním z těchto nástrojů může být ocenění hodnoty zdravého životního prostředí v peněžních jednotkách. V odhadech můžeme počítat s velkou mírou nejistoty a mnohé z funkcí a spojitostí nám mohou zůstat utajeny (Daily et al., 2000), i přesto ale může mít peněžní valuace mnohé výhody.

Peněžní hodnota jako měřítko přirozeně vstupuje do mnoha společenských procesů, a v tomto světle lze také porovnat dlouhodobé přínosy a náklady jednotlivých změn a usnadnit tak jejich

koncepční plánování. Vyčíslení hodnoty přírodních procesů může pomoci ukázat jejich podíl na lidském blahobytu – tento podíl nám je do velké míry skrytý, protože za něj přímo neplatíme. V důsledku tak může dojít k lepšímu nastavení strategií pro zachování těchto kritických přírodních procesů a hledání dlouhodobého optima (UNEP, 2010). V demokratických rozhodovacích procesech je kromě toho důležitá transparentnost – přímé ocenění ekosystémů a jejich služeb se proto stalo tématem, kterému je v posledních letech věnována zvýšená pozornost (Costanza et al., 2017). Zároveň jsou peníze metrikou, která je široce srozumitelná a může proto snáze sloužit jako měřítko popisující přínosy fungování přírody tak, že je pochopitelné i mimo odbornou komunitu.

Cílem práce je rešerše jednotlivých přístupů k oceňování hodnoty zdravého životního prostředí a myšlenkových rámců, na základě kterých se snaží uváděné metody tuto hodnotu vyčíslit. Práce nejprve představuje konceptualizaci vztahu přírody, lidského blahobytu a zdraví pomocí modelu ekosystémových služeb. Následně popisuje přístupy k vyjádření hodnoty ekosystémových služeb na poli ekonomie, jednotlivé rozeznávané kategorie hodnot a metodologie, které jsou k peněžnímu vyjádření používány. V závěru je nastíněn potenciál aplikace do různých oblastí lidského rozhodování a vztahu k životnímu prostředí jako takovému. Jsou zahrnuty také zkušenosti z praktického uplatnění některých metod i limitace a kritická reflexe peněžní valuace.

## **2. Co nám příroda poskytuje**

Pro zodpovězení otázky, jakou hodnotu má zdravé životní prostředí, je zapotřebí se nejprve podívat na to, jak je propojeno fungování přírody a člověka. V současné literatuře je tento vztah nejčastěji popisován konceptem tzv. ekosystémových služeb. Základní zkoumanou jednotkou je v takovém případě ekosystém a vztah k člověku je vyjádřen pomocí toku materiálních i nemateriálních přínosů, které člověk díky fungování ekosystémů získává. Následující kapitola představuje myšlenkové základy tohoto konceptu a jeho propojení s lidským blahobytem a zdravím. Vztah člověka a přírody funguje oboustranně, kdy člověk je zároveň příjemcem přínosů poskytovaných díky fungování přírody, a zároveň aktivní silou ovlivňující fungování ekosystémů a jejich schopnost tyto přínosy poskytovat.

### **2.1 Životní prostředí a ekosystémy**

Životní prostředí zahrnuje všechno, co vytváří přirozené podmínky pro existenci živých organismů (Hine, 2019). Ekosystém je definován jako *biotické společenství a fyzické prostředí, se kterým je spojeno* (Hine, 2019). Svým působením na sebe navzájem tvoří funkční jednotku, což se projevuje zejména tak, že jsou jednotlivé složky navzájem spojeny výměnou látek a energie, předáváním informací, vzájemným ovlivňováním a vývojem v prostoru a čase.



Velikost ekosystému se může značně lišit: od malých kaluží v dutině stromu až po oceán. V současnosti existuje mnoho způsobů klasifikací ekosystémů, jako např. aktualizovaná Globální Typologie Ekosystémů IUCN (Keith et al., 2022), která ekosystémy dělí dle struktury a složení bioty a ekologických interakcí, geografických, fyzikálních a chemických faktorů a míry ovlivnění člověkem; či typologie dle Miléniového hodnocení ekosystémů (Millenium Ecosystem Assessment, dále MEA), která rozlišuje deset základních typů ekosystémů dle pokryvu (land cover) a využití (land use).

### **2.1.1 Zdravý ekosystém a zdravé životní prostředí**

V kontextu práce jsou nadále používány pojmy „zdravý ekosystém“ (angl. *healthy ecosystem*) a „zdravé životní prostředí“ (*healthy environment*). Je potřeba rozlišovat jejich význam, který je odlišný:

Definice zdravého ekosystému se zabývá jeho vnitřním fungováním, organizací a reziliencí (Costanza a Mageau, 1999). Zdravý ekosystém je takový, který je schopen zachovávat své struktury, funkce a poskytované služby tváří v tvář vnějšímu tlaku a nevykazuje žádné zjevné známky ohrožení.

Zdravé životní prostředí ve smyslu *healthy environment* naopak popisuje podmínky, ve kterých lidé žijí a které mají vliv na lidské zdraví (WHO 2021a). Environmentální faktory zdraví zahrnují kvalitu ovzduší, přístup k čisté vodě a hygienickým službám, strukturu prostředí a životní podmínky. Do širší skupiny těchto faktorů zahrnujeme i fungování a roli procesů jako je koloběh vody, uhlíku nebo dusíku. Různá míra vystavení environmentálním faktorům je hlavní příčinou nerovnosti v oblasti zdraví a zásadně ovlivňuje zátěž nemocí v rámci populace (WHO 2021a; Jennings a Gaither, 2015). Zátěž nemocí (burden of disease) označuje rozdíl mezi skutečným zdravotním stavem populace a optimálním stavem, kdy všichni dosahují maximální délky života, aniž by trpěli závažnějšími zdravotními problémy (WHO 2021a).

## **2.2 Přínosy ekosystémů pro člověka**

### **2.2.1 Ekosystémové služby**

Pro popsání vztahu člověka a přírody existuje v historii i současnosti mnoho konceptů. Na přelomu tisíciletí, v době po vydání MEA, se značně rozšířil způsob nahlížení na přírodu skrze její přínosy pro člověka, nejčastěji nazývané ekosystémové služby (Mace, 2014). Touto optikou je tedy fungování konkrétního ekosystému popsáno agregací ekologické komplexity do skupiny několika širších ekosystémových funkcí a procesů (de Groot et al., 2002). Výsledkem těchto procesů v rámci ekosystémů je poskytování tzv. ekosystémových služeb neboli přínosů, které člověk získává díky fungování ekosystémů (*Millenium Ecosystem Assessment*, 2003).

Ekosystémové služby (dále též ES), zahrnují **poskytování statků** jako potrava, léčiva, palivo nebo voda (tzv. provisioning services); **regulační služby** (regulating services), kam patří například schopnost regulovat záplavy, výskyt chorob nebo degradaci půdy, **podpůrné služby** (supporting services), zprostředkovávající koloběh živin nebo půdotvorné procesy; a služby **kulturní** (cultural services), kam spadá poskytování rekreační, duchovní, náboženské a jiné nemateriální hodnoty (Hine, 2019).

V obrázku č. 1 můžeme vidět orientační seznam nejdůležitějších kategorií ekosystémových služeb poskytovaných daným typem ekosystému. Jedná se o nutné zjednodušení, kde jsou uvedeny jen nejtypičtěji poskytované ekosystémové služby, konkrétní ekosystém proto pravděpodobně bude poskytovat v menší míře i služby, které nejsou ve schématu vyznačeny. Ze schématu je ale patrné, že mezi ekosystémové služby není řazeno poskytování přírodních zdrojů jako je např. uhlí nebo ropa, ač tyto suroviny také bezesporu přispívají k dosahování lidského blahobytu. Do ekosystémových služeb jsou zařazeny pouze ty, které mohou být využívány dlouhodobě ekologicky udržitelným způsobem (de Groot et al., 2002). Udržitelnost v ekologickém smyslu je zde míněn přirozený limit odvíjející se od nosné kapacity prostředí, v rámci kterého se může pohybovat intenzita lidského využívání, jehož dopady nemění nevratně integritu a přirozené fungování jednotlivých složek systému (de Groot, 1994). Samotná biodiverzita obvykle není řazena mezi ekosystémové služby, přestože na ní poskytování ekosystémových služeb závisí (UNEP, 2010; IPBES, 2022).

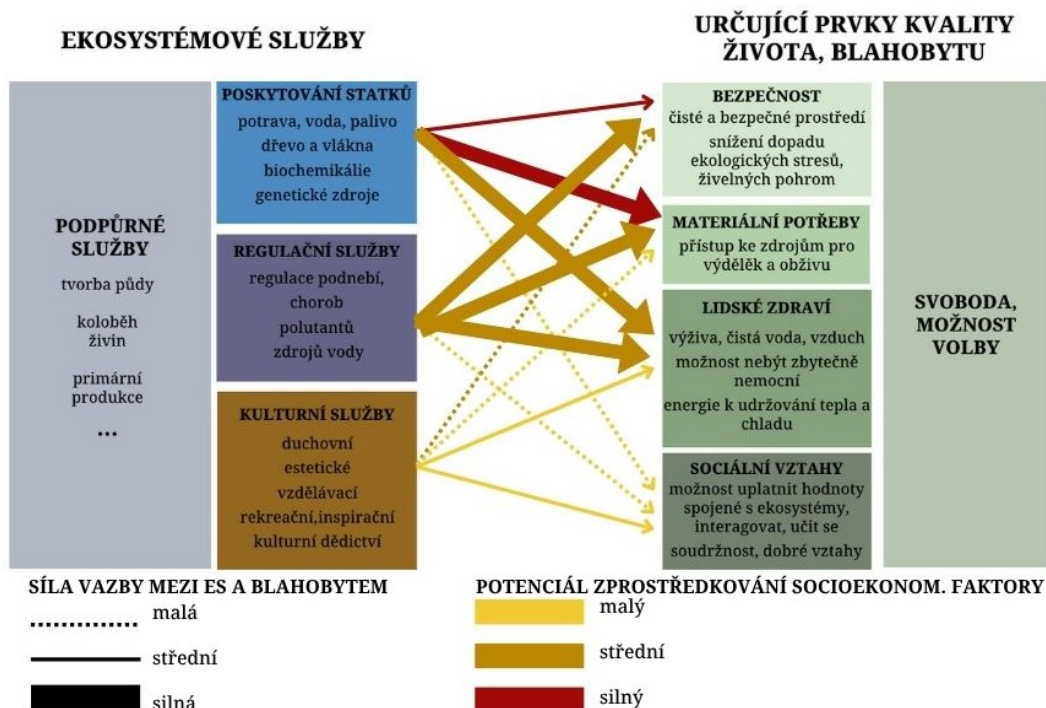
Poskytovaná služba	TYP EKOSYSTÉMU									
	Obdělávaný	Městský	Mořský	Pobřežní	Vnitrozem. vody	Lesní	Suchý	Ostrovní	Horský	Polární
Voda				●	●	●			●	●
Potrava	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Palivové dříví a vlákna	●			●		●				
Nové produkty	●		●		●	●	●			
Regulace biodiverzity	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Koloběh živin	●		●	●	●	●	●			
Kvalita vzduchu a klima	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
Lidské zdraví		●	●	●	●	●	●			
Detoxifikace		●	●	●	●	●	●			
Regulace přírodních rizik				●	●	●			●	
Kulturní bohatství	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●

Obr. 1: Přehled nejdůležitějších kategorií ES poskytovaných jednotlivými typy ekosystémů dle typologie MEA (převzato a upraveno dle Millenium Ecosystem Assessment, 2003).

Koncept ekosystémových služeb byl v současnosti doplněn či částečně nahrazen konceptem “nature’s contributions to people” (dále NCP) který používá např. Mezivládní panel pro biodiverzitu a ekosystémové služby (Intergovernmental Platform for Biodiversity and Ecosystem Services, dále jako IPBES). Koncept NCP se oproti ES snaží klást větší důraz na širší spektrum hodnotových a znalostních systémů (včetně těch vyskytujících se např. u domorodých obyvatel), a zdůrazňovat i jiné hodnoty přírody než čistě utilitární (Kadykalo et al., 2019). V této práci je nadále pracováno především s pojmem ekosystémových služeb.

### 2.2.2 Ekosystémové služby a kvalita života

Kvalita života (též *well-being*, blahobyt) je pozitivní stav, který prožívají jednotlivci i společnosti, určovaný environmentálními, sociálními a ekonomickými podmínkami (WHO, 2021a). Zahrnuje základní předpoklady pro spokojený život a celkovou prosperitu, zdraví, dobré sociální podmínky, bezpečnost, svobodu, a možnost volby. Jednotlivé aspekty blahobytu odrážejí místní geografické, kulturní a ekologické podmínky a jsou značně závislé i na zkušenosti a vnímání lidí (Manfredo et al., 2020). Blahobyt společnosti lze pozorovat na základě toho, do jaké míry je odolná, je připravena jednat a překonávat výzvy (WHO, 2021a). Dosažení společenského blahobytu je podporováno spravedlivým přístupem ke zdrojům, celkovou prosperitou a udržitelností. Ekosystémové služby jsou neoddelitelně provázány s jednotlivými složkami lidského zdraví a blahobytu (provázání je nastíněno v obr. 2) a jejich úbytek proto ohrožuje kvalitu života (IPBES, 2019).



Obr. 2 Propojení ekosystémových služeb s kvalitou lidského života (převzato a upraveno dle Millennium Ecosystem Assessment, 2003)

### 2.2.3 Ekosystémové služby a lidské zdraví

Jednou z klíčových složek blahobytu je i lidské zdraví, které je s fungováním ekosystémů provázáno na mnoha úrovních. Zdravý ekosystém má schopnost poskytovat člověku klíčové ekosystémové služby, a zajišťovat tak jednotlivé faktory které přispívají k vytvoření zdravého životního prostředí (Costanza, 2012). Poskytování mnohých ekosystémových služeb má schopnost snižovat zátěž nemocí u konkrétních skupin onemocnění (Oosterbroek et al., 2016).

Oosterbroek et al. identifikují celkem 14 ekosystémových služeb s vazbou na lidské zdraví: jsou jimi poskytování potravy; poskytování léčiv; zásobování dřevem, vlákninou a palivem; čištění vzduchu; stabilizace klimatu (ochlazování); biologická kontrola infekčních onemocnění; environmentální mikrobiální diverzita; redukce hluku; ochrana před přírodními riziky; nakládání s odpady a detoxifikace; čištění vody; podpora sociálních interakcí a kulturních tradic; rekreace a poskytování estetického prostředí (Oosterbroek et al., 2016).

Propojení mezi poskytováním ekosystémových služeb a snížením zátěží nemocí je shrnuto v následující tabulce. U dané ekosystémové služby jsou uvedeny případy, kdy schopnost ekosystému poskytovat danou službu snižuje zátěž nemocí v dané kategorii onemocnění. Vždy jsou uvedeny referenční studie mapující souvislost fungování ekosystému a lidského zdraví.

Ekosystémová služba	Snižuje zátěž nemocí v kategorii	Referenční studie
Čištění vzduchu	Potíže u novorozenců	Dadvand et al., 2012; Wu et al., 2009
	Výskyt zhoubných novotvarů	Bealey et al., 2007; Pope III et al., 2002
	Kardiovaskulární choroby	Brook et al., 2009; Escobedo a Nowak, 2009; Prescott et al., 1998; Miller et al., 2007
	Respirační choroby	Powe a Willis, 2004; Dadvand et al., 2012
Čištění vody	Infekční a parazitické nemoci	Carr a Neary, 2008
	Potíže u novorozenců	Budd et al., 2009; Eskenazi et al., 2004
	Výskyt zhoubných novotvarů	Beaumont et al., 2008; Khan et al., 2009; Ward et al., 2010
	Duševní poruchy a poruchy chování	Bouchard et al., 2007; Khan et al., 2009
	Urogenitální onemocnění	Järup et al., 2000; Khan et al., 2009
	Otrava	Carr a Neary, 2008; Khan et al., 2009
Stabilizace klimatu	Vyčerpání horkem, úpal	Armson et al., 2012; Kovats a Hajat, 2008
	Duševní poruchy a poruchy chování	Armson et al., 2012; Hansen et al., 2008
Ochrana před přírodními riziky a extrémní počasí	Infekční a parazitické nemoci	Ivers a Ryan, 2006; Ming et al., 2007
	Duševní poruchy a poruchy chování	Gruebner et al., 2015; Ming et al., 2007; Reacher et al., 2004
	Respirační choroby	Ming et al., 2007; Reacher et al., 2004
	Zranění	Hajat et al., 2005; Ming et al., 2007; Wade et al., 2004

<b>Biologická regulace infekčních nemocí</b>	Infekční a parazitické nemoci	Dobson et al., 2006; Keesing et al., 2010; Keesing a Ostfeld, 2015; Laporta et al., 2013
<b>Rekreace, estetické a kulturní bohatství</b>	Duševní poruchy a poruchy chování	Barton a Pretty, 2010; Curtin, 2009; Honold et al., 2016; Kardan et al., 2015; Wheeler et al., 2015
	Kardiovaskulární choroby a obezita	Astell-Burt et al., 2013; Dhaliwal et al., 2013; Nielsen a Hansen, 2007
	Potíže u novorozenců	Donovan et al., 2011
<b>Detoxifikace, zpracování odpadu</b>	Infekční nemoci	Hinga a Batchelor, 2005
	Výskyt zhoubných novotvarů	Hinga a Batchelor, 2005
	Neurologická onemocnění	Hinga a Batchelor, 2005
	Respirační choroby	Hinga a Batchelor, 2005
	Otrava	Hinga a Batchelor, 2005
<b>Poskytování potravy</b>	Nedostatečná výživa	Chaplin-Kramer et al., 2014; Ellis et al., 2015
	Infekční a parazitické nemoci	Ellis et al., 2015
<b>Environmentální mikrobiální diverzita</b>	Výskyt zhoubných nádorů	von Hertzen et al., 2011a
	Diabetes mellitus	von Hertzen et al., 2011b
	Endokrinní a imunitní onemocnění, poruchy krvetvorby	Rook, 2013; Rook et al., 2014; von Hertzen et al., 2011b
	Duševní poruchy a poruchy chování	Rook et al., 2014; Valkanova et al., 2013
	Respirační choroby	Hanski et al., 2012
	Zažívací choroby	Timm et al., 2014
<b>Snížení hluku</b>	Kardiovaskulární choroby	Gómez-Baggethun a Barton, 2013; Münzel et al., 2014
	Nemoci smyslových orgánů	Derkzen et al., 2015; Gómez-Baggethun a Barton, 2013
	Duševní poruchy a poruchy chování	Gómez-Baggethun a Barton, 2013; Den Boer a Schroten, 2007

Tabulka 1: Souvislost poskytování ekosystémových služeb a jednotlivých kategorií lidského zdraví. Potížemi u novorozenců jsou míněny vrozené vady, infekční onemocnění u novorozenců i faktory přispívající k předčasnému porodu. Převzato a upraveno dle Oosterbroek et al., 2016

Jak je z tabulky patrné, schopnost ekosystému poskytovat jednu ekosystémovou službu se poté projevuje v mnoha rozličných kategoriích lidského zdraví. Celkové zdraví je ovlivněno nejen poskytovanými ekonomickými službami, ale i životními okolnostmi a socioekonomickým statusem (Huynen et al., 2005; Rook et al., 2014). Je třeba zmínit, že fungování ekosystémů může mít v některých případech i negativní vliv na lidské zdraví (např. jako zdroj alergenů) – v angličtině je pro tyto „služby“ používán termín *ecosystem disservices* (Oosterbroek et al., 2016). Zároveň je třeba zmínit, že uváděný článek, z něhož tabulka vychází, řadí environmentální mikrobiální diverzitu mezi ekosystémové služby s vazbou na lidské zdraví, ačkoliv jak již bylo zmiňováno, biodiverzita není zpravidla mezi ekosystémové služby řazena.

### **2.2.4 One Health koncept**

Poznatky o významu přírodního prostředí na zdraví člověka vedly k vytvoření dnes široce používaného konceptu One Health (WHO, 2021b). Tento koncept, používaný napříč mezinárodními organizacemi jako např. Světová zdravotnická organizace (WHO), Environmentální program OSN (UNEP) či Organizace pro zemědělství a výživu (FAO), v sobě propojuje lidské zdraví člověka, domácích a divokých zvířat a rostlin i celkové zdraví prostředí. Nakládání s environmentálními a zdravotními riziky neoddělitelně souvisí s otázkami dostupnosti čisté vody, vzduchu, energie a jídla, řešením klimatické změny a udržitelností. Princip One Health proto zdůrazňuje, že jsou na sobě jednotlivé složky navzájem závislé a propojené. Zároveň umožňuje hledat řešení současných zdravotních a environmentálních rizik napříč společenskými úrovněmi a vědními obory (jako je ekologie, medicína a epidemiologie, ekonomie či veterinární medicína). Propojení mezi zdravím prostředí a člověka zahrnuje spojitosti, které mohou být zohledněny při tvorbě opatření, zejména v městském prostředí, tak, aby města mohla poskytovat fyzické, duševní, duchovní i sociální přínosy pro člověka (Hartig et al., 2014; Tillmann et al., 2018).

## **2.3 Člověk jako hybatel změn**

Předchozí podkapitola otevřela otázku propojení lidského blahobytu a zdraví se stavem ekosystémů a druhů je obývajících. Propojení je ale oboustranné: nejen, že je člověk ovlivňován prostředím, ve kterém se nachází, stejně tak ale sám působí na toto prostředí (Bagstad et al., 2013). V současné chvíli lidská činnost dosahuje takové intenzity, že působí jako síla přímo i nepřímo ovlivňující strukturu, fungování i rozložení ekosystémů (Jaureguiberry et al., 2022). Nejvýznamnějšími přímými dopady činnosti člověka na stav ekosystémů jsou ničení habitatů, šíření invazních druhů (Mooney a Hobbs, 2000), nadměrné přetěžování ekosystémů (Hutchings a Reynolds, 2004), šíření infekčních nemocí (Daszak et al., 2001), antropogenní klimatická změna (Walther et al., 2002) a znečištění (Shahidul Islam a Tanaka, 2004). Tyto procesy jsou označovány jako přímé antropogenní hnací síly změny. Jako takové mají širokou škálu přímo či nepřímo pozorovatelných příčin, které jsou ovlivňovány mimo jiné převládajícími společenskými hodnotami a vzorci chování, produkce a spotřeby, dynamikami a trendy růstu lidské populace, obchodem, technologickými inovacemi a způsobem vlády (Nelson et al., 2006). Tyto procesy v pozadí souhrnně označujeme jako nepřímé hybatele změny. Jejich dopady na ekosystémy se mohou v čase měnit, řetězce příčin, následků a zpětných vazeb mezi hnací silou, stavem ekosystému a lidským zdravím jsou kromě toho často komplikované a dlouhodobé (Briggs, 2008).

Činnost člověka tak má vliv na *zdraví ekosystémů* (neboli jejich schopnost zachovávat svou strukturu a funkci tváří v tvář antropogenním stresorům), zároveň ale dopady lidské činnosti narušují poskytování ekosystémových služeb, které se podílejí na utváření *zdravého životního prostředí* (Bagstad et al., 2013). Zatímco požadavky na ekosystémové služby vzrůstají, lidské aktivity současně snižují schopnost mnoha systémů tyto požadavky splňovat (IPBES, 2019; Rockström et al., 2009). Zdraví ekosystémů je výrazně narušeno negativními dopady lidské činnosti, jejichž rychlé tempo je v posledních dekáдах bezprecedentní (De Garine-Wichatitsky et al., 2021). Procesy, jako jsou změny ve využívání půdy, fragmentace habitatů, změny v intenzitě a technologii zemědělství, s sebou přinášejí riziko, že ekosystémy nebudou schopny do budoucna zajistit klíčové ekosystémové služby (Foley et al., 2005).

Kvůli antropogenním změnám vznikají významná rizika pro lidské zdraví (Myers a Patz, 2009). Tato rizika zahrnují například snazší šíření nemocí přenášených vektory a nebezpečných mikrobů; zvýšený výskyt kardiovaskulárních a respiračních onemocnění kvůli rostoucímu znečištění; nárůst podvýživy a dalších sekundárních zdravotních následků v důsledku ztráty zdrojů obživy; vysídlení; zvýšený tepelný stres a zranění způsobená povodněmi, bouřkami, požáry a dalšími extrémními počasí (Haines et al., 2006). Dopady se pohybují napříč škálami: globální hnací síly změny ekosystému mohou mít lokálně specifické zdravotní dopady; naopak zničení specifických ekosystémů může mít naopak globální význam (Myers et al., 2013). Síla a závažnost dopadů je také významně ovlivněna socioekonomickými faktory (Huynen et al., 2005).

### **3. Hodnota přírody a její zahrnutí ve společenských procesech**

Z předchozí kapitoly je patrné, že jednak na fungování ekosystémů závisí podstatná část lidského blahobytu, zdraví a možnosti žít dobrý život, zároveň ale lidská činnost na ekosystémy dopadá způsobem, který mnohdy nesvědčí o tom, že si člověk tuto spojitost uvědomuje a přikládá jí dostatečnou pozornost.

Proč tomu tak je? Část odpovědi se může skrývat v tom, jakým způsobem vůbec hodnotu přírody konceptualizujeme a posléze jsme schopni zahrnout do společenských procesů. Oběma otázkám se věnuje následující kapitola, která nejprve představuje, jakými způsoby může být hodnota přírody pojímána, a která z těchto pojetí jsou poté upřednostňovány při tvorbě politických, společenských a ekonomických rozhodnutí.

### 3.1 Co je to hodnota?

Pojem *hodnota* může nabývat různých významů a způsob nahlížení se může značně lišit napříč vědními obory i myšlenkovými směry (Daily et al., 2000; Goulder et al., 1997). V této práci vycházím zejména z metodologického pojetí hodnot, jak je uvedeno v *Methodological assessment of the diverse values and valuation of nature* (IPBES, 2022), z toho důvodu, že jej považuji za nejuceleněji zpracované shrnutí metod a myšlenkových východisek pro diskusi a určování hodnoty přírody, která je v tuto chvíli k dispozici.

Slovo hodnota může nést mnoho významů, pro téma této práce jsou klíčové dva aspekty:

1. Hodnota ve smyslu *vyjádření významu* konkrétní věci
2. Hodnota ve smyslu *měřítko* umožňujícího srovnání ceny různých věcí v daném kontextu (Pascual et al., 2017).

Hodnotu přírody jako **vyjádření významu** obecně dělíme do dvou kategorií. „Širší“ skupina hodnot, tzv. *broad values*, (Dietz et al., 2005) zahrnuje obecné životní cíle, které lidé zauímají na základě svého postoje ke světu, jako je zdraví, prosperita či svoboda. Z těchto širších hodnot poté vycházejí takzvané specifické hodnoty (*specific values*), které zahrnují ohodnocení nebo postoj ke konkrétním věcem v daných situacích. Rozlišujeme hodnoty tzv. *instrumentální*, které zdůrazňují význam přírody v tom, že slouží k naplnění určitého cíle (Pascual et al., 2010). Druhým typem hodnot jsou hodnoty *relační*, kde je význam odvozován ze vztahů a interakcí, které vznikají mezi člověkem a přírodou, například tím, že si na základě přírody člověk uvědomuje svoji podstatu a identitu (Arias-Arévalo et al., 2018; Chan et al., 2018). Třetím typem hodnoty je hodnota *vnitřní (inherentní)*, která naznačuje, že příroda má význam sama o sobě, nezávisle na lidském úsudku nebo účelu. Rozhodovací procesy v současné době mají tendenci ignorovat nebo podceňovat hodnotu ekosystémových služeb ve všech třech oblastech, zejména ale v těch, kdy jde o hodnotu inherentní či relační (IPBES, 2022).

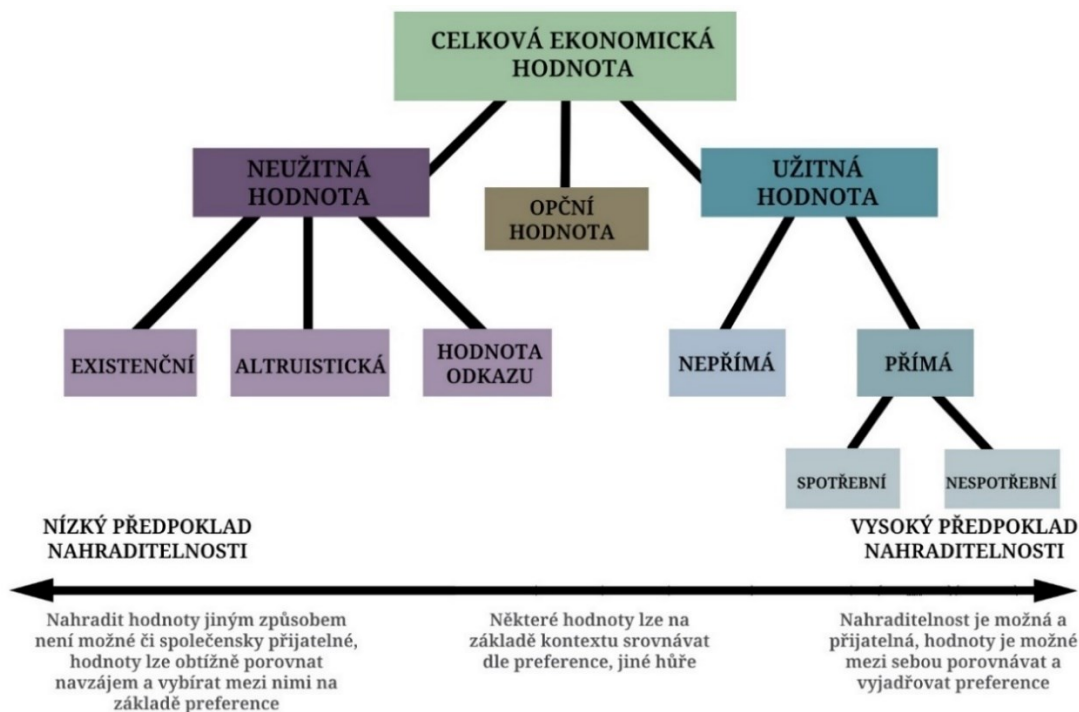
Ve druhém významu je hodnota pojímána jako konkrétní kvantitativní (popřípadě kvalitativní) **měřítko**, které indikuje význam pro člověka. Jako jedno z kvantitativních měřítek mohou sloužit peníze, a proto byly mnohé způsoby ohodnocení statků a služeb přírody vyvinuty na poli ekonomie (podrobně budou popsány v následující podkapitole). Metody ocenění podle jiných měřítek (např. biofyzikálních či sociálních) se ale objevují i v rámci dalších disciplín jako je ekologie, geografie nebo politologie (Chan a Satterfield, 2020).



## 3.2 Hodnota v ekonomii

Vyčíslení hodnoty je v ekonomii nejčastěji pojímáno jako vyjádření lidské preference, bude tedy zákonitě alespoň částečně subjektivní. Metodami a způsobem oceňování přírodních statků se zabývá podobor environmentální ekonomie, která je odvětvím neoklasické ekonomie (Spash, 1999). Vedle ní existuje ještě ekologická ekonomie, která zahrnuje širší kontext environmentálních i společenských věd a environmentální ekonomii vytýká například soustředění na hospodářský růst bez kontextu planetárních mezí a dlouhodobé udržitelnosti (Beder, 2011; van den Bergh, 2001). Oba směry různě chápou pojem hodnota, kdy environmentální ekonomie má tendenci se zaměřovat spíše na potřeby lidí (poptávku), růst a efektivní alokaci zdrojů, zatímco ekologická ekonomie na dopady ekonomických rozhodnutí na životní prostředí (nabídka) a udržitelný rozvoj. Obě disciplíny se také částečně liší v hodnocení chování člověka, kdy ekologická ekonomie oproti klasickému paradigmatu chování na základě ekonomické racionality zdůrazňuje i motivace morální (Beder, 2011). Celé odvětví zahrnuje širokou škálu metod, představených v následující kapitole, například metody zjišťující ochotu platit, případně ochotu přijímat kompenzace.

Hodnoty, které ekonomie nejčastěji vyčísľuje, lze rozdělit do několika kategorií (viz obr. 3). Souhrn všech hodnot nazýváme **celková ekonomická hodnota** (total economic value, TEV). Její jednotlivé složky můžeme rozdělit dle schématu č. 3.



Obr. 3: Jednotlivé složky celkové ekonomické hodnoty (podrobněji popsány v následujícím textu). Předpoklad nahraditelnosti jednotlivých kategorií hodnot roste zleva doprava: hodnoty vpravo jsou snáze naplnitelné jiným způsobem než díky fungování ekosystémů, zároveň je možné mezi sebou porovnávat a vybírat. Převzato a upraveno dle IPBES, 2022.

Celková ekonomická hodnota zahrnuje tři základní skupiny, kterými jsou hodnota *užitná*, *neužitná* a *opční*. Jak již název napovídá, kategorii instrumentálních hodnot popisované výše odpovídá v ekonomickém pojetí hodnota užitná. Relační a vnitřní hodnoty ekosystémů můžeme naopak hledat napříč zbylými kategoriemi neužitné a opční ekonomické hodnoty (IPBES, 2022).

**Užitnou hodnotu** dále dělíme na přímou a nepřímou (Moldan, 2015). *Přímá užitná hodnota* popisuje využití statku pro spotřební nebo nespotební účely. Řadíme sem například hodnotu plynoucí z využití zásobovacích služeb ekosystémů, jako je možnost si opatřit potravu nebo léčiva. Protože tato kategorie statků je užíváním spotřebována, nazýváme ji užitnou hodnotou spotřební. Nespotební užívaná hodnota může zahrnovat využívání přírody k rekreaci, či využívání dalších duchovních a kulturních přínosů přírody. *Nepřímá užitná* hodnota zahrnuje procesy, na nichž závisí produkce přímo využívaných služeb a statků. Můžeme sem řadit zejména regulační a podpůrné služby ekosystémů, jako např. biologickou regulaci výskytu přenašečů nemocí, či čištění vzduchu.

**Opční hodnota** vyjadřuje užitek z možnosti daný statek využívat v budoucnosti (Moldan, 2015). Teoreticky do ní tedy mohou spadat všechny kategorie ekosystémových služeb, včetně těch, které člověk v danou chvíli nevnímá jako svůj bezprostřední užitek, ale může je chtít využívat v budoucnu.

Kategorie **neužitné hodnoty** v sobě zahrnuje hodnoty *existenční* a *altruistické* spolu s *hodnotou odkazu*. *Altruistická hodnota* je popisována jako hodnota toho, že i ostatní jednotlivci a komunity mohou využívat přínosy poskytované ekosystémy a interagovat s nimi (IPBES, 2022). *Hodnota odkazu* (z anglického *bequest value*) popisuje hodnotu plynoucí z vědomí toho, že ekosystémy budou moci využívat i budoucí generace (na rozdíl od hodnoty opční zde význam neplyne z benefitů poskytovaných v budoucnu přímo člověku, který tuto hodnotu pociťuje, ale jeho potomstvu) (Moldan, 2015). Zahrnuje v sobě tedy i element mezigenerační spravedlnosti, jak ji najdeme například i v definici trvale udržitelného rozvoje (Bruntland, 1987). Poslední kategorie, takzvaná *existenční hodnota* zahrnuje etické přesvědčení, že organismy a ekosystémy mají hodnotu samy o sobě už proto, že existují (Moldan, 2015).

Určování jednotlivých aspektů celkové ekonomické hodnoty je pro některé typy hodnot použitelné snáze než pro jiné. Náročné je to zejména v kategorii neužitných hodnot, kde se těžko jednotlivé hodnoty porovnávají mezi sebou nebo se jim přiřazuje konkrétní „cenovka“, vzhledem k tomu že existenci přírody je těžko představitelné nahrazovat jakkoli jinak (IPBES, 2022). Schéma celkové ekonomické hodnoty je tedy užitečné v tom, že zahrnuje hodnotu

přírody i jinak než jen jako zásobárnu komodit, přesto je to ale pořád právě tato skupina hodnot, pro kterou je uzpůsobené nejlépe.

### **3.3 Hodnota přírody v rozhodovacích procesech**

To, že se nám v praxi nejnázne přemýšlí o přírodě jako o zboží, se poté projevuje i v rozhodování. Převládající neudržitelné využívání přírody pramení mimo jiné z politického a ekonomického rozhodování upřednostňujícího úzký výsek hodnot poskytovaných přírodou (IPBES, 2022) Hodnota přírody bývá v současnosti do modelů, na kterých lidská společnost staví své společenské fungování, rozhodování a rozvoj, zahrnuta převážně jen v situaci, kdy nějakým způsobem prochází trhem: tedy například, když dojde k těžbě dřeva v lesním ekosystému a toto dřevo je pak následně prodáno (Dasgupta, 2021). Z výše popsaných ekosystémových služeb tímto způsobem trhem prochází pouze kategorie zásobovacích služeb. Mimoprodukční hodnota a funkce přírody však v politickém uvažování zpravidla zůstává stranou, protože spotřebitelé ani systém samotný nevnímají další role ekosystémů jako svůj bezprostřední užitek (Seják, 2002; Salzman et al., 2018) Ač ekonomické indikátory sledující blahobyt ve většině zemí setrvale rostou (Managi a Kumar, 2018), velká většina indikátorů zdraví ekosystémů či stavu biodiverzity naopak vykazuje v posledních letech propad a ekosystémy po celém světě se v současnosti nacházejí v krizi (IPBES, 2019).

V oboru ochrany přírody se často můžeme setkat s motivací chránit určité druhy a ekosystémy na základě etického přesvědčení, že jejich existence je důležitá a nenahraditelná. Ekonomické pobídky ale v současném nastavení naopak obecně spíše upřednostňují další rozšiřování ekonomické aktivity, často na úkor ochrany životního prostředí i lidského zdraví, či přímo za pomoci praktik, které životní prostředí poškozují (IPBES, 2019). Například spotřeba environmentálních zdrojů dotující současnou spotřebu může působit na první pohled jako zvyšování blahobytu, ačkoliv nebere v úvahu související úbytek kapacity ekosystémů poskytovat přínosy v budoucnu (*Millenium Ecosystem Assessment*, 2003). Stranou nezůstávají ani mnohé strategie pro adaptaci a zmírňování dopadů klimatické změny, které často opomíjejí dopad na ekosystémy, přestože mnohé z nich, jako je například navyšování kapacity energie z obnovitelných zdrojů, vyžadují přeměnu ekosystému k jinému způsobu využívání (Druckenmiller, 2022). Hodnota poskytovaných ekosystémových služeb je stěžejní i pro fungování měst (Folke et al., 1997), i tak ale mnohé ze současných přístupů k plánování rozvoje měst tuto spojitost vůbec neuvažují (Gren et al., 2019).

## 4. Metody peněžního ocenění hodnoty zdravého životního prostředí

Práce dosud popsala jednotlivé kategorie hodnot, které s fungováním ekosystémů souvisejí. Jak ale těmto hodnotám přiřadit konkrétní „cenovku“? V některých kategoriích, zejména těch, kde není zvykem o ekonomické hodnotě přírody přemýšlet, často dochází k paradoxu: ač myšlenkově má člověk tendenci označit například existenční hodnotu přírody za nevyčíslitelnou (a pomyslně jí tím přiřadit cenovku „nekonečno“), tím, že se to v rozhodovací praxi neprojevuje, jí de facto v realitě přiřazuje cenu nulovou. Ani jeden z těchto extrémů není v praxi tím ideálním. Proto byly vyvinuty různé metody, které konkrétní hodnotu vyčíslují.

Někteří autoři dělí metody na *preferenční* a *expertní*, podle toho, zda je cena určována na základě poptávky a nabídky (zjištěné dotazováním nebo pohyby na trhu), či zda je cena stanovována odborníky pomocí různých metodologií (Seják, 2002). Rozdělení používané v této práci (částečně vycházející z již zmiňovaného IPBES Values Assessment) používá dělení podle toho, zda je cena určována na základě skutečného *chování* jednotlivých aktérů, nebo základě *stanovené preference*, kdy respondenti mají pocíťovanou hodnotou v určitém scénáři sami vyjádřit. V každé skupině budou představeny nejzásadnější postupy a jejich využití.

### 4.1 Metody vyčíslení na základě stanovené preference

Jak již název napovídá, tato skupina metod je založena na přímém zjišťování preferencí jednotlivců pomocí šetření a průzkumů. Do metod založených na průzkumu řadíme zejména **kontingenční oceňování**, které zkoumá udávanou ochotu platit za přírodní statky a jejich užitky, či přijímat kompenzace za jejich ztrátu (Seják a kol., 1999). Respondenti odpovídají v rámci dotazníků či řízených rozhovorů, kolik by byli maximálně ochotni zaplatit, aby získali právo využívat daný benefit, nebo za jakou cenu by toto právo prodali. Metoda může být využita například ke stanovení, jakou maximální část ročního HDP by byli respondenti ochotni vynaložit k zamezení antropogenních ztrát biodiverzity (Nobel et al., 2020). V případě, že účastníci mají omezený přístup k penězům, může být místo peněžní hodnoty použito například množství stráveného času (jako například použil O'Garra, 2009 při zkoumání hodnoty odkazu tradičních rybářských lovišť pro komunity na Fidži). Charakter metody může vést k různým typům odchylek. Ty mohou být způsobeny například tím, že respondenti provádějí výdaje pouze hypoteticky a nemusí je reálně platit, o problému nemusí být dostatečně informováni, či mohou strategicky nadhodnotit či podhodnotit své hodnocení se záměrem ovlivnit rozhodování o daném problému (Dvořák a Nouza, 2002).

Kromě kontingenčního oceňování sem patří i experimenty, kde účastníci jako jednotlivci či skupiny mají za úkol **volit mezi nabízenými alternativami** (tzv. choice experiments), či případy participativního mapování a rozhodování o otázkách veřejných statků, včetně ekosystémů. Participativní skupinové metody mohou napomoci v hledání širšího společenského konsenzu (IPBES, 2022). Předpokladem je, že oproti agregování individuálních preferencí může umožnit respondentům zohlednit i jiné perspektivy než svou vlastní (v případě, že je výzkum veden tak, aby všichni v rámci skupiny měli odpovídající prostor svoji perspektivu vyjádřit), a výsledná cena pak bude odrážet shodu větší skupiny a tím pádem bude mít větší legitimitu (Kenter et al., 2016; Schaafsma et al., 2018).

## 4.2 Metody vyčíslení na základě pozorování

Na rozdíl od předchozí situace, kdy podkladem pro vyčíslení hodnoty bylo tvrzení, následující široká skupina metod hodnotu odvozuje od pozorování skutečných procesů, které s hodnotou ekosystému souvisí. Toto pozorování může zahrnovat buď tržní aktivity, vznikající související náklady, nebo expertní úsudek ohledně stavu a chování jednotlivých složek ekosystému (IPBES, 2022).

**Přímé pozorování** zahrnuje jednak sledování skutečných cen na trhu – jak již ale bylo řečeno, tímto způsobem je zachycena pouze část ekosystémových služeb. Lze tak například vysledovat cenu dostupnosti čisté vody (jejíž význam pro zdraví byl naznačen výše), prostřednictvím sledování výše plateb za vodu (Perrot-Maître a Davis, 2001). Přímé pozorování kromě toho může zahrnovat kvantifikaci závislosti živobytí dané komunity na produkci dané ekosystémové služby (tzv. livelihood dependence, jak ji vypočítává např. Adams et al., 2020), které nemá přiřazenou konkrétní peněžní částku, v případech, kdy ve fungování komunity mají formální peněžní trhy omezenou roli.

**Hedonické oceňování** je jednou z metod nepřímého pozorování, která předpokládá, že cena přírodního statku bude odhalena prostřednictvím aktivity na souvisejících trzích (Ridker a Henning, 1967). Pro pozorování se nejčastěji využívá trh s nemovitostmi či pracovní trh. Předpokladem je, že kvalita životního prostředí a související dopad na zdraví ovlivňuje cenu soukromého statku (nemovitosti); a na pracovním trhu naopak zdravotní riziko spojené s nízkou kvalitou prostředí bude zahrnuto ve výši mzdy (Taylor, 2003). Při analýze je ale nutné vzít v úvahu co největší počet dalších potenciálních faktorů, které by případně mohly cenu nemovitosti nebo výši mzdy ovlivnit, a oddělit jejich vliv. Na základě regresní analýzy je poté zjišťován rozdíl v ceně vyvolaný změnou kvality životního prostředí, který představuje implicitní (hedonickou) cenu. Metodu je možné poměrně dobře používat v kontextu městského prostředí, kde jsou zkoumány závislosti cen nemovitostí a přístupu k městské zeleni nebo

jiným přírodně atraktivním lokalitám (viz např. Daams et al., 2019; Dell'Anna et al., 2022; Loret de Mola et al., 2017). Městská zeleň může poskytovat například ekosystémové služby čištění vzduchu; stabilizace klimatu (ochlazování); redukce hluku; rekreace a poskytování estetického prostředí. Hodnota přikládaná těmto benefitům by se měla projevit rozdílem mezi cenami bytů v lokalitě, kde je městská zeleň dostupná, oproti lokalitě, kde není. V některých případech ale metoda stojí na řadě nepříliš testovaných předpokladů, jako možnost volného výběru místa bydlení a možnost zvolit si maximálně preferovanou variantu, dostupnost alternativ, či efektivně fungující lokální trh s nemovitostmi, které v praxi nemusí být příliš splněny a mohou tak způsobovat zkreslení (Dvořák, Nouza, 2002).

Jinou skupinou metod jsou metody zabývající se vyčíslením hodnot zejména v rekreačních oblastech, či dalších přírodně atraktivních lokalitách. **Metoda cestovních nákladů** (Travel cost method, TCM) provádí vyčíslení z analýzy skutečného chování spotřebitelů a kvantifikaci individuálních nákladů, které jsou ochotni vynaložit za přístup k dané lokalitě, například za účelem rekreace (Parsons, 2017). Tímto způsobem tedy může být vypočítána hodnota možnosti využívat rekreačních, kulturních či estetických funkcí přírody, které, jak bylo uvedeno výše, mohou snižovat zátěž nemocí například v kategorii kardiovaskulárních a duševních chorob. Vynaložené časové náklady jsou vyčíslovány jako nejvyšší alternativně dosažitelný zisk daného jedince, kdyby čas využil jiným způsobem. Na základě výdajů, časové náročnosti, množství stráveného času na místě a socioekonomických charakteristik jedince se poté stanoví skutečná agregátní funkce poptávky po dané lokalitě. Ocenění touto metodou umožňuje ohodnotit ztrátu přímé užitné hodnoty například v důsledku snížené návštěvnosti přírodní lokality po poničení. Takto byl vyčíslen například dopad ztráty možnosti rekreace a pobytu v přírodním prostředí na severozápadní Floridě vlivem poničení oblasti v důsledku úniku ropy, který byl vyčíslen na 207 milionů amerických dolarů (Whitehead et al., 2018).

Tzv. cost-based methods je skupina metod, která pro stanovení hodnoty vyčísluje výdaje na zajištění dané služby (Champ et al., 2017). To lze provádět několika způsoby: **Náhradní výdaje** (replacement costs) jsou vyčíslením toho, kolik by stálo zajistit danou ekosystémovou službu jiným způsobem (například zajištěním klimatizace pomocí elektrických zařízení pro nahrazení služby stabilizace klimatu, kterou stromy poskytují v městském prostředí) (Brown, 2017). Metoda **nákladů na škody, kterým bylo zabráněno** (avoided damage costs) naopak vyčísluje potenciální či skutečně vzniklé škody které by vznikly nebýt dané ekosystémové služby (u zmiňované služby stabilizace klimatu městskou zelení by mohlo jít například o vyčíslení škody kterou by způsobilo vyčerpání z horka a úpaly, v situaci, kdy by na daném místě městská zeleň nebyla a neposkytovala danou ekosystémovou službu). Metoda **defenzivních výdajů** pro vyčíslení zkoumá to, kolik prostředků je vynaloženo na předcházení potenciálních škod např. instalací protipovodňových opatření nebo

managementem škůdců (Soukopová et al., 2011). Skupina cost-based methods je často používána k vyčíslení hodnoty regulačních ekosystémových služeb (Balasubramanian, 2019). Tyto metody obecně předpokládají, že negativní dopady spojené s úbytkem ekosystémových služeb lze nahradit jiným způsobem, který je alespoň srovnatelný v kvalitě a kvantitě s původní službou, což ale nemusí být v mnohých případech možné (Freeman III et al., 2014)).

Další skupinou jsou metody vyčíslení stavící na tzv. „dose-response vztahu“. Tato metoda předpokládá stanovení změn přírodního prostředí a poskytovaných ES, které jsou důsledkem degradace, a následně stanovit, jaký rozdíl tyto faktory měly pro výstupy daného odvětví (Soukopová et al., 2011). To může být v případě zásobovacích služeb například změna **produkční schopnosti systému**, kdy se měří dopad škod například poměrem mezi zvýšení koncentrace SO<sub>2</sub> a souvisejícím snížením hektarových výnosů, s využitím údajů o cenách produkce. Závislost mezi koncentrací škodlivin či jiným negativním faktorem prostředí a jejich dopadem na člověka se využívá nejen v tomto případě, ale i k vyčíslení nákladů spojených s navýšenou zdravotní péčí. V takovém případě mluvíme o takzvané **cost of illness** (náklady na nemoc). Cost of illness metoda byla využita například pro výzkum v indonéském městě Bandung, kde byla zkoumána cena za navýšenou zdravotní péči vznikající v souvislosti se změnou schopnosti sekvestrace CO<sub>2</sub> poskytovanou stromy ve městě. Cena jednoho stromu ve městě byla touto metodou vypočtena na 1 236 566 136 Indonéských rupií, v přepočtu zhruba 1,8 milionu korun (Marisha et al., 2020).

Samostatná kategorie metod je vázaná na expertní analýzu ohodnoceného území. Můžeme sem zařadit **BVM metodu** (z anglického Biotope valuation method, metoda oceňování biotopů), **hesenskou metodu** (podle německé spolkové země Hesensko, kde se používá pro vyměřování poplatků při zásazích do krajiny) a jejich varianty (Soukopová et al., 2011). Lze sem zařadit i metodu **oceňování mimoprodukčních funkcí lesa**, vyvinutou Vyskotem a používanou v ČR například Ministerstvem životního prostředí. (Vyskot, 2003). Podstatou všech tří metod je expertní hodnocení fungování, které je poté konfrontováno s ekologickým užitkem a preferencemi lidí (Soukopová et al., 2011). Jednotlivé biotopy jsou odborníky hodnoceny na základě několika ekologických charakteristik na bodové škále v rámci jednotlivých kategorií. U hesenské metody je ekosystém v kategoriích o zralosti, přirozenosti, diverzity struktur a druhů; vzácnosti biotopu a druhů v něm žijících; citlivosti; i v kontextu míry ohrožení množství a kvality daného typu ekosystému globálně či např. v rámci území daného státu. Souhrnný počet bodů je pak násoben průměrnými náklady na revitalizaci a kompenzační opatření daného ekosystému. Výhodou této metody je, že valuace neprobíhá dotazováním spotřebitelů, ale odborníků, kteří mohou mít relativně lepší přehled o fungování a důležitosti jednotlivých ekosystémů. BVM a hesenská metoda byla v rámci České republiky několikrát využita k hodnocení ekosystémů (například Krásná et al., 2024)

Výše uvedené metody mohou být použity také pro takzvaný **Benefit transfer** neboli přenos benefitů. To je technika uplatňovaná v ohodnocování ekosystémových služeb zejména v situacích, kdy nejsou dostupná primární data umožňující ohodnocení daného území. (Rosenberger a Loomis, 2017). Podstatou je odvození hodnoty ekosystému na základě dat, která byla v minulosti určena při měření služeb a procesů v podobném kontextu na jiném místě (Liu et al., 2010). Výhodou metody jsou nízké náklady na její provedení, na druhou stranu ale s sebou může aplikace hodnot v jiném kontextu, než v jakém byly zjišťovány, nést velkou nepřesnost a zásadní zkreslení.

Z přehledu metodologií je patrné, že je peněžní měřítko schopné pokrýt některé aspekty významu přírody snadněji, jiné hůře (zejména hodnoty relační a vnitřní). Lidé ve vztahu k přírodě zpravidla nevnímají hodnotu jen v jedné ze zmiňovaných kategorií, ale jejich náhled je naopak formován kombinací různých pocíťovaných aspektů významu pro člověka (Kronenberg a Andersson, 2019). Každá z metod si ale naproti tomu zpravidla vybere určitý způsob zjednodušení fungování daného ekosystému, a zahrne jen ty funkce nebo procesy, které jsou v daném způsobu nahlížení podstatné. Agregovat a integrovat různé aspekty hodnoty daného ekosystému měřené pomocí různých metod ale může být mimořádně obtížné a to, kterým z nich přiřadíme jakou důležitost, pak zásadně ovlivní výslednou cenu (Wallace et al., 2021).

## 5. Praktická aplikace

Po přehledu způsobů toho, jak můžeme dospět k peněžnímu ohodnocení funkcí přírody, se přirozeně nabízí otázka, k čemu takové ohodnocení může sloužit. Následující kapitola představuje typy situací, kdy je možné vyčíslení hodnoty ekosystémových služeb použít, a představuje, jak často jsou valuační studie prováděny a zahrnuty od rozhodovací praxe.

### 5.1 Způsoby využití

#### 5.1.1 Vyčíslení podílu na lidském blahobytu

Ohodnocení ekosystémových služeb může být použito mnoha způsoby: jedním z nich je vyčíslení celkového podílu ekosystémů na lidském blahobytu, jako to udělal např. Costanza et al. v roce 1997 ve svém článku *The value of the world's ecosystem services and natural capital*, kde hodnotu 17 ekosystémových služeb poskytovaných celou Zemí vyčísluje na 33 bilionů amerických dolarů za rok (Costanza et al., 1997). Toto číslo, které bylo mnohými kritizováno, skupina autorů později korigovala na 145 bilionů amerických dolarů ročně



(Costanza et al., 2014). Pro kontext je uvedeno porovnání vypočítané hodnoty s hrubým domácím produktem všech států světa, který článek udává jako 18 bilionů USD (Costanza et al., 1997).

Valuace bezesporu může sloužit jako velmi silná forma zpětné vazby v tom, že nám pomáhá nahlédnout naši závislost na funkcích ekosystémů a neodpovídající důraz na zachování zdravého a bezpečného životního prostředí (UNEP, 2010). Valuace může napomoci uvědomit si, jaký podíl má fungování daného ekosystému na blahobytu konkrétní skupiny aktérů, což může motivovat k jeho ochraně i ty, kteří doposud nevnímali existenci a způsob fungování tohoto ekosystému jako svoji prioritu.

Oceňování ekosystémů na velkých škálách, o jaké se pokusili i Costanza et al., ale zároveň v mnohém naráží na své limity a může poskytovat zavádějící údaje, pokud bychom se jimi chtěli řídit doslova.

Pokud chceme odhadovat, jak se změní schopnost ekosystému poskytovat některé benefity, důležitou součástí je zpravidla určení toho, jak se promění tok jednotlivých biofyzikálních složek v rámci ekosystému a jaké to bude mít následné souvislosti pro fungování ekosystému jako celku. Závislost výstupů a vstupů je obvykle nelineární a složitá a procesy a funkce propojeného celku nelze vnímat izolovaně. Typickým problémem vyčíslování je to, že ne všechny spojitosti a funkce nám mohou být známé a jejich význam se může zásadně měnit se zvětšující se škálou.

Pro ilustraci lze uvést například situaci, kdy se snažíme vyčíslit hodnotu jednoho konkrétního lesa a služeb, které poskytuje. Zde je otázka, jaký dopad by měla absence tohoto ekosystému a služeb, které poskytuje (např. palivové dřevo, regulace klimatu a kvality ovzduší, zadržování vody) poměrně jasně ohraničená a tím pádem teoreticky zodpověditelná. Pokud bychom ale oblast zájmu rozšířili například na všechny lesy na území daného státu, nelze data přímočaře extrapolovat, protože absence veškerých lesů by jednak měla signifikantní vliv nejen na ceny dřeva a dalších komodit, zároveň by ale díky propojenosti jednotlivých procesů i dlouhým řetězcům příčin a zpětných vazeb významně ovlivnila i fungování jiných ekosystémů.

### **5.1.2 Osvětlení dynamiky rozhodovacích procesů**

Dále může ohodnocení ekosystémových služeb pomoci pochopit to, jakým pobídkám, dilematům a dynamikám čelí v rámci systému jednotlivci nebo instituce, které mohou ovlivnit to, jak jsou jednotlivé ekosystémy spravovány (IPBES, 2022). Druhy a ekosystémy, o jejichž osudu se rozhoduje, nemají z podstaty věci ve veřejné debatě prostor pro hájení svých zájmů, na rozdíl od mnoha zájmů jiných (UNEP, 2010). Ač nejsou přínosy poskytované člověku tou jedinou hodnotou, kvůli které lze přírodu chránit, jejich zviditelnění a ocenění vnáší do veřejné

debaty důležitý kontext. Ochrana přírody či lidského zdraví tím pádem v debatě dostává kromě etické roviny i konkrétní a praktický argument, jehož (peněžní) hodnotu lze porovnávat a zvažovat oproti ostatním zájmům, byť nedokonale. Valuace může proto přispět k odstranění typického zkreslení v rozhodovacích procesech, které má tendenci upřednostňovat soukromé bohatství před společnými statky a hodnotou přírodního kapitálu.

Rozhodování o tom, jak budou které ekosystémy spravovány, je úzce spojeno s distribucí moci, udržitelností a spravedlností (Groot et al., 2000). V některých případech mohou mít různé skupiny protichůdné nároky na využívání ekosystému, a upřednostnit kterýkoliv z nich je pak složitě ospravedlnitelné. Zároveň může být obtížné určit zranitelnost některých komunit v případě, že by došlo k degradaci daných ekosystémových služeb, což se často projeví až ve chvíli, kdy dojde ke škodě (například když dojde k sesuvům půdy vlivem vytěžení lesa). To se týká zpravidla obyvatelstva ve venkovských oblastech, jehož živobytí je tradičně více závislé na poskytování ekosystémových služeb (UNEP, 2010). Většinou zároveň platí, že příjemci výhod z využívání ekosystému a jeho služeb nejsou tytéž osoby, které budou pociťovat zhoršení kvality života v důsledku jeho degradace. Vzorce benefitů a ztrát tak mají tendenci reprodukovat rozdělení moci a existující nerovnosti v rámci systému (Adams, 2014). Popsání a zviditelnění vztahů v systému, které se s valuací pojí, může pomoci osvětlit dopad rozhodnutí na i na ty, kteří na první pohled nejsou příjemci benefitů poskytovaných daným ekosystémem. Spravedlivá a úplná valuace proto vyžaduje, aby skutečně došlo k zahrnutí perspektiv všech zasažených aktérů a zohlednila lokální kontext i nastavení institucí, jinak hrozí další prohlubování existujících nerovností (Zafra-Calvo et al., 2020)

### **5.1.3 Rozhodování mezi alternativami**

Zde ale možnosti použití ani zdaleka nekončí. Valuace může být použita také pro lepší představu toho, jaký dopad budou mít jednotlivé alternativy rozhodnutí, která mají na fungování ekosystémů dopad (UNEP, 2010). Srovnání pomocí univerzální metriky, jako jsou peníze, může pomoci osvětlit, kde se v rámci rozhodování nacházejí možné trade-offs a spjitosti. Například pokud se rozhodujeme, zda chránit určitý ekosystém či přeměnit jeho způsob využívání, kalkulace nákladů zajišťování ekosystémových služeb jiným způsobem, a související náklady na zvýšenou zdravotní péči (cost of illness) může ukázat, že zisk vzniklý komerčním využitím dané lokality je ve skutečnosti nižší než náklady, které bude potřeba v souvislosti se zničením ekosystému vynaložit. (UNEP, 2010)

Ekonomické incentivy tak v konečném důsledku mohou být nastaveny tak, že odměňují snahu o ochranu přírodního zdroje. Jeden z nejznámějších příkladů je rozhodnutí vedení města New York implementovat opatření, která vlastníkům půdy v přilehlých horách poskytují finance na zlepšení zemědělských technik a zabránění odtoku odpadu a živin do vodních toků, které městu

slouží jako zásobárna vody (Perrot-Maître a Davis, 2001). Investice vynaložené na ochranu vodního zdroje ve výši zhruba 1,5 miliardy amerických dolarů jsou výrazně nižší než investice do stavby nových zařízení pro čištění vody, které by jinak bylo potřeba pro zajištění její nezávadnosti – v takovém případě by se náklady na vybudování pohybovaly mezi 6-8 miliardami dolarů a provoz by každý rok stál ještě dalších 300-500 milionů USD. Cena za vodu se tak pro běžného obyvatele New Yorku zvedla o 9 %, v případě vybudování čističek by se místo toho zdvojnásobila. Ekonomická valuace tak může pomoci uvědomit si reálný dopad jednotlivých rozhodnutí, skutečný význam ochrannářských opatření i cenu za jejich dosažení, a tím pomoci efektivnějšímu rozhodování v otázkách územního rozvoje, ochrany životního prostředí i využívání půdy.

## 5.2 Rozsah použití

Hodnocení ekosystémových služeb je jedním z proudu se rozvíjejících se oborů. Databáze ESVD (Ecosystem Services Valuation Database), která shromažďuje provedené valuační studie, obsahovala k 1.7. 2024 celkem 10 874 záznamů o případech, kdy byla vyčíslena hodnota konkrétní ekosystémové služby, pocházející z více než 1 300 studií (Brander et al., 2024). Z databáze je patrný i prudký rozvoj databáze v posledních deseti letech. kdy za období od roku 2012 vzrostl počet studií zahrnutých v databázi o 300 %, a zvýšilo se i průměrné množství vyčíslovaných ekosystémových služeb na studii (v roce 2012 byl průměr 4,2 hodnocených služeb na studii, nyní je to 7,2). Celkový počet záznamů vyčíslení konkrétní ekosystémové služby tedy za uváděnou dobu vzrostl o 600 % (Brander et al., 2024; de Groot et al., 2012).

Analyzované studie nejčastěji využívají metod ocenění pomocí tržních cen (28 %), kontingenčního oceňování (17 %), volbu mezi alternativami (16 %), náklady na škody, kterým bylo zabráněno (8 %), cestovní náklady (6 %) a produkční funkci (6 %). Nejčastěji vyčíslovanými hodnotami jsou rekreace a turismus (19 %), produkce potravin (17 %), produkce surovin (11 %), existenční hodnota a hodnota odkazu (10 %), regulace klimatu (6 %) a kvality vzduchu (6 %) a předcházení extrémům počasí (4 %).

Z analýzy těchto dat vyplývá, že geografická distribuce provedených studií zdaleka není rovnoměrná. Zvláště hojně jsou reprezentované evropské ekosystémy (32 %), následované asijskými (24 %) africkými (16 %), severoamerickými (15 %), nejméně studií naopak pochází z Jižní Ameriky (8 %) a Oceánie (5 %). Relativně málo studií je prováděno v chudých a rozvíjejících se zemích zejména globálního jihu (Christie et al., 2012), přesto, že je v těchto zemích lokalizováno velké množství biologicky významných oblastí a přímé i nepřímé hnací

síly změny budou pravděpodobně mít na biodiverzitu v těchto zemích disproporčně větší vliv (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010.).

Dle IPBES je zároveň méně než 5 % z provedených valuačních studií poté převzato a zohledněno v rozhodovacích procesech (IPBES, 2022). V případě, že poznatky využity jsou, je to často pomocí takzvaných *plateb za ekosystémové služby*, což jsou programy poskytující ocenění (buď přímo pomocí plateb, či např. takzvaných „kreditů“) správcům ekosystémů, kteří hospodaří způsobem umožňujícím poskytování ekosystémových služeb (Salzman et al., 2018). Dle Salzmanna takto v současné době globálně funguje přes 550 programů, s ročním obratem mezi 36 a 42 miliardami amerických dolarů.

Alternativně mohou být poznatky o vyčíslené hodnotě poskytovaných služeb zahrnuty do takzvaného *ekosystémového účetnictví*, kde je s nimi pracováno jako s transakcemi v běžných účetních operacích. Tento přístup se promítl například do strategických dokumentů a plánů Evropské unie, která částečně implementovala systém environmentálního a ekosystémového účetnictví vyvinutý v rámci OSN (UN System of Environmental and Economic Accounting) a zahrnula ho do své legislativy. Reportování environmentálních účtů je pro státy EU povinné v kategoriích environmentálního zboží a služeb, fyzických energetických toků, materiálových toků na makroekonomické úrovni, daní související s životním prostředím a výdajů na jeho ochranu (*Nařízení EU č. 691/2011*). V současné chvíli je též projednáván návrh nařízení rozšiřující tyto kategorie mimo jiné o moduly zabývající se ekosystémovými účty, což by pro státy EU znamenalo povinnost reportovat ohledně rozsahu a stavu ekosystémů a toku ekosystémových služeb (*Návrh nařízení Evropského parlamentu a Rady, kterým se mění nařízení č. 691/2011*).

## 6. Limity a kritická reflexe použití metod

V práci byly dosud nastíněny příležitosti a potenciální výhody plynoucí z peněžního ohodnocení ekosystémových služeb. Stejně jako žádná jiná, ale ani tato metoda není všespásná a univerzálně použitelná (Cornell, 2011). Metoda naráží na své limity v případě, že neexistuje dostatečné základní porozumění zkoumaným procesům, nejsou dostupná data, či jsou data převáděna z jednoho kontextu do jiného (benefit transfer) bez dostatečného testování spolehlivosti. Již byla zmiňována i složitost extrapolace dat či ohodnocení na velkých prostorových škálách.

Dalším problémem je izolace jednotlivých složek fungování ekosystému v rámci zkoumání, která nebere v úvahu složitou a nelineární závislost výstupů a vstupů a to, že procesy a funkce propojeného celku lze jen obtížně vnímat izolovaně. Review provedená Crossmannem et al.

ukazuje, že téměř ve třetině případů je zkoumána jen jedna ekosystémová služba, i přesto, že jich ekosystém poskytuje více (Crossman et al., 2013). Zdůrazňování jednoho aspektu bez zahrnutí fungování celého ekosystému může mít za následek opomenutí důležitých souvislostí nebo příliš úzké zaměření pozornosti a i přesto, že samotná analýza může být provedena na základě objektivních dat, samotné rozhodnutí co do analýzy zahrnout a co ne, může mít normativní aspekt (Bresnihan, 2017). Valuace by proto měla zahrnovat i uvažování o trade-offs a synergiích v rámci ekosystémů, aby nebyla zkreslena ve prospěch některých konkrétních ekosystémových služeb a byla adekvátně schopna pokrýt propojení mezi nimi (Crouzat et al., 2016).

Potenciálně kritizovatelným aspektem je výběr nejlepší metody pro danou situaci: rozdílná metodologie může vést k výrazně odlišným výsledkům a mít tím pádem jiné implikace pro tvorbu politik a rozhodnutí (Cornell, 2011). Ani mezi odborníky nepanuje shoda, zda diverzita přístupů povede k reflexi různorodých nároků a kontextů, ve kterých k hodnocení dochází, nebo zda bude výsledkem zmatek a nekompatibilita mezi jednotlivými studiemi (Seppelt et al., 2012). Některé metody jsou vyvinuty specificky pro lokální kontext (jako třeba zmiňovaná metoda oceňování mimoprodukční funkce lesa, vyvinutá pro kontext České republiky) ale byly by zcela nevhodné pro použití v jiném kontextu, obtížné by bylo i poměřovat hodnoty naměřené dvěma různými úzce lokálně specifickými metodami navzájem (Bagstad et al., 2013).

Velkou otázkou spojenou s valuací je i to, nakolik budou jakékoli naměřené výsledky uplatnitelné v budoucnosti. Fungování ekonomiky i přírody se neustále vyvíjí, a ceny spočítané v minulosti nemusí být relevantní i v kontextu budoucího ekonomického vývoje (Cornell, 2011). V nutném zjednodušení, kterého se model ES dopouští, se může tok benefitů napříč ekosystémem a potažmo napříč ekonomikou zdát snadno pozorovatelný a předvídatelný, ale ve skutečnosti jsou vztahy daleko komplexnější a opomenutí této komplexity může přinést řadu nemilých překvapení. Experti z oborů přírodních i ekonomických věd navíc často nejsou dostatečně znalostně vybaveni, aby zvládli jednoduše pracovat na rozhraní různých oborů. Už jen různé chápání klíčových pojmů či neznalost odborného jazyka, natož politické a rozhodovací praxe, může vést k nedorozumění, vzniku „slepých skvrn“ a tomu, že výsledky nebudou použitelné pro praxi, či budou redukovány na debatu o nákladech a ziscích, aniž by došlo k jejich dalšímu začlenění například do systémů ekosystémového účetnictví (Vačkář et al., 2018).

Ekonomická valuace může být zbytečná ve chvíli, kdy dotčené komunity hodnotu dané ekosystémové služby a související ochrany již vnímají jako podstatnou (Purushothaman et al., 2013). V těchto případech může být valuace naopak kontraproduktivní, kdy může vzbudit

falešný pocit v těch, kteří mají zájem například na rozšíření těžby na místě vzácných ekosystémů, že se lze „vykoupit“ zaplacením příslušné částky nahrazující vytěžování daného ekosystému. Z pohledu relačních a vnitřních hodnot spojených s existencí daného ekosystému však nemůže dojít k prostému „nahrazení“ této hodnoty zaplacením příslušné částky peněz, protože se zničením daného ekosystému zaniká i jediný způsob, jak tyto hodnoty naplnit. Zároveň i z pohledu instrumentálních hodnot stále platí riziko toho, že daný ekosystém poskytuje služby či prostředky, jehož význam bude odhalen až ve chvíli kdy jsou již nenávratně ztraceny (například v případě environmentální mikrobiální diverzity, která běžně zůstává opomenuta a jejíž význam se může projevit až v souvislosti s jejím úbytkem a následným dopadem na lidské zdraví).

Mnozí experti varují před tím, že k dosažení dlouhodobého optima a trvalé udržitelnosti nelze spoléhat na slepou víru v tržní a ekonomické nástroje (Cornell, 2011). Nástrahy vztahu trhu a ochrany přírody jsou dobře ilustrovány na příkladu, který uvádí McCauley (McCauley, 2006). Studie provedená v roce 2004 odhadla hodnotu opylování konkrétní kávové plantáže v Kostarice divoce žijícími včelami na zhruba 60 tisíc dolarů ročně (Ricketts et al., 2004). Situace byla dávana za příklad, kdy ochrana biodiverzity má zároveň benefit i pro zemědělství (McCauley, 2006). Krátce po provedení studie ale firma vlastní plantáž, zřejmě v důsledku jednoho z největších poklesů ceny kávy na trzích za poslední století, plantáž místo kávy osázela ananasem, pro jehož opylování byly včelí druhy irelevantní. V jednoduchém chápání tak cena ekosystémové služby opylování na tomto konkrétním místě meziročně klesla ze 60 tisíc dolarů na nulu. Jak naložit s hodnocením těch funkcí a procesů ekosystému, které jsou pro jeho funkci nutné a přirozené, ale člověku nepřinášejí benefity (jako třeba zmiňování kostaričtí opylovači), nebo mu přímo škodí, jako třeba požáry? Někteří odborníci varují před související tendencí „optimalizovat“ fungování ekosystémů z pohledu člověka, která vznikne tím, že svůj pohled zúžíme pouze na to, co je užitečné – některé ekosystémové služby mohou být například mnohem efektivněji poskytovány invazními druhy, než druhy původními (Redford a Adams, 2009).

A co když i přes všechny předpoklady zahrnutí i jiných, než instrumentálních hodnot do procesu, bude výsledkem ekonomické valuace to, že se vyplatí nechat daný ekosystém nenávratně poškodit nebo zničit? Risk spojený s argumentací ekonomickými náklady spočívá v tom, že budeme vzati za slovo (McCauley, 2006). Ve světě řízeném čistě podle ekonomické valuace by zachování biotické diverzity záviselo jen na ceně. Ochrana přírody je ale vždy ve výsledku i etickou a politickou volbou (Adams, 2014). Je tak třeba se vyvarovat očekávání, že by ekonomická valuace automaticky vyhrála jakoukoli diskusi o ochraně přírody v její prospěch, neboť ve skutečnosti může být maximálně jedním z argumentů.

## 7. Závěr

Práce představila konceptualizaci vztahu přírody a člověka pomocí modelu ekosystémových služeb. Ekosystémové služby mají zásadní podíl na lidském blahobytu, například svou schopností poskytovat potravu, léčiva a čistou vodu. Významná je taktéž souvislost ekosystémových služeb a lidského zdraví, kdy poskytování ekosystémových služeb má schopnost snižovat zátěž nemocí u mnoha různých kategorií onemocnění. Byly diskutovány i souvislosti antropogenních změn, které mění fungování ekosystémů a jejich schopnost zachovávat svoje struktury a funkce a ve výsledku tak mají dopad na zdraví ekosystémů, kvalitu prostředí, ve kterém žijeme, i lidské zdraví.

Pro zodpovězení otázky, jakou hodnotu přikládáme schopnosti ekosystému takto zajišťovat lidský blahobyt a zdraví, byly popsány jednotlivé kategorie hodnot (instrumentální, relační inherentní) které u ekosystémů rozeznáváme. Jako jedno z měřítek vyjádření významu těchto hodnot mohou sloužit peníze, práce se proto představila koncept celkové ekonomické hodnoty používaný v oborech environmentální a ekologické ekonomie. V rámci celkové ekonomické hodnoty jsou popisovány kategorie užité, neužitečné a opční hodnoty, které zahrnují užitek plynoucí ze spotřebního i nespotebního využití přírodního statku, možnost tento statek přímo či nepřímo využívat v budoucnu, ale i hodnoty související s tím, že daný statek mohou používat i ostatní (altruistická hodnota), odkazem pro budoucí generace (hodnota odkazu), i samotnou existenci daného statku (existenční hodnota).

Následně práce představila různé metodologie, které se k vyčíslení peněžní hodnoty ekosystémů používají. Spadají sem metody zahrnující vyčíslení na základě vyjádřené preference, jako je například kontingenční oceňování, volby mezi alternativami či participativní a skupinové metody. Druhou skupinou metod jsou metody stanovující cenu na základě pozorování. Sem spadá například přímé pozorování tržních cen u obchodovatelných statků, aktivitu na souvisejících trzích (např. ceny nemovitostí), cestovní náklady vynaložené na přístup k dané lokalitě, náklady vyčísľující škodu či náklady na její předcházení v případě, že by daná služba neexistovala, či expertní hodnocení stavu ekosystémů jako například pomocí BVM metody.

Práce ukázala, že snahy o ocenění hodnoty konkrétní ekosystémové služby jsou široké, a diskuse se nadále se rozvíjí, o čemž svědčí i vysoký počet záznamů o provedených valuačních studiích v databázi ESVD. Vyjadřovat penězi hodnotu zdravého životního prostředí se dnes pokouší stovky studií, z nichž největší část se snaží o vyčíslení rekreačních a turistických přínosů přírody. Z uváděných metod je nejčastěji využíváno pozorování tržních cen

a kontingenční oceňování, co se geografické distribuce týče, největší část se týká evropských ekosystémů.

Byly popsány možné metodologické nedostatky spojené s rozhodnutím o tom, jaké funkce ekosystému a jakým způsobem budeme měřit, možné slepé skvrny a chyby vznikající dialogem několika vědních oborů, nebo nedostatečnou citlivostí ke specifickým okolnostem zkoumané situace a skrytým dynamikám v rámci systému. I přesto může být valuace použita jako nástroj pomáhající vyjádřit podíl ekosystémů na lidském blahobytu, který mnohdy uniká naší pozornosti, protože za něj přímo neplatíme. Taktéž může pomoci vyhodnotit během rozhodování skutečné procesy a tlaky, kterým čelí jednotliví aktéři, a pomoci se zvažováním nákladů a přínosů možných alternativ rozhodnutí. Poznatky ale bývají jen zřídka zahrnuty do politické a rozhodovací praxe. Výjimku tvoří například koncept plateb za ekosystémové služby a systém ekosystémového účetnictví, které je částečně implementováno i ve státech Evropské unie.

Oblast výzkumu i oceňování ekosystémových služeb se nadále prudce rozvíjí a v tomto směru tak lze očekávat další vývoj. I přes potenciál valuačních metod tak lze celou situaci uzavřít tím, že je možné je vnímat jako užitečný nástroj, ale ne univerzální argument, který jednou provždy vyřeší diskusi o ochraně přírody, plánování lidského rozvoje nebo spravedlnost v distribuci a využívání benefitů poskytovaných ekosystémy. Ačkoliv může peněžní valuace do diskuse přinést užitečné poznatky, nelze rozhodování o podobných problémech redukovat jen na peněžní hledisko, bude totiž vždy i otázkou etickou a politickou.



## Použitá literatura

- Adams, H., Adger, W.N., Ahmad, S., Ahmed, A., Begum, D., Matthews, Z., Rahman, M.M., Nilsen, K., Gurney, G.G., Streatfield, P.K., 2020. Multi-dimensional well-being associated with economic dependence on ecosystem services in deltaic social-ecological systems of Bangladesh. *Reg. Environ. Change* 20, 42. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01620-x>
- Adams, W.M., 2014. The value of valuing nature. *Science* 346, 549–551. <https://doi.org/10.1126/science.1255997>
- Arias-Arévalo, P., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Pérez-Rincón, M., 2018. Widening the Evaluative Space for Ecosystem Services: A Taxonomy of Plural Values and Valuation Methods. *Environ. Values* 27, 29–53. <https://doi.org/10.3197/096327118X15144698637513>
- Armson, D., Stringer, P., Ennos, A.R., 2012. The effect of tree shade and grass on surface and globe temperatures in an urban area. *Urban For. Urban Green.* 11, 245–255. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.05.002>
- Astell-Burt, T., Feng, X., Kolt, G.S., 2013. Is Neighborhood Green Space Associated With a Lower Risk of Type 2 Diabetes? Evidence From 267,072 Australians. *Diabetes Care* 37, 197–201. <https://doi.org/10.2337/dc13-1325>
- Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Waage, S., Winthrop, R., 2013. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosyst. Serv.* 5, 27–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.004>
- Balasubramanian, M., 2019. Economic value of regulating ecosystem services: a comprehensive at the global level review. *Environ. Monit. Assess.* 191, 616. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7758-8>
- Barton, J., Pretty, J., 2010. What is the Best Dose of Nature and Green Exercise for Improving Mental Health? A Multi-Study Analysis. *Environ. Sci. Technol.* 44, 3947–3955. <https://doi.org/10.1021/es903183r>
- Bealey, W.J., McDonald, A.G., Nemitz, E., Donovan, R., Dragosits, U., Duffy, T.R., Fowler, D., 2007. Estimating the reduction of urban PM10 concentrations by trees within an environmental information system for planners. *J. Environ. Manage.* 85, 44–58. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.07.007>
- Beaumont, J.J., Sedman, R.M., Reynolds, S.D., Sherman, C.D., Li, L.-H., Howd, R.A., Sandy, M.S., Zeise, L., Alexeeff, G.V., 2008. Cancer Mortality in a Chinese Population Exposed to Hexavalent Chromium in Drinking Water. *Epidemiology* 19, 12. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e31815cea4c>
- Beder, S., 2011. Environmental economics and ecological economics: the contribution of interdisciplinarity to understanding, influence and effectiveness. *Environ. Conserv.* 38, 140–150. <https://doi.org/10.1017/S037689291100021X>
- Brander, L.M., de Groot, R., Schägner, J.P., Guisado-Goñi, V., van 't Hoff, V., Solomonides, S., McVittie, A., Eppink, F., Sposato, M., Do, L., Ghermandi, A., Sinclair, M., Thomas, R., 2024. Economic values for ecosystem services: A global synthesis and way forward. *Ecosyst. Serv.* 66, 101606. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2024.101606>
- Bresnihan, P. (2017). Valuing Nature—Perspectives and Issues. *NESC Research Series*, 11, 60. <https://www.tara.tcd.ie/handle/2262/82056>
- Briggs, D.J., 2008. A framework for integrated environmental health impact assessment of systemic risks. *Environ. Health* 7, 61. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-7-61>

- Brook, R.D., Urch, B., Dvonch, J.T., Bard, R.L., Speck, M., Keeler, G., Morishita, M., Marsik, F.J., Kamal, A.S., Kaciroti, N., Harkema, J., Corey, P., Silverman, F., Gold, D.R., Wellenius, G., Mittleman, M.A., Rajagopalan, S., Brook, J.R., 2009. Insights Into the Mechanisms and Mediators of the Effects of Air Pollution Exposure on Blood Pressure and Vascular Function in Healthy Humans. *Hypertension* 54, 659–667. <https://doi.org/10.1161/HYPERTENSIONAHA.109.130237>
- Brown, T.C., 2017. Substitution Methods, in: Champ, P.A., Boyle, K.J., Brown, T.C. (Eds.), *A Primer on Nonmarket Valuation*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 347–390. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-7104-8\\_9](https://doi.org/10.1007/978-94-007-7104-8_9)
- Bruntland, G.H., 1987. Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. World Commission on Environment and Development. UN-Document A/42/427. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000075053>
- Budd, R., O’Geen, A., Goh, K.S., Bondarenko, S., Gan, J., 2009. Efficacy of Constructed Wetlands in Pesticide Removal from Tailwaters in the Central Valley, California. *Environ. Sci. Technol.* 43, 2925–2930. <https://doi.org/10.1021/es802958q>
- Carr, G.M., Neary, J.P., 2008. *Water Quality for Ecosystem and Human Health*. UNEP/Earthprint.
- Champ, P.A., Boyle, K.J., Brown, T.C., 2017. *A Primer on Nonmarket Valuation*. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Chan, K.M., Gould, R.K., Pascual, U., 2018. Editorial overview: Relational values: what are they, and what’s the fuss about? *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 35, A1–A7. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.11.003>
- Chan, K.M.A., Satterfield, T., 2020. The maturation of ecosystem services: Social and policy research expands, but whither biophysically informed valuation? *People Nat.* 2, 1021–1060. <https://doi.org/10.1002/pan3.10137>
- Chaplin-Kramer, R., Dombeck, E., Gerber, J., Knuth, K.A., Mueller, N.D., Mueller, M., Ziv, G., Klein, A.-M., 2014. Global malnutrition overlaps with pollinator-dependent micronutrient production. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 281, 20141799. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1799>
- Christie, M., Fazey, I., Cooper, R., Hyde, T., Kenter, J.O., 2012. An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies. *Ecol. Econ., Sustainability in Global Product Chains* 83, 67–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.012>
- Cornell, S., 2011. The Rise and Rise of Ecosystem Services: Is “value” the best bridging concept between society and the natural world? *Procedia Environ. Sci., Earth System Science* 2010: Global Change, Climate and People 6, 88–95. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.05.009>
- Costanza, R., 2012. Ecosystem health and ecological engineering. *Ecol. Eng., Ecological Engineering--Its Development, Applications and Challenges* 45, 24–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.023>
- Costanza, R., d’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., De Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., Grasso, M., 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how

- far do we still need to go? *Ecosyst. Serv.* 28, 1–16.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>
- Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van Der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Glob. Environ. Change* 26, 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Costanza, R., Mageau, M., 1999. What is a healthy ecosystem? *Aquat. Ecol.* 33, 105–115.
- Crossman, N.D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E.G., Martín-Lopez, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M.B., Maes, J., 2013. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosyst. Serv., Special Issue on Mapping and Modelling Ecosystem Services* 4, 4–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.001>
- Curtin, S., 2009. Wildlife tourism: the intangible, psychological benefits of human–wildlife encounters. *Curr. Issues Tour.* 12, 451–474. <https://doi.org/10.1080/13683500903042857>
- Daams, M.N., Sijtsma, F.J., Veneri, P., 2019. Mixed monetary and non-monetary valuation of attractive urban green space: A case study using Amsterdam house prices. *Ecol. Econ.* 166, 106430. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106430>
- Dadvand, P., de Nazelle, A., Triguero-Mas, M., Schembari, A., Cirach, M., Amoly, E., Figueras, F., Basagaña, X., Ostro, B., Nieuwenhuijsen, M., 2012. Surrounding Greenness and Exposure to Air Pollution During Pregnancy: An Analysis of Personal Monitoring Data. *Environ. Health Perspect.* 120, 1286–1290. <https://doi.org/10.1289/ehp.1104609>
- Daily, G.C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P.R., Folke, C., Jansson, A., Jansson, B.-O., Kautsky, N., Levin, S., Lubchenco, J., Mäler, K.-G., Simpson, D., Starrett, D., Tilman, D., Walker, B., 2000. The Value of Nature and the Nature of Value. *Science* 289, 395–396. <https://doi.org/10.1126/science.289.5478.395>
- Dasgupta, P., 2021. The economics of biodiversity: the Dasgupta review: abridged version, Updated: 2 February 2021. ed. HM Treasury, London.
- Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D., 2001. Anthropogenic environmental change and the emergence of infectious diseases in wildlife. *Acta Trop.* 78, 103–116. [https://doi.org/10.1016/S0001-706X\(00\)00179-0](https://doi.org/10.1016/S0001-706X(00)00179-0)
- De Garine-Wichatitsky, M., Binot, A., Ward, J., Caron, A., Perrotton, A., Ross, H., Hoa, T.Q., Valls-Fox, H., Gordon, I.J., Promburom, P., Ancog, R., Kock, R.A., Morand, S., Chevalier, V., Allen, W., Phimpraphai, W., Duboz, R., Echaubard, P., 2021. “Health in” and “Health of” Social-Ecological Systems: A Practical Framework for the Management of Healthy and Resilient Agricultural and Natural Ecosystems. *Front. PUBLIC Health* 8, 616328. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.616328>
- de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P., van Beukering, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosyst. Serv.* 1, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>
- de Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41, 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- De Groot, R.S. 1994. Towards Indicators for Measuring Sustainable Use of Environmental Functions. Invited contribution to the session on “Indicators of Environmentally Sound and Sustainable Development” during the 3rd meeting of the International Society for

- Ecological Economics: “Down To Earth: Practical Applications of Ecological Economics”. 24-28 October 1994. San Jose, Costa Rica. 15 p.
- Dell’Anna, F., Bravi, M., Bottero, M., 2022. Urban Green infrastructures: How much did they affect property prices in Singapore? *Urban For. Urban Green.* 68, 127475. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127475>
- Den Boer, L.C., Schrotten, A., 2007. Traffic noise reduction in Europe-Health effects, social costs and technical and policy options to reduce road and rail traffic noise: CE Delft.
- Derkzen, M.L., van Teeffelen, A.J.A., Verburg, P.H., 2015. REVIEW: Quantifying urban ecosystem services based on high-resolution data of urban green space: an assessment for Rotterdam, the Netherlands. *J. Appl. Ecol.* 52, 1020–1032. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12469>
- Dhaliwal, S.S., Welborn, T.A., Howat, P.A., 2013. Recreational Physical Activity as an Independent Predictor of Multivariable Cardiovascular Disease Risk. *PLOS ONE* 8, e83435. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083435>
- Dietz, T., Fitzgerald, A., Shwom, R., 2005. ENVIRONMENTAL VALUES. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 335–372. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144444>
- Dobson, A., Cattadori, I., Holt, R.D., Ostfeld, R.S., Keesing, F., Krichbaum, K., Rohr, J.R., Perkins, S.E., Hudson, P.J., 2006. Sacred Cows and Sympathetic Squirrels: The Importance of Biological Diversity to Human Health. *PLOS Med.* 3, e231. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.0030231>
- Donovan, G.H., Michael, Y.L., Butry, D.T., Sullivan, A.D., Chase, J.M., 2011. Urban trees and the risk of poor birth outcomes. *Health Place, Health Geographies of Voluntarism* 17, 390–393. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2010.11.004>
- Druckenmiller, H., 2022. Accounting for ecosystem service values in climate policy. *Nat. Clim. Change* 12, 596–598. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01362-0>
- Dvořák, A., Nouza, R., 2002. *Ekonomika přírodních zdrojů a surovinová politika.* 1 Nakladatelství Oeconomica, . vyd. Praha, 2002, 164 s. ISBN 8024504073.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2003. *Ekosystémy a kvalita lidského života: Rámec pro hodnocení,* 1. ed, 2003. . Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- Ellis, A.M., Myers, S.S., Ricketts, T.H., 2015. Do Pollinators Contribute to Nutritional Health? *PLOS ONE* 10, e114805. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114805>
- Escobedo, F.J., Nowak, D.J., 2009. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landsc. Urban Plan.* 90, 102–110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.021>
- Eskenazi, B., Harley, K., Bradman, A., Weltzien, E., Jewell, N.P., Barr, D.B., Furlong, C.E., Holland, N.T., 2004. Association of in utero organophosphate pesticide exposure and fetal growth and length of gestation in an agricultural population. *Environ. Health Perspect.* 112, 1116–1124. <https://doi.org/10.1289/ehp.6789>
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Folke, C., Jansson, A., Larsson, J., Costanza, R., 1997. Ecosystem Appropriation by Cities. *AMBIO* 26.

- Freeman III, A.M.F., Herriges, J.A., Kling, C.L., 2014. *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*, 3rd ed. Routledge, New York. <https://doi.org/10.4324/9781315780917>
- Frélichová, J., Vačkář, D., Pártl, A., Loučková, B., Harmáčková, Z.V., Lorencová, E., 2014. Integrated assessment of ecosystem services in the Czech Republic. *Ecosyst. Serv.* 8, 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.03.001>
- Gómez-Baggethun, E., Barton, D.N., 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecol. Econ., Sustainable Urbanisation: A resilient future* 86, 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019>
- Goulder, L., Kennedy, D., Daily, G., 1997. Valuing ecosystem services: philosophical bases and empirical methods.
- Gren, Å., Colding, J., Berghauser-Pont, M., Marcus, L., 2019. How smart is smart growth? Examining the environmental validation behind city compaction. *Ambio* 48, 580–589. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1087-y>
- Groot, R., Perk, J., Chiesura, A., Marguliew, S., 2000. Ecological Functions and Socioeconomic Values of Critical Natural Capital as a Measure for Ecological Integrity and Environmental Health, in: Crabbé, P., Holland, A., Ryszkowski, L., Westra, L. (Eds.), *Implementing Ecological Integrity*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 191–214. [https://doi.org/10.1007/978-94-011-5876-3\\_13](https://doi.org/10.1007/978-94-011-5876-3_13)
- Gruebner, O., Lowe, S.R., Sampson, L., Galea, S., 2015. The geography of post-disaster mental health: spatial patterning of psychological vulnerability and resilience factors in New York City after Hurricane Sandy. *Int. J. Health Geogr.* 14, 16. <https://doi.org/10.1186/s12942-015-0008-6>
- Haines, A., Kovats, R.S., Campbell-Lendrum, D., Corvalan, C., 2006. Climate change and human health: Impacts, vulnerability and public health. *Public Health* 120, 585–596. <https://doi.org/10.1016/j.puhe.2006.01.002>
- Hajat, S., Ebi, K.L., Kovats, R.S., Menne, B., Edwards, S., Haines, A., 2005. The Human Health Consequences of Flooding in Europe: a Review, in: Kirch, W., Bertollini, R., Menne, Bettina (Eds.), *Extreme Weather Events and Public Health Responses*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 185–196. [https://doi.org/10.1007/3-540-28862-7\\_18](https://doi.org/10.1007/3-540-28862-7_18)
- Hansen, A., Bi, P., Nitschke, M., Ryan, P., Pisaniello, D., Tucker, G., 2008. The Effect of Heat Waves on Mental Health in a Temperate Australian City. *Environ. Health Perspect.* 116, 1369–1375. <https://doi.org/10.1289/ehp.11339>
- Hanski, I., von Hertzen, L., Fyhrquist, N., Koskinen, K., Torppa, K., Laatikainen, T., Karisola, P., Auvinen, P., Paulin, L., Mäkelä, M.J., Vartiainen, E., Kosunen, T.U., Alenius, H., Haahtela, T., 2012. Environmental biodiversity, human microbiota, and allergy are interrelated. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 8334–8339. <https://doi.org/10.1073/pnas.1205624109>
- Harmáčková, Z.V., Blättler, L., Aguiar, A.P.D., Daněk, J., Krpec, P., Vačkářová, D., 2022. Linking multiple values of nature with future impacts: value-based participatory scenario development for sustainable landscape governance. *Sustain. Sci.* 17, 849–864. <https://doi.org/10.1007/s11625-021-00953-8>
- Hartig, T., Mitchell, R., De Vries, S., Frumkin, H., 2014. Nature and Health. *Annu. Rev. Public Health* 35, 207–228. <https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-032013-182443>
- Hine, R., 2019. *A Dictionary of Biology*. Oxford University Press, Incorporated, Oxford, UNITED KINGDOM.

- Hinga, K. R., Ahmed, M. T., & Lewis, N. Waste Processing and Detoxification. Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends. <https://millenniumassessment.org/documents/document.284.aspx.pdf>
- Honold, J., Lakes, T., Beyer, R., van der Meer, E., 2016. Restoration in Urban Spaces: Nature Views From Home, Greenways, and Public Parks. *Environ. Behav.* 48, 796–825. <https://doi.org/10.1177/0013916514568556>
- Hutchings, J.A., Reynolds, J.D., 2004. Marine Fish Population Collapses: Consequences for Recovery and Extinction Risk. *BioScience* 54, 297–309. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0297:MFPCCF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0297:MFPCCF]2.0.CO;2)
- Huynen, M.M., Martens, P., Hilderink, H.B., 2005. The health impacts of globalisation: a conceptual framework. *Glob. Health* 1, 14. <https://doi.org/10.1186/1744-8603-1-14>
- IPBES, 2022. Methodological assessment of the diverse values and valuation of nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7687931>
- IPBES, 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. [object Object]. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3831673>
- Ivers, L.C., Ryan, E.T., 2006. Infectious diseases of severe weather-related and flood-related natural disasters. *Curr. Opin. Infect. Dis.* 19, 408. <https://doi.org/10.1097/01.qco.0000244044.85393.9e>
- Järup, L., Hellström, L., Alfvén, T., Carlsson, M.D., Grubb, A., Persson, B., Pettersson, C., Spång, G., Schütz, A., Elinder, C.G., 2000. Low level exposure to cadmium and early kidney damage: the OSCAR study. *Occup. Environ. Med.* 57, 668–672. <https://doi.org/10.1136/oem.57.10.668>
- Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D.E., Coscieme, L., Golden, A.S., Guerra, C.A., Jacob, U., Takahashi, Y., Settele, J., Díaz, S., Molnár, Z., Purvis, A., 2022. The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Sci. Adv.* 8, eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- Jennings, V., Gaither, C.J., 2015. Approaching Environmental Health Disparities and Green Spaces: An Ecosystem Services Perspective. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 12, 1952–1968. <https://doi.org/10.3390/ijerph120201952>
- Kadykalo, A.N., López-Rodríguez, M.D., Ainscough, J., Droste, N., Ryu, H., Ávila-Flores, G., Le Clec'h, S., Muñoz, M.C., Nilsson, L., Rana, S., Sarkar, P., Sevecke, K.J., Harmáčková, Z.V., 2019. Disentangling ‘ecosystem services’ and ‘nature’s contributions to people.’ *Ecosyst. People* 15, 269–287. <https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1669713>
- Kardan, O., Gozdyra, P., Misic, B., Moola, F., Palmer, L.J., Paus, T., Berman, M.G., 2015. Neighborhood greenspace and health in a large urban center. *Sci. Rep.* 5, 11610. <https://doi.org/10.1038/srep11610>
- Keesing, F., Belden, L.K., Daszak, P., Dobson, A., Harvell, C.D., Holt, R.D., Hudson, P., Jolles, A., Jones, K.E., Mitchell, C.E., Myers, S.S., Bogich, T., Ostfeld, R.S., 2010. Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. *Nature* 468, 647–652. <https://doi.org/10.1038/nature09575>
- Keesing, F., Ostfeld, R.S., 2015. Is biodiversity good for your health? *Science* 349, 235–236. <https://doi.org/10.1126/science.aac7892>
- Keith, D.A., Ferrer-Paris, J.R., Nicholson, E., Bishop, M.J., Polidoro, B.A., Ramirez-Llodra, E., Tozer, M.G., Nel, J.L., Mac Nally, R., Gregr, E.J., Watermeyer, K.E., Essl, F., Faber-Langendoen, D., Franklin, J., Lehmann, C.E.R., Etter, A., Roux, D.J., Stark, J.S.,

- Rowland, J.A., Brummitt, N.A., Fernandez-Arcaya, U.C., Suthers, I.M., Wiser, S.K., Donohue, I., Jackson, L.J., Pennington, R.T., Iliffe, T.M., Gerovasileiou, V., Giller, P., Robson, B.J., Pettoirelli, N., Andrade, A., Lindgaard, A., Tahvanainen, T., Terauds, A., Chadwick, M.A., Murray, N.J., Moat, J., Pliscoff, P., Zager, I., Kingsford, R.T., 2022. A function-based typology for Earth's ecosystems. *Nature* 610, 513–518. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05318-4>
- Kenter, J.O., Reed, M.S., Fazey, I., 2016. The Deliberative Value Formation model. *Ecosyst. Serv., Shared, plural and cultural values* 21, 194–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.015>
- Khan, S., Ahmad, I., Shah, M.T., Rehman, S., Khaliq, A., 2009. Use of constructed wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater. *J. Environ. Manage.* 90, 3451–3457. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.05.026>
- Kovats, R.S., Hajat, S., 2008. Heat Stress and Public Health: A Critical Review. *Annu. Rev. Public Health* 29, 41–55. <https://doi.org/10.1146/annurev.publhealth.29.020907.090843>
- Krásná, K., Štěrbová, L., Prokopová, M., Jakubínský, J., Vyvlečka, P., Pechanec, V., 2024. Ecological Status of Floodplains and their Potential to Carbon Storage: Case Study From Three Watersheds in the South Moravian Region, Czech Republic. *J. Landsc. Ecol.* 16, 94–131. <https://doi.org/10.2478/jlecol-2023-0019>
- Kronenberg, J., Andersson, E., 2019. Integrating social values with other value dimensions: parallel use vs. combination vs. full integration. *Sustain. Sci.* 14, 1283–1295. <https://doi.org/10.1007/s11625-019-00688-7>
- Laporta, G.Z., Prado, P.I.K.L. de, Kraenkel, R.A., Coutinho, R.M., Sallum, M.A.M., 2013. Biodiversity Can Help Prevent Malaria Outbreaks in Tropical Forests. *PLoS Negl. Trop. Dis.* 7, e2139. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0002139>
- Liu, S., Costanza, R., Troy, A., D'Aagostino, J., Mates, W., 2010. Valuing New Jersey's ecosystem services and natural capital: A spatially explicit benefit transfer approach. *Environ. Manage.* 45, 1271–1285. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9483-5>
- Loret de Mola, U., Ladd, B., Duarte, S., Borchard, N., La Rosa, R.A., Zutta, B., 2017. On the Use of Hedonic Price Indices to Understand Ecosystem Service Provision from Urban Green Space in Five Latin American Megacities. *FORESTS* 8, 478. <https://doi.org/10.3390/f8120478>
- Mace, G.M., 2014. Whose conservation? | *Science*. *Science* 365.
- Managi, S., Kumar, P. (Eds.), 2018. *Inclusive Wealth Report 2018: Measuring Progress Towards Sustainability*. Routledge, London. <https://doi.org/10.4324/9781351002080>
- Manfredo, M.J., Teel, T.L., Berl, R.E.W., Bruskotter, J.T., Kitayama, S., 2020. Social value shift in favour of biodiversity conservation in the United States. *Nat. Sustain.* 4, 323–330. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00655-6>
- Marisha, S., Sunarya, S., Yustiana, Y., 2020. Economic valuation on carbon sequestration and carbon stocks at green open space based on cost of illness. *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* 528, 012035. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/528/1/012035>
- McCauley, D.J., 2006. Selling out on nature. *Nature* 443, 27–28. <https://doi.org/10.1038/443027a>
- Miller, K.A., Siscovick, D.S., Sheppard, L., Shepherd, K., Sullivan, J.H., Anderson, G.L., Kaufman, J.D., 2007. Long-Term Exposure to Air Pollution and Incidence of Cardiovascular Events in Women. *N. Engl. J. Med.* 356, 447–458. <https://doi.org/10.1056/NEJMoa054409>

- Ming, J., Xian-guo, L., Lin-shu, X., Li-juan, C., Shouzheng, T., 2007. Flood mitigation benefit of wetland soil – A case study in Momoge National Nature Reserve in China. *Ecol. Econ.* 61, 217–223. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.10.019>
- Moldan, B., 2015. *Podmaněná planeta*. Charles University in Prague, Karolinum Press.
- Mooney, H.A., Hobbs, R.J. (Eds.), 2000. *Invasive Species in a Changing World*. Island Press.
- Münzel, T., Gori, T., Babisch, W., Basner, M., 2014. Cardiovascular effects of environmental noise exposure. *Eur. Heart J.* 35, 829–836. <https://doi.org/10.1093/eurheartj/ehu030>
- Myers, S.S., Gaffikin, L., Golden, C.D., Ostfeld, R.S., H. Redford, K., H. Ricketts, T., Turner, W.R., Osofsky, S.A., 2013. Human health impacts of ecosystem alteration. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, 18753–18760. <https://doi.org/10.1073/pnas.1218656110>
- Myers, S.S., Patz, J.A., 2009. Emerging Threats to Human Health from Global Environmental Change. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 34, 223–252. <https://doi.org/10.1146/annurev.enviro.033108.102650>
- Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 691/2011 ze dne 6. července 2011 o evropských environmentálních hospodářských účtech. Evropský parlament, Rada Evropské unie, 2011. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX:32011R0691>.
- Návrh nařízení Evropského parlamentu a Rady, kterým se mění nařízení (EU) č. 691/2011, pokud jde o zavedení nových modulů environmentálních hospodářských účtů. Evropský parlament, Rada Evropské unie, 2022. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=CELEX%3A52022PC0329>
- Nelson, G.C., Bennett, E., Berhe, A.A., Cassman, K., DeFries, R., Dietz, T., Dobermann, A., Dobson, A., Janetos, A., Levy, M., Marco, D., Nakicenovic, N., O'Neill, B., Norgaard, R., Petschel-Held, G., Ojima, D., Pingali, P., Watson, R., Zurek, M., 2006. Anthropogenic Drivers of Ecosystem Change: an Overview. *Ecol. Soc.* 11.
- Nielsen, T.S., Hansen, K.B., 2007. Do green areas affect health? Results from a Danish survey on the use of green areas and health indicators. *Health Place* 13, 839–850. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2007.02.001>
- Nobel, A., Lizin, S., Brouwer, R., Bruns, S.B., Stern, D.I., Malina, R., 2020. Are biodiversity losses valued differently when they are caused by human activities? A meta-analysis of the non-use valuation literature. *Environ. Res. Lett.* 15, 073003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab8ec2>
- O'Garra, T., 2009. Bequest Values for Marine Resources: How Important for Indigenous Communities in Less-Developed Economies? *Environ. Resour. Econ.* 44, 179–202. <https://doi.org/10.1007/s10640-009-9279-3>
- Oosterbroek, B., de Kraker, J., Huynen, M.M.T.E., Martens, P., 2016. Assessing ecosystem impacts on health: A tool review. *Ecosyst. Serv.* 17, 237–254. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.12.008>
- Parsons, G.R., 2017. Travel Cost Models, in: Champ, P.A., Boyle, K.J., Brown, T.C. (Eds.), *A Primer on Nonmarket Valuation, The Economics of Non-Market Goods and Resources*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 187–233. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-7104-8\\_6](https://doi.org/10.1007/978-94-007-7104-8_6)
- Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R.T., Başak Dessane, E., Islar, M., Kelemen, E., Maris, V., Quaas, M., Subramanian, S.M., Wittmer, H., Adlan, A., Ahn, S., Al-Hafedh, Y.S., Amankwah, E., Asah, S.T., Berry, P., Bilgin, A., Breslow, S.J., Bullock, C., Cáceres, D., Daly-Hassen, H., Figueroa, E., Golden, C.D., Gómez-Baggethun, E., González-Jiménez, D., Houdet, J., Keune, H., Kumar, R., Ma, K.,



- May, P.H., Mead, A., O'Farrell, P., Pandit, R., Pengue, W., Pichis-Madruga, R., Popa, F., Preston, S., Pacheco-Balanza, D., Saarikoski, H., Strassburg, B.B., van den Belt, M., Verma, M., Wickson, F., Yagi, N., 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, Open issue, part II 26–27, 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>
- Pascual, U., Muradian, R., Brander, L., Gomez-Baggethun, E., Martín-López, B., Verma, M., Armsworth, P., Christie, M., Cornelissen, J., Eppink, F., Farley, J., Loomis, J., Pearson, L., Perrings, C., Polasky, S., 2010. The Economics of Valuing Ecosystem Services and Biodiversity. *Econ. Ecosyst. Biodivers. Ecol. Econ. Found.*
- Perrot-Maître, D., Davis, P., 2001. Case Studies of Markets and Innovative Financial Mechanisms for Water Services from Forests.
- Pope III, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G.D., 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *J. Am. Med. Assoc.* 287, 1132–1141. <https://doi.org/10.1001/jama.287.9.1132>
- Powe, N.A., Willis, K.G., 2004. Mortality and morbidity benefits of air pollution (SO<sub>2</sub> and PM<sub>10</sub>) absorption attributable to woodland in Britain. *J. Environ. Manage.* 70, 119–128. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2003.11.003>
- Prescott, G.J., Cohen, G.R., Elton, R.A., Fowkes, F.G., Agius, R.M., 1998. Urban air pollution and cardiopulmonary ill health: a 14.5 year time series study. *Occup. Environ. Med.* 55, 697–704. <https://doi.org/10.1136/oem.55.10.697>
- Purushothaman, S., Thomas, B.K., Abraham, R., Dhar, U., 2013. Beyond Money Metrics: Alternative Approaches to Conceptualising and Assessing Ecosystem Services. *Conserv. Soc.* 11, 321–325. <https://doi.org/10.4103/0972-4923.125739>
- Reacher, M., McKenzie, K., Lane, C., Nichols, T., Kedge, I., Iversen, A., Hepple, P., Walter, T., Laxton, C., Simpson, J., 2004. Health impacts of flooding in Lewes: a comparison of reported gastrointestinal and other illness and mental health in flooded and non-flooded households. <https://doi.org/10.17863/CAM.70739>
- Redford, K.H., Adams, W.M., 2009. Payment for Ecosystem Services and the Challenge of Saving Nature. *Conserv. Biol.* 23, 785–787. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01271.x>
- Ricketts, T.H., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Michener, C.D., 2004. Economic value of tropical forest to coffee production. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 101, 12579–12582. <https://doi.org/10.1073/pnas.0405147101>
- Ridker, R.G., Henning, J.A., 1967. The Determinants of Residential Property Values with Special Reference to Air Pollution. *Rev. Econ. Stat.* 49, 246–257. <https://doi.org/10.2307/1928231>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J., 2009. Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecol. Soc.* 14.
- Rook, G.A., 2013. Regulation of the immune system by biodiversity from the natural environment: An ecosystem service essential to health. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, 18360–18367. <https://doi.org/10.1073/pnas.1313731110>
- Rook, G.A.W., Raison, C.L., Lowry, C.A., 2014. Microbial 'old friends', immunoregulation and socioeconomic status. *Clin. Exp. Immunol.* 177, 1–12. <https://doi.org/10.1111/cei.12269>

- Rosenberger, R.S., Loomis, J.B., 2017. Benefit Transfer, in: Champ, P.A., Boyle, K.J., Brown, T.C. (Eds.), *A Primer on Nonmarket Valuation, The Economics of Non-Market Goods and Resources*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 431–462. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-7104-8\\_11](https://doi.org/10.1007/978-94-007-7104-8_11)
- Salzman, J., Bennett, G., Carroll, N., Goldstein, A., Jenkins, M., 2018. The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. *Nat. Sustain.* 1, 136–144. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0033-0>
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010. *Global biodiversity outlook 3*. Montreal. ISBN 92-9225-220-8.
- Sejak, J., 2002. Principy a metody ocenovn ivotnho prosted. *ivotn prosted* 36, 1, 10–13, 2002.
- Sejak, J., a kol., 1999. *Ocenovn pozemk a prodnch zdroj*. 1. vyd. Praha: Grada, 1999, 251 s. ISBN 8071693936.
- Schaafsma, M., Bartkowski, B., Lienhoop, N., 2018. Guidance for Deliberative Monetary Valuation Studies. *Int. Rev. Environ. Resour. Econ.* 12, 267–323. <https://doi.org/10.1561/101.00000103>
- Schneider, J., Kubckov, H., 2020. The State of the Art of Use of the Concept of Ecosystem Services within Spatial Plans in the Czech Republic. *Sustainability* 12, 9000. <https://doi.org/10.3390/su12219000>
- Seppelt, R., Fath, B., Burkhard, B., Fisher, J.L., Grt-Regamey, A., Lautenbach, S., Pert, P., Hotes, S., Spangenberg, J., Verburg, P.H., Van Oudenhoven, A.P.E., 2012. Form follows function? Proposing a blueprint for ecosystem service assessments based on reviews and case studies. *Ecol. Indic., Challenges of sustaining natural capital and ecosystem services* 21, 145–154. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.003>
- Shahidul Islam, Md., Tanaka, M., 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Mar. Pollut. Bull.* 48, 624–649. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.12.004>
- Soukopov, J., Bako, E., Kaplanov, B., Doleelov, M., Bernkov, J., Kulhav, V., 2011. *Ekonomika ivotnho prosted*.
- Spash, C.L., 1999. The Development of Environmental Thinking in Economics. *Environ. Values* 8, 413–435.
- Taylor, L.O., 2003. The Hedonic Method, in: Champ, P.A., Boyle, K.J., Brown, T.C. (Eds.), *A Primer on Nonmarket Valuation*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 331–393. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-0826-6\\_10](https://doi.org/10.1007/978-94-007-0826-6_10)
- Tillmann, S., Tobin, D., Avison, W., Gilliland, J., 2018. Mental health benefits of interactions with nature in children and teenagers: a systematic review. *J Epidemiol Community Health* 72, 958–966. <https://doi.org/10.1136/jech-2018-210436>
- Timm, S., Svanes, C., Janson, C., Sigsgaard, T., Johannessen, A., Gislason, T., Jogi, R., Omenaas, E., Forsberg, B., Torn, K., Holm, M., Brbck, L., Schlnssen, V., 2014. Place of upbringing in early childhood as related to inflammatory bowel diseases in adulthood: a population-based cohort study in Northern Europe. *Eur. J. Epidemiol.* 29, 429–437. <https://doi.org/10.1007/s10654-014-9922-3>
- UNEP (Ed.), 2010. *Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of teeb, The economics of ecosystems & biodiversity*. UNEP, Geneva.

- Vačkář, D., Grammatikopoulou, I., Daněk, J., Lorencová, E., 2018. Methodological aspects of ecosystem service valuation at the national level. *One Ecosyst.* 3, e25508. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e25508>
- Valkanova, V., Ebmeier, K.P., Allan, C.L., 2013. CRP, IL-6 and depression: A systematic review and meta-analysis of longitudinal studies. *J. Affect. Disord.* 150, 736–744. <https://doi.org/10.1016/j.jad.2013.06.004>
- van den Bergh, J.C., 2001. Ecological economics: themes, approaches, and differences with environmental economics. *Reg. Environ. Change* 2, 13–23. <https://doi.org/10.1007/s101130000020>
- von Hertzen, L.C., Joensuu, H., Haahtela, T., 2011a. Microbial deprivation, inflammation and cancer. *Cancer Metastasis Rev.* 30, 211–223. <https://doi.org/10.1007/s10555-011-9284-1>
- von Hertzen, L., Hanski, I., Haahtela, T., 2011b. Natural immunity. *EMBO Rep.* 12, 1089–1093. <https://doi.org/10.1038/embor.2011.195>
- Vyskot, I., 2003. Kvantifikace a hodnocení funkcí lesů České republiky. Ministerstvo životního prostředí. ISBN 80–72212–264–9.
- Wade, T.J., Sandhu, S.K., Levy, D., Lee, S., LeChevallier, M.W., Katz, L., Colford, J.M., Jr., 2004. Did a Severe Flood in the Midwest Cause an Increase in the Incidence of Gastrointestinal Symptoms? *Am. J. Epidemiol.* 159, 398–405. <https://doi.org/10.1093/aje/kwh050>
- Wallace, K.J., Jago, M., Pannell, D.J., Kim, M.K., 2021. Wellbeing, values, and planning in environmental management. *J. Environ. Manage.* 277, 111447. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111447>
- Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389–395. <https://doi.org/10.1038/416389a>
- Ward, M.H., Kilfoy, B.A., Weyer, P.J., Anderson, K.E., Folsom, A.R., Cerhan, J.R., 2010. Nitrate Intake and the Risk of Thyroid Cancer and Thyroid Disease. *Epidemiology* 21, 389. <https://doi.org/10.1097/EDE.ob013e3181d6201d>
- Wheeler, B.W., Lovell, R., Higgins, S.L., White, M.P., Alcock, I., Osborne, N.J., Husk, K., Sabel, C.E., Depledge, M.H., 2015. Beyond greenspace: an ecological study of population general health and indicators of natural environment type and quality. *Int. J. Health Geogr.* 14, 17. <https://doi.org/10.1186/s12942-015-0009-5>
- Whitehead, J.C., Haab, T., Larkin, S.L., Loomis, J.B., Alvarez, S., Ropicki, A., 2018. Estimating Lost Recreational Use Values of Visitors to Northwest Florida due to the Deepwater Horizon Oil Spill Using Cancelled Trip Data. *Mar. Resour. Econ.* 33, 119–132.
- WHO, 2021a. Health Promotion Glossary of Terms 2021. World Health Organization. 44 p. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240038349>
- WHO, 2021b. One Health High Level Expert Panel Annual Report 2021. World Health Organization. 35 p. <https://www.who.int/publications/m/item/one-health-high-level-expert-panel-annual-report-2021>
- Wu, J., Ren, C., Delfino, R.J., Chung, J., Wilhelm, M., Ritz, B., 2009. Association between Local Traffic-Generated Air Pollution and Preeclampsia and Preterm Delivery in the South Coast Air Basin of California. *Environ. Health Perspect.* 117, 1773–1779. <https://doi.org/10.1289/ehp.0800334>
- Zafra-Calvo, N., Balvanera, P., Pascual, U., Merçon, J., Martín-López, B., van Noordwijk, M., Mwampamba, T.H., Lele, S., Ifejika Speranza, C., Arias-Arévalo, P., Cabrol, D., Cáceres,

D.M., O'Farrell, P., Subramanian, S.M., Devy, S., Krishnan, S., Carmenta, R., Guibrunet, L., Kraus-Elsin, Y., Moersberger, H., Cariño, J., Díaz, S., 2020. Plural valuation of nature for equity and sustainability: Insights from the Global South. *Glob. Environ. Change* 63, 102115. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102115>