



**European  
School**  
of Business  
& Management

**Master of Science (MSc)**

---

# **MODUL**

**Ekologická ekonomie**

---

# 7. MODUL EKOLOGICKÁ EKONOMIE

---

## Garant modulu

doc. Ing. Ondřej Vojáček, Ph.D.

---

## Cíl modulu

.

# Ekonomie životního prostředí



## – teorie a politika

Lenka Slavíková, Eliška Vejchodská, Jan Slavík a kol.

Publikace vznikla v rámci projektu OP VK reg. č. CZ.1.07/2.2.00/07.0178 Studium ekonomiky rozvoje venkova na JU v Českých Budějovicích. Projekt byl spolufinancován Evropským sociálním fondem a státním rozpočtem České republiky.



INVESTICE DO ROZVOJE VZDĚLÁVÁNÍ

# **Ekonomie životního prostředí - teorie a politika**

**Lenka Slavíková, Eliška Vejchodská, Jan Slavík a kol.**

**Alfa Nakladatelství  
2012**

Příklad citace:

SLAVÍKOVÁ, Lenka, VEJCHODSKÁ, Eliška, SLAVÍK, Jan. *Ekonomie životního prostředí – teorie a politika*. 1. vyd. Praha: Alfa Nakladatelství, 2012. ISBN 978-80-87197-45-5.

KATALOGIZACE V KNIZE – NÁRODNÍ KNIHOVNA ČR

Slavíková, Lenka

Ekonomie životního prostředí – teorie a politika /

Lenka Slavíková, Eliška Vejchodská, Jan Slavík. – 1. vyd. – Praha : Alfa Nakladatelství, 2012 – 288 s. – (Ekonomie studium)

ISBN 978-80-87197-45-5 (váz.)

502:33 \* 330.8 \* 330.837 \* 502:338.23

– environmentální ekonomie

– ekonomické teorie

– institucionální ekonomie

– environmentální politika

– kolektivní monografie

33 – Ekonomie [4]

Editorka: prof. Ing. Jiřina Jílková, CSc.

Recenzenti:

doc. Ing. Iva Ritschelová, CSc.

doc. Ing. Miroslav Hájek, Ph.D.

Vědecká rada nakladatelství:

prof. Ing. Jaroslav Jirásek, DrSc.

prof. Ing. Miroslav Kutílek, DrSc.

prof. Ing. Miroslav Hučka, CSc.

prof. Ing. Ján Košturiak, Ph.D.

prof. Ing. Jiřina Jílková, CSc.

prof. Ing. Josef Šíma, Ph.D.

prof. Ing. Milan Malý, CSc.

Vydává c<sup>o</sup>Alfa Nakladatelství, s. r. o., Praha

Rok prvního vydání: 2012

ISBN 978-80-87197-45-5

www.alfaknihy.cz

# Obsah

<b>Summary</b> . . . . .	<b>13</b>
<b>Metodologický úvod</b> . . . . .	<b>17</b>
Vymezení ekonomie životního prostředí . . . . .	18
Metoda výzkumu . . . . .	19
Struktura knihy . . . . .	19

## Část 1 Teoretická část

<b>1. Ekonomie a ekonomie životního prostředí</b> . . . . .	<b>23</b>
1.1 Metodologické protipóly v ekonomii životního prostředí . . . . .	26
1.2 Životní prostředí jako statek . . . . .	30
1.3 Přehled myšlenkových směrů v ekonomii životního prostředí . . . . .	33
<b>2. Neoklasická environmentální ekonomie</b> . . . . .	<b>39</b>
2.1 Předpoklady a východiska . . . . .	39
2.2 Základní pojmy . . . . .	41
2.3 Společenský blahobyť a kritérium efektivnosti . . . . .	46
2.4 Příčiny poškozování životního prostředí . . . . .	49
2.5 Společenské optimum znečištění životního prostředí . . . . .	59
2.6 Oceňování statků životního prostředí . . . . .	63
2.7 Jak řešit problémy životního prostředí . . . . .	66
2.8 Závěr . . . . .	70
<b>3. Nová institucionální ekonomie – Ronald Coase</b> . . . . .	<b>71</b>
3.1 Předpoklady a východiska . . . . .	71
3.2 Základní pojmy . . . . .	72
3.3 Jak řešit problémy životního prostředí . . . . .	72
3.4 Když transakční náklady nejsou nulové . . . . .	74
3.5 Reciprocita externalit . . . . .	77
3.6 Závěr . . . . .	78
<b>4. Ekologická ekonomie</b> . . . . .	<b>81</b>
4.1 Předpoklady a východiska . . . . .	81
4.2 Základní pojmy . . . . .	84
4.3 Příčiny poškozování životního prostředí . . . . .	86
4.4 Jak řešit problémy životního prostředí . . . . .	87

4.5	Závěr .....	89
<b>5.</b>	<b>Institucionální ekologická ekonomie .....</b>	<b>91</b>
5.1	Předpoklady a východiska .....	91
5.2	Definice pojmů .....	93
5.3	Příčiny poškozování životního prostředí.....	94
5.4	Jak řešit problémy životního prostředí.....	96
5.5	Závěr .....	101
<b>6.</b>	<b>Tržní přístupy k ochraně životního prostředí .....</b>	<b>103</b>
6.1	Předpoklady a východiska .....	103
6.2	Příčiny poškozování životního prostředí.....	105
6.3	Jak řešit problémy životního prostředí.....	106
6.4	Rozdíly mezi tržním environmentalismem a rakouskou ekonomikou životního prostředí.....	108
6.5	Závěr .....	114
<b>7.</b>	<b>Komparace myšlenkových směrů a analýza vzájemných vazeb .....</b>	<b>115</b>
7.1	Společná kritika neoklasické environmentální ekonomie – instituce a vládní selhání.....	115
7.2	Metodologické diskuse .....	117
7.3	Kritika Coasova přístupu rakouskými ekonomy.....	126
7.4	Komparace navrhovaných řešení a možná společná východiska .....	134

## Část 2

### Politicko-aplikační část

<b>8.</b>	<b>Environmentální regulace – co se skrývá v pozadí?.....</b>	<b>145</b>
8.1	Hnací síly environmentální regulace.....	146
8.2	Environmentální politika.....	147
8.3	Udržitelný rozvoj.....	154
<b>9.</b>	<b>Nástroje environmentální politiky.....</b>	<b>175</b>
9.1	Klasifikace nástrojů environmentální politiky.....	175
9.2	Administrativní nástroje.....	180
9.3	Ekonomické nástroje.....	186
9.4	Dobrovolné přístupy.....	201



<b>10. Hodnocení nástrojů environmentální politiky.....</b>	<b>207</b>
10.1 Kritéria hodnocení ekonomických nástrojů .....	208
10.2 Výsledky praktické aplikace hodnocení .....	213
<b>11. Environmentální politika v praxi .....</b>	<b>217</b>
11.1 Znečištění ovzduší a obchodování s emisemi .....	217
11.2 Ochrana a využívání vodních zdrojů .....	231
11.3 Nakládání s odpady .....	244
<b>Závěr .....</b>	<b>259</b>
<b>Literatura .....</b>	<b>261</b>

Autorský kolektiv:

Ing. Lenka Slavíková, Ph.D. (kap. 1, 3, 4–7 a 11.2)

Ing. Eliška Vejchodská, Ph.D. (kap. 1, 2 a 4)

Ing. Jan Slavík, Ph.D. (kap. 8–10 a 11.3)

Ing. Ondřej Vojáček, Ph.D. (kap. 2 a 11.1)

Ing. Jiří Louda (kap. 8.3)

## Seznam obrázků

Obr. 1: Evoluce myšlenkových směrů v rámci ekonomie životního prostředí.....	35
Obr. 2: Vyjádření úrovně užítka spotřebitele indifferenční analýzou.....	42
Obr. 3: Spotřebitelský přebytek a ochota platit .....	44
Obr. 4: Celková ekonomická hodnota na příkladu lesa .....	46
Obr. 5: Negativní externality.....	51
Obr. 6: Typologie statků na základě kritéria rivality a vylučitelnosti .....	53
Obr. 7: Poptávkové křivky u rivalitních a nerivalitních statků .....	55
Obr. 8: Situace nulového poskytování veřejného statku trhem .....	57
Obr. 9: Ekonomicky optimální cena a množství klubového statku.....	59
Obr. 10: Optimální míra znečištění životního prostředí .....	61
Obr. 11: Rozdíl mezi ochotou platit a ochotou přijímat kompenzaci.....	64
Obr. 12: Pigouviánská daň.....	68
Obr. 13: Pigouviánská daň – alternativní znázornění.....	69
Obr. 14: Coasův teorém – výsledek vyjednávání .....	75
Obr. 15: Pozice ekologické ekonomie .....	82
Obr. 16: Propojení lidské společnosti a ekosystémů.....	83
Obr. 17: Interní svět individuální volby.....	122
Obr. 18: Členění externalit.....	133
Obr. 19: Postup tvorby environmentální politiky .....	149
Obr. 20: Grafická ilustrace Malthusovy populační teorie .....	156
Obr. 21: Pojetí udržitelnosti a druhy kapitálu.....	161
Obr. 22: Hypotetická environmentální Kuznetsova křivka .....	165
Obr. 23: Environmentální Kuznetsova křivka pro emise SO <sub>2</sub> .....	166
Obr. 24: Hrubý domácí produkt a skutečné národní bohatství v USA.....	173
Obr. 25: Účinnost emisního limitu.....	182
Obr. 26: Regionální rozdíly optimální úrovně emisí.....	184
Obr. 27: Perverzní motivace emisních limitů .....	186
Obr. 28: Dopady poplatkové politiky na firmy s odlišnými mezními náklady na zamezení .....	190
Obr. 29: Dopad dotace na realizaci opatření ke snížení nákladů na zamezení .....	195
Obr. 30: Fungování emisních povolenek.....	197
Obr. 31: Situace ploché křivky MD a strmé křivky MAC – preference stanovení ceny .....	205
Obr. 32: Vývoj emisí SO <sub>2</sub> z elektráren .....	222
Obr. 33: Širší pojetí pojmu odpad .....	250
Obr. 34: Důsledek neoptimálního zpoplatnění spotřebitelů za odpad – ztráta mrtvé váhy.....	255

## Seznam tabulek

Tab. 1: Přehled příčin poškození životního prostředí a jejich možná řešení podle různých teoretických přístupů .....	37
Tab. 2: Závislost mezi počtem kusů ve stádě a ztrátou úrody .....	74
Tab. 3: Výhody a nevýhody režimů správy založených na soukromém a komunitním vlastnictví pohledem představitelů institucionální ekologické ekonomie .....	98
Tab. 4: Shrnutí metodologických aspektů napříč teoretickými směry .....	118
Tab. 5: Role státu a preferovaný režim správy .....	135
Tab. 6: Kritéria hodnocení nástrojů environmentální politiky .....	212
Tab. 7: Relativní administrativní náklady poplatků v ochraně vody a ovzduší .....	213
Tab. 8: Velikost relativních vyvolaných nákladů ve vztahu k odvedeným částkám na jednotlivých poplatkových titulech .....	215
Tab. 9: Interakce mezi látkami znečišťujícími ovzduší .....	219
Tab. 10: Příklady synergie a konfliktů mezi opatřeními k ochraně ovzduší a ochraně klimatu .....	230
Tab. 11: Stupně účasti veřejnosti a jejich metody .....	240

# Summary

The economics of the environment is a relatively young field of applied economics. Over the past 50 years of its existence, it has gone through a dynamic process characterized by the evolution of alternatives to mainstream neoclassical environmental economics. This evolution has been proportionate to the growing importance of environmental problems as reflected by the society since the mid 20<sup>th</sup> century.

Publications describing the ideological and methodological progress of different schools of thought on the economics of the environment are rather scarce. Kula (1998) deals with fragments of different approaches ranging from medieval philosophy, via neoclassical economics to the current thoughts inspired by the sustainability movement (including various ethical and religious thoughts). Brief historical excursions are contained in environmental and ecological economics textbooks (such as Pearce and Turner, 1990; Common and Stagl, 2005). Overviews of the theoretical development in the economics of the environment are contained in proceedings of key academic papers (Oates, 1994; Hoel, 2004). The effort of Czech authors in this matter is represented by a few academic papers (such as Kotíková, 2006; Slavík, 2007; Jílková and Slavíková, 2009). The absence of a systematic overview of the competing approaches (including a comparison of their assumptions, methods and policy recommendations) complicates orientation in statements, opinions as well as terminology. It is not easy to identify borders among the competing schools of thought, to detect new trends and especially to build a dialog among economists working in this field.

Still, a growing body of literature over the past two decades has made the shift from pure cost-benefit calculations (including monetary valuation of natural resources) to more complex institutional analysis apparent. Methods developed for the investigation of environmental problems aim to capture a broader spectrum of social features influencing human behavior (such as political and cultural aspects) and to integrate research techniques of more scientific disciplines. Therefore, institutions in general are viewed as influential factors on resource allocation and use. Changing of institutions has significant distributional impacts; institutional structures provide individuals with incentives to either conserve or deplete scarce (natural) resources (Ostrom, 2005; Paavola, 2007). This shift within the economics of the environment corresponds to the general evolution in economic thought (as described, e. g., by Sojka, 2009).

Within the book, three main theoretical approaches within the economics of the environment are institutionalized offering different views on environmental problems and their possible solutions. These are as follows:

- mainstream neoclassical environmental economics;

- institutional ecological economics;
- free market approaches to environmental protection.

Their different views are summarized in the table below.

### Overview of positions of different theoretical schools of thought

	Causes of environmental problems	Solutions
Neoclassical environmental economics	Market failures	Pigouvian taxation
Free market approaches	Government failures	Introduction of individual property rights
Institutional ecological economics	Misfits between institutions and ecosystems (wrong institutions)	Institutional changes accenting environmental governance principles

Both alternatives to the mainstream neoclassical approach agree that „institutions matter“ and both stress the existence of government failures. However, they both significantly differ in their key methodological issues (such as the understanding of human rationality, methodological individualism versus collectivism, the role of ethics in socio-economic research, etc.). In spite of these findings, mutual interactions among particular approaches consist predominantly in a one-way critique of the mainstream paradigm without being reflected by environmental economists themselves.

Within the book, the expression **economics of the environment** (or alternatively economics of environmental protection) is used as the general term for the application of different economic thoughts to the problem of environmental protection. It focuses on human behavior related to use versus protection of natural resources, including conflict resolution under various types of institutional arrangements. The original English term to cover the entire field has not been institutionalized yet. The aforesaid expressions are freely used by representatives of different schools of thought without being anchored in a definition.

For analytical purposes comparative and descriptive methods (including extensive literature reviews) are applied to map existing phenomena. A detailed description of the theoretical and methodological background of different approaches

(including the relevance of their results with respect to the premises) seems trivial. However, as already stressed above, within the economics of the environment theoretical comparative studies are rather scarce. So the effort to just point out the methodological fragmentation of the socio-economic research in this area (in other words, to open up the debate) can be considered a challenging topic.

## Metodologický úvod

Ekonomie životního prostředí je relativně mladou oblastí aplikované ekonomie. V průběhu uplynulých padesáti let prošla dynamickým vývojem, který byl charakterizován zejména rozvíjením různých alternativních přístupů k tzv. neoklasické environmentální ekonomii hlavního proudu. Tento rozvoj byl přímoúměrný narůstajícímu společenskému významu problematiky ochrany životního prostředí, který lze zaznamenat od poloviny 20. století do současnosti.

Publikací postihujících myšlenkovou a metodologickou evoluci v rámci ekonomie životního prostředí není mnoho. Problematice se obšířně věnuje Kula (1998), který popisuje fragmenty různých přístupů od středověké filozofie přes klasickou a neoklasickou ekonomii až po současná hnutí, inspirovaná myšlenkou udržitelného rozvoje (včetně různých etických a náboženstvím ovlivněných proudů). Stručné historické exkurzy jsou součástí významných učebnic environmentální a ekologické ekonomie (Pearce a Turner, 1990; Common a Stagl, 2005). Přehled o vývoji ekonomického myšlení v oblasti životního prostředí přináší také souborná díla průlomových článků (Oates, 1992; Hoel, 2004). Žádná z uvedených publikací však neobsahuje systematický přehled předpokladů, východisek a z nich vyplývajících řešení problémů ochrany životního prostředí klíčových, z ekonomie vycházejících myšlenkových směrů. Tato situace znesnadňuje orientaci mezi různými názorovými pozicemi společenských vědců a způsobuje terminologická a metodologická nedorozumění.

Obtížná identifikace hranic mezi představiteli různých teoretických přístupů na jedné straně brání kritické komparaci soupeřících paradigmat, na druhé straně překáží rozvíjení vzájemných interakcí mezi přístupy a hledáním prostoru pro případnou syntézu. Míru a obsah těchto interakcí ve vybraných impaktovaných periodikách mapují Jílková a Slavíková (2009). Výsledkem analýzy je zjištění, že převažuje metodologická kritika neoklasické environmentální ekonomie ze strany ekologických ekonomů (např. Bromley, 2004; 2007; Sousa a Domingos, 2006 aj.), která však zůstává dlouhodobě bez odezvy. To potvrzuje domněnku o dosavadním spíše izolovaném vývoji jednotlivých proudů.

V českém prostředí byly v posledním desetiletí publikovány ojedinělé pokusy autorů této knihy, jejichž cílem bylo upozornit na metodologickou různorodost myšlenkových směrů v rámci ekonomie životního prostředí (Kotíková, 2006; Slavík, 2007; Slavíková, 2009; Jílková a Slavíková, 2009). Šíře problematiky si však vyžádala detailnější zkoumání, jehož výsledky přináší kniha **Ekonomie životního prostředí – teorie a politika** v ucelené podobě. Cílem knihy je jednak poskytnout vodítko evoluci hlavních myšlenkových směrů ekonomie životního prostředí s důrazem na metodologické odlišnosti a z nich pramenící různá doporučení pro hospodářskou politiku, jednak provést komparaci a představit vzájemné vazby mezi

těmito směry. Zabýváme se zejména neoklasickou environmentální ekonomikou, včetně příspěvku nových institucionálních ekonomů, ekologickou ekonomikou v její tradiční a institucionálně modifikované podobě a tržními přístupy k ochraně životního prostředí. Na základě provedených rešerší a analýz metodologického aparátu považujeme tyto tři skupiny za klíčové, teoreticky i empiricky jasně ukotvené, což dále umožňuje jejich uchopení a zkoumání. Kniha tímto způsobem významně rozšiřuje existující poznání ekonomie životního prostředí, která je v českém prostředí dosud prezentována zejména jako neoklasická environmentální ekonomie (Šauer, 2008; Viturka, 2005; Ritschelová, 2004; Jílková, 2003 aj.). Vzhledem k absenci obdobných souhrnných studií je originálním příspěvkem k diskusi i v mezinárodním kontextu.

Kniha se explicitně nezabývá ekonomikou přírodních zdrojů (*natural resource economics*), jež je z větší části včleněna do neoklasické environmentální ekonomie, ani okrajovými směry, jako je např. bioekonomie nebo koevoluční teorie (Kotíková, 2006). Dále nereфлекtuje společenskovední přístupy k ochraně životního prostředí, jež primárně nevycházejí z ekonomie (např. humanitní environmentalistiku, environmentální etiku a sociologii apod.). Ekonomii v této souvislosti chápeme jako samostatnou vědní disciplínu zaměřenou na jednání člověka, jak se v dějinách společenských věd profilovala od konce 18. století (ovšem s ohledem na existenci samostatných a často soupeřících škol ekonomického myšlení).

## Vymezení ekonomie životního prostředí

Termínu **ekonomie životního prostředí** (*economics of the environment* nebo *economics of the environmental protection*) se zatím v českém prostředí příliš neužívá. Je to dáno dosavadní absencí potřeby nalézt souhrnný název pro různé myšlenkové směry vycházející z ekonomie a zabývající se interakcí člověka s jeho životním prostředím. V mezinárodní literatuře je termín volně používán představiteli různých myšlenkových paradigmat a není definičně nijak ukotven.

Pro účely této knihy rozumíme ekonomikou životního prostředí obecně aplikaci ekonomicko-teoretického poznání na oblast ochrany životního prostředí. Tato odnož ekonomie sleduje jednání lidí související s ochranou různých složek životního prostředí včetně zdraví. Zabývá se řešením konfliktů při různé míře využívání vzácných přírodních zdrojů a vysvětluje příčiny a důsledky jednání v rámci různých typů institucionálního uspořádání.

Termín **ekonomie životního prostředí** dále používáme vždy v souvislosti s celkovým vymezením analyzované problematiky, tj. v situacích, kdy by využití názvu konkrétního myšlenkového směru (např. environmentální ekonomie) bylo zavádějící.

Ekonomii (*economics*) jako vědu není vhodné zaměňovat s výrazem ekonomika (*economy*) ve významu hospodaření subjektu, firmy či státu. V této souvislosti se



slovní spojení **ekonomika životního prostředí** zdá méně přesné, byť je v české praxi rovněž využíváno pro označení zejména neoklasického přístupu k problematice životního prostředí, resp. nástrojů environmentální politiky. Vzhledem k odlišnému významu pojmů ekonomie a ekonomika jeho širší využití nepodporujeme.

## Metoda výzkumu

Zvolenou metodou v rámci publikace je metodologické vymezení a komparace různých aspektů analýzy jednotlivých myšlenkových směrů. Hlavními aplikovanými postupy v rámci této práce jsou:

- popis základních předpokladů, východisek, identifikovaných příčin environmentálních problémů a jejich řešení;
- zmapování a analýza vzájemných kritických výhrad (s důrazem na metodologické diskuse mezi jednotlivými směry), včetně komparace a identifikace společných postojů;
- aplikace teoretických myšlenek v rámci praktické environmentální politiky (teorie versus realita).

Cílem uvedeného postupu je důsledné a systematické porovnání celé řady stavebních kamenů sledovaných myšlenkových přístupů a vytvoření prostoru pro další studie směřující k postupnému dosažení shody či naopak eliminaci zásadních rozporů. Výsledkem komparace je identifikace hlavních odlišností a styčných bodů a shrnutí důvodů pro různorodá doporučení týkající se míry využívání přírodních zdrojů a režimů jejich správy.

## Struktura knihy

Knihy se dělí na dvě hlavní části – teoretickou a politicko-aplikační. V rámci **teoretické části** je v kapitole 1 vymezeno základní pojetí životního prostředí v ekonomii včetně představení různých metodologických ekonomicko-teoretických pozic, jež jsou rozpracovány dále. Kapitoly 2–6 obsahují shrnutí hlavních premis představitelů různých myšlenkových směrů s důrazem na maximální objektivitu prezentace jednotlivých postojů. Kapitola 7 se pak věnuje komparaci myšlenkových směrů a mapování jejich vzájemných vazeb (zejména vzájemné kritiky).

**Politicko-aplikační část** se zabývá hnacími silami a praktickými aspekty environmentální regulace (viz kapitola 8). Teoretická doporučení z předchozí části jsou prezentována v kontextu reálné hospodářské politiky v podobě různých nástrojů (viz kapitola 9). Okrajově se rovněž zabýváme způsoby hodnocení ekonomických nástrojů (viz kapitola 10). Závěrečná kapitola 11 obsahuje tři příklady konkrétních politik motivovaných ochranou životního prostředí.

ČÁST

1

# TEORETICKÁ ČÁST

## Ekonomie a ekonomie životního prostředí

**Ekonomie** je věda zabývající se lidským jednáním, které vede k naplnění potřeb člověka. K základním lidským potřebám patří např. nasycení, teplo, střecha nad hlavou. Uspokojením těchto potřeb má člověk zajištěnou prostou životní existenci. To mu umožňuje soustředit se na uspokojování potřeb vyššího řádu, které souvisejí s méně zbytnými statky a službami. Ekonomie proto primárně vychází z individuálních lidských preferencí a individuálního pocíťování potřeb.

### Hierarchie potřeb (Maslow, 1943)

Psycholog Maslow (1943) se pokusil definovat hierarchii lidských potřeb v podobě pyramidy. V tomto modelu jsou potřeby řazeny od nejnižších (fyziologické potřeby) přes potřeby sebeurčení, seberealizace až po estetické a morální potřeby, jež se nacházejí na vrcholu pomyslné pyramidy. Obvykle vycházíme z toho, že fyziologické potřeby jsou pro člověka prvořadé, avšak váha analéhavost jeho dalších potřeb (tj. potřebvyššího řádu) je silně individuální. To také potvrdily empirické studie, které se snažily najít zákonitosti řazení lidských potřeb podle Maslowovy pyramidy – nelze v obecné rovině určit, jaké další potřeby člověk má a které jsou důležitější než jiné.

Zatímco množina lidských přání je nekonečná, zdroje jejich naplnění jsou vždy omezené, proto v čase nedochází k úplnému uspokojení všech potřeb. Člověk určitým způsobem jedná (tj. volí různé varianty a postupy v prostředí vzácnosti zdrojů), aby v konečném důsledku naplnil co nejvíce svých cílů a uspokojil maximum svých potřeb.

Takto definovaný předmět ekonomie se zdá na první pohled triviální, ale opak je pravdou. Zatímco v méně rozvinutých společnostech je vazba mezi lidskou potřebou a prostředky k jejímu uspokojení zjevná (např. člověk zabije zvíře, aby zahnal hlad), moderní ekonomické systémy sestávající z mezičlánků mezi jednáním člověka a uspokojováním jeho potřeb tyto vazby zastírají. Lidé chodí do práce, za niž získají peníze. Aby v konečném důsledku dospěli k uspokojení potřeby nasycení, pořídí za tyto peníze potraviny, kuchyňské vybavení nebo navštíví

restauraci. Ve vyspělé společnosti jsou rovněž škály lidských potřeb daleko bohatší – lidé mají více času či prostředků k naplnění takových potřeb, které již zdaleka nesouvisejí s prostým přežitím. Podstatný je však fakt, že bez ohledu na míru rozvoje lidské společnosti zůstávají principy lidského jednání neměnné – každý člověk pociťuje různé potřeby a hledá cesty k jejich uspokojení. Tyto principy se nemění ani s různou formou institucionálního společenského rámce (tržní hospodářství versus centrálně plánovaná ekonomika), ve kterém se toto jednání odehrává. Mění se pouze prostředky, pomocí kterých mohou jednotlivci o naplnění svých potřeb usilovat.

Charakteristickým znakem ekonomie je, že se primárně nezabývá obsahem potřeb – tj. o co konkrétní lidé usilují a proč. Většina ekonomů v této souvislosti dnes ekonomii označuje za **pozitivní** vědu, jejíž analýza je založena na nezaujatém popisu skutečnosti a vytváření zjednodušených modelů ekonomické reality. Pozitivní věda popisuje jevy, jako je např. směna na trhu, akumulace kapitálu, alokace vzácných zdrojů, a jejich vzájemné souvislosti. Na druhé straně v rámci každé ekonomické teorie nakonec na popis navazuje hodnocení, zda se sledované jevy dějí „efektivně“, případně v „optimální“ míře. To vyžaduje definování podmínek efektivnosti, resp. optima. Na základě porovnání reality a z dané teorie vyplývajícího žádoucího stavu dochází k formulaci doporučení, která v různé míře ovlivňují hospodářskou politiku. Je otázkou, do jaké míry lze předpoklady, ze kterých tato doporučení vycházejí nebo doporučení samotná, považovat za **normativní** krok ekonomické analýzy (tj. krok definující „na jakých předpokladech budeme teorii stavět“ nebo „co by se mělo dělat“). Pojetí normativity ve vztahu k východiskům (předpokladům) a závěrům ekonomických teorií se u různých autorů značně liší.

Ekonomie patří do skupiny společenských věd, které se obecně zabývají zkoumáním lidských bytostí. Patří k nim psychologie, sociologie, etika, politologie aj. Tyto vědní obory lze od sebe odlišit na základě předmětu jejich zkoumání a analytických postupů, přestože mezi nimi dochází k přesahům (viz rámeček).

V souvislosti s vědeckým zkoumáním ochrany životního prostředí lze zaznamenat snahy o propojení poznatků různých vědeckých disciplín. Tyto přesahy existují nejen mezi obory v rámci společenských věd (např. behaviorální ekonomie popisuje chování lidí v situaci omezené racionality, využívá poznatků psychologie a sociologie). K přesahům dochází i mezi společenskými a přírodními vědami (např. ekologická ekonomie využívá ve své teorii různé koncepty ekologie nebo fyziky).

K vědám, které byly spojovány s ochranou životního prostředí, patřily historicky spíše přírodovědné obory, jako je ekologie, chemie, fyzika, případně také obory technické, které přinášely nové poznatky např. v oblasti čistších technologií (např. strojírenství). Aplikace poznatků ekonomie na oblast ochrany životního prostředí byla zpočátku přijímána s nedůvěrou (jednalo se o poslední třetinu 20. století). V obecném povědomí převládal názor, že právě ekonomické zájmy

### Vymezení předmětu zkoumání různých společenských věd

**Psychologie** popisuje a vysvětluje, co se děje uvnitř lidské mysli. Zabývá se vnímáním, poznáváním, emocemi, chováním, popisuje typy osobností aj. Zkoumá, jak lidské jednání ovlivňují jiné osoby.

**Sociologie** se zabývá skupinovým chováním lidí, strukturou společnosti, společenskými systémy. Často se dotýká témat, která úzce souvisejí s ochranou životního prostředí. Sem patří sociologie města a sociologie venkova, které zkoumají geografické podmínky života společnosti, sociologie zabývající se spotřebou a životní úrovní lidí apod.

**Etika** zkoumá dobré mravy a morálku. Sama o sobě obvykle neříká, co je dobré, ale popisuje, na jakých principech a základech morálka stojí. Co je a není morálně správné, hodnotí normativní etika. Z hlediska ochrany životního prostředí je relevantní tzv. ekologická nebo také environmentální etika (*environmental ethics*). Diskusi o různých etických náhledech člověka na přírodu a její ochranu nabízí např. Kohák, 2000; Pojman, 2000 nebo Schmidt a Willott, 2002.

**Politologie** je věda o politice, zabývá se politickými jevy. Zkoumá politické instituce, fungování státu, prosazování moci. V souvislosti s režimy správy přírodních zdrojů se zabývá rolí státu a jeho schopností poskytovat veřejné služby.

a ekonomické zákonitosti jsou příčinou degradace přírodních zdrojů, a tudíž nejsou využitelné k hledání možností jejich ochrany. Rané pokusy o vládní regulaci znečištění často opomíjely ekonomické souvislosti a měly v některých případech fatální ekonomické dopady na producenty znečištění.<sup>1</sup> Následně se pohled na využitelnost ekonomie v této oblasti postupně měnil a teoretické poznatky začaly ovlivňovat hospodářsko-politická opatření.

**Ekonomie životního prostředí** se na environmentální problémy dívá svou vlastní optikou, která opět souvisí s jednáním lidí (tentokrát ve vztahu k přírodním zdrojům). Při definování problému často vychází z poznatků jiných vědních oborů popisujících např. působení znečišťujících látek v životním prostředí (chemie, biologie) nebo vliv znečištění na člověka (lékařství). Následně hledá odpověď na otázky, proč ke znečištění dochází (resp. proč se znečištění

<sup>1</sup> Jako známý případ chybného politického rozhodnutí je často zmiňován americký Zákon o ochraně vody (*Clean Water Act*) z roku 1972, který zakázal vypouštění veškerého znečištění do splavných řek. Velmi brzy se ukázalo, že toto opatření není ekonomicky schůdné a zákon musel být změněn (Oates, 1992).

vyskytuje v „nadměrné“ míře), jaké okolnosti ovlivňují rozhodování spotřebitelů a firem na trzích a v prostředí vládní regulace a jakou roli v těchto procesech hraje veřejný sektor. Příčiny nalézá v tržních selháních, transakčních nákladech, neefektivní veřejné politice nebo selháních vlády, přičemž již ve vymezení těchto příčin existuje velmi nízká míra shody mezi různými myšlenkovými směry (viz dále). Ekonomie životního prostředí přináší různé návrhy řešení identifikovaných problémů. Takovým řešením může být např. vhodný nástroj environmentální politiky (např. Kolstad, 2000) nebo taková změna institucionálního uspořádání, která by umožňovala chránit životní prostředí bez alokačních zásahů veřejné autority (např. Anderson a Leal, 2001).

## 1.1

### Metodologické protipóly v ekonomii životního prostředí

Identifikace příčin poškození životního prostředí a cest vedoucích k nápravě se v jednotlivých směrech ekonomie životního prostředí zásadně liší. Různé přístupy vycházejí z odlišných metodologických východisek, stavějí svou teorii na různých předpokladech, a tudíž dospívají ke značně rozdílným závěrům. Pro účely dalšího výkladu shrneme a objasníme hlavní metodologické protipóly, které můžeme nalézt v jednotlivých ekonomických teoriích.

#### Individualismus versus kolektivismus (holismus)

Ekonomické teorie založené na metodologickém **individualismu** považují za klíčovou charakteristiku lidského jednání fakt, že jednat může pouze jednotlivec. „Jen jednotlivec má cíle a může jednat, aby jich dosáhl. Neexistuje nic takového jako cíle a jednání ‚skupin‘, ‚kolektivů‘ či ‚států‘, které by nebylo možné ztotožnit s jednáním určitých jednotlivců. ‚Společenství‘ či ‚skupiny‘ neexistují nezávisle na jednání svých jednotlivých členů. Říci, že vláda jedná, je tedy pouhou metaforou, ve skutečnosti jsou určití lidé v nějakých vztazích s ostatními jednotlivci a jednají způsobem, který je všeobecně nazýván ‚vládou‘.“ (Rothbard, 2005: 1–2). Toto tvrzení má významné implikace pro oblast běžně používaných pojmů, jako jsou např. společenské cíle, vůle lidu aj. – tyto pojmy nelze ekonomicky analyzovat (posuzovat jejich obsah či správnost). Ačkoli kolektivní entity existují, nemají vlastní rozum, cíle ani způsobilost jednat. Představiteli metodologického individualismu jsou zejména neoklasičtí ekonomové, rakouská škola a škola veřejné volby.

Na druhé straně pomyslné škály stojí zastánci **kolektivismu (holismu)**, který naopak chápe člověka jako společenskou bytost, jejíž hodnoty jsou utvářeny v závislosti na příslušnosti k určité skupině, instituci či třídě. Jednání člověka

tedy není závislé na jeho vlastních hodnotách a rozhodování, ale je určováno jeho okolím. Zastánci kolektivismu mají větší tendence prosazovat státní zá- sady jako účinné, či dokonce nezbytné doplnění tržních aktivit, jelikož nevidí jednotlivce primárně jako svobodně jednající individuum. Nejedná se však o nezbytný důsledek této metody. Kolektivismus byl v minulosti prosazován např. v rámci tradiční institucionální ekonomie nebo ekonomem Karlem Marxem.

### Racionalita lidského jednání

Lidské jednání je většinou ekonomickou obcí považováno za **racionální**, tj. jednatel v daném čase a místě vždy volí alternativu, o které se domnívá, že vyústí v maximalizaci jeho čistého užitku. Výběr provádí porovnáváním nákladů a užitků různých variant (v tomto pojetí je člověk nazýván *homo oeconomicus* – **člověk ekonomický**).

Neoklasická verze perfektní (absolutní) racionality navíc vychází z předpo- kladu nulových transakčních nákladů, jako jsou např. náklady jednotlivců na získávání informací. Jednatelci jsou při svém rozhodování dokonale informo- váni, proto jejich racionální volba je zároveň i objektivně optimální volbou. Toto pojetí bylo později ve světle poznatků nové institucionální ekonomie zpochybněno a nahrazeno konceptem **omezené racionality** (*bounded rationa- lity*). Ten říká, že lidé mají tendenci jednat racionálně a maximalizovat svůj individuální užitek, ale kvůli objektivním překážkám (nedokonalým informa- cím a existenci nákladů na jejich získávání) nemohou. Rozhodují se proto v prostředí omezených informací a realizují uspokojivé, nikoli optimální volby (North a Williamson in Furubotn a Richter, 2005).

Racionalitu lidského jednání jako takovou dále zpochybňují představitelé tradiční institucionální ekonomie, kteří v duchu metodologického kolektivismu chápou člověka jako společensky determinovanou (a nikoli individuálně kalku- lující) bytost. Jednání nejsou motivována užitekem, ale společenskými normami. Tímto pojetím je inspirována institucionální ekologická ekonomie.

### Subjektivismus versus objektivismus

Dělicí čáru mezi oběma metodologickými východisky představuje především přístup k teorii hodnoty a dále pojetí (ne)měřitelnosti užitku. **Subjektivisté** tvrdí, že hodnota statků je vždy určena subjektivním vnímáním jednotlivců a je odvozena od aktuální vzácnosti nebo také užitečnosti aktuální zásoby těchto statků. Proto pro různé jedince může být hodnota stejného statku odlišná, dokonce i pro jednu osobu může být hodnota různá s přihlédnutím k různým okolnostem. Klasickým důkazem tohoto tvrzení je hodnota sklenice vody pro

člověka, který umírá žízní na poušti, a hodnota sklenice vody pro téhož člověka u pramene. Nositeli subjektivní teorie hodnoty byli především představitelé tzv. marginalistické revoluce a jejich následovníci (např. lausannská škola, rakouská škola). Marginalisté pracují s mezními (marginálními) hodnotami veličin.<sup>2</sup> Obvykle platí, že při zvyšující se spotřebě užitečného statku se zvyšuje užitek spotřebitele. Mezním užitek chápeme přírůstek celkového užitku spotřebitele při spotřebování další jednotky statku. Je popisován tzv. zákon klesajícího mezního užitku – mezní užitek klesá se spotřebovaným množstvím daného statku, tedy s rostoucí spotřebou daného statku se celkový užitek zvyšuje stále pomaleji.

Zastánci subjektivismu se liší v názoru, zda lze veličiny, jako je hodnota či užitek, objektivně měřit, tj. numericky vyjádřit a dále sčítat či jinak matematicky zpracovat. Zastánci neměřitelnosti užitku (ordinalisté) tvrdí, že ani sami jednotlivci obvykle neuvažují způsobem: „Statek X mi přinese pětkrát větší užitek než statek Y,“ ale spíše: „Statek X je pro mě lepší než statek Y, ale 2 jednotky Y jsou lepší než jedno X . . .“ apod. V pojetí neměřitelnosti užitku se pro popis chování spotřebitele a firem používá indifferenční analýza.<sup>3</sup> Opačný názor (tj., že užitek lze měřit) zastávají kardinalisté. Kardinalisté i ordinalisté docházejí ke stejným závěrům o spotřebitelském optimu – spotřebitel se nalézá v optimu, pokud maximalizuje svůj užitek.

Zastánci **objektivismu** jsou historicky spjati s tzv. pracovní teorií hodnoty, která předpokládá, že hodnota statku je odvozena z množství hodin práce, které jsou potřeba k jeho vyrobení. Individuální užitek a preference nejsou této souvislosti vůbec uvažovány. Proto je možné hodnotu nejen objektivně určit (prostým vynásobením hodin práce stanovenou hodinovou sazbou), aleš ní i dále počítat jako s matematickou veličinou. Jsme tedy schopni stanovit např. hodnotu všech statků v ekonomice prostým součtem jejich objektivních hodnot. Tradiční objektivní teorie hodnoty byla vytvořena klasickou školou na přelomu 18. a 19. století a dále převzata ekonomem Karlem Marxem jako základní stavební kámen jeho teorie.

## Antropocentrismus versus biocentrismus a ekocentrismus

Na diskuse o obecném původu hodnoty navazuje ekonomie životního prostředí různými přístupy k hodnotě životního prostředí.

<sup>2</sup> *Marginální analýza nevychází z průměrných hodnot, jako jsou např. průměrné výrobní náklady určitého statku. Popisuje, co se stane při drobných změnách zkoumaného jevu (např. firma chce vyrobit a umístit na trh dodatečný statek). Marginální pojetí obsahuje pojmy jako mezní náklady, mezní produktivita, mezní užitek.*

<sup>3</sup> *Indifferenční křivky znázorňují kombinace množství dvou statků (případně dvou skupin statků), ze kterých plyne spotřebiteli stejný užitek. Spotřebitel je tedy k těmto kombinacím statků indifferenční. Odtud název indifferenčních křivek.*



U **antropocentrismu** se hodnota životního prostředí odvíjí od preferencí člověka, a je tedy shodná se subjektivní teorií hodnoty. Hodnotné v životním prostředí je to, co člověk za hodnotné považuje. Pokud člověk-hodnotitel o určitém biologickém druhu či ekosystému neví nebo mu nepřikládá zásadní význam, je jeho hodnota v ekonomii nulová nebo nízká. Pokud určitá součást přírody člověku škodí, může mít zápornou hodnotu. Jiný zdroj pro utváření hodnoty neexistuje. Antropocentrické nahlížení hodnoty nalezneme u neoklasické environmentální ekonomie a tržních přístupů k ochraně životního prostředí.

Proti tomuto přístupu k hodnotě stojí koncept biocentrismu a ekocentrismu. Zastánci těchto konceptů také vnímají, že člověk hodnotí životní prostředí subjektivně – pro někoho je životní prostředí méně hodnotné, pro jiného více. To jim ale nebrání jít „proti“ subjektivním potřebám a přáním lidí a formulovat politická doporučení primárně na základě toho, co je dobré pro přírodu. V **biocentrismu** není hodnotný pouze člověk, ale na úroveň člověka a jeho práv jsou postaveny všechny ostatní druhy živočichů a rostlin a jejich právo na život. Protože např. vlk je živočišný druh stejně jako člověk, má také právo na život. V **ekocentrismu** není hodnota primárně odvozená od preferencí člověka, ale jedná se o určitou objektivizovanou vnitřní hodnotu přírody, např. o existenční hodnotu ekosystémů. Dobré (hodnotné) je to, co je dobré pro podporu funkčnosti ekosystému (Kohák, 2000). Např. vlk má své důležité zastoupení v ekosystému, kde reguluje stavy zvěře a primárně útočí na slabé a nemocné jedince, čímž přispívá k lepší kondici lovených druhů. Proto je důležité vlka chránit. Ekocentrismus i biocentrismus nalezneme zejména u představitelů ekologické ekonomie.

### Abstraktně deduktivní versus empiricko-induktivní metoda zkoumání

Ekonomické teorie využívají různé postupy pro formulaci vědeckých závěrů. **Abstraktně deduktivní metoda** zkoumání vychází z teoretických předpokladů, které jsou stanoveny apriorně. Nemohou být potvrzeny ani odmítnuty s využitím empirických dat o konkrétních případech. Dle Hulsmanna (2003: xi) tyto předpoklady „existují nezávisle na konkrétních časových a místních podmínkách a společenští vědci je odhalují pomocí čistě deduktivní argumentace“. Pozorování situací reálného světa slouží k podpoře platnosti teoretických závěrů. Empirická data nejsou zdrojem nového poznání. Metoda je charakteristická pro představitelů tržních přístupů k ochraně životního prostředí (vycházejících z rakouské školy) a do značné míry i pro neoklasické ekonomy.

Oproti tomu **empiricko-induktivní metoda** zkoumání je odvozena z reálně vypořádaných dat (empirie) a její obecné závěry neplatí absolutně. Jak uvádí Loužek (1999: 16): „Snadno se může stát, že se v budoucnu objeví fakt, který je s postulovaným obecným zákonem v rozporu. V takovém případě je dotyčná teorie vyvrácena a měla by být nahrazena novou, věrohodnější teorií.“

Stejně argumentuje i Elinor Ostrom (1999; 2006). Na druhé straně podle zastánců této metody platí, že nejsou-li teoretické závěry empiricky testovány, nemají vypovídající schopnost a jedná se pouze o intelektuální cvičení. Metodu využívají představitelé institucionální ekologické ekonomie.

Kombinací deduktivních a induktivních postupů je tzv. **abduktivní přístup**, v rámci kterého je původní teorie upravována na základě empirických poznatků.

## 1.2 Životní prostředí jako statek

Životní prostředí a jím poskytované služby a zdroje jsou v rámci ekonomie životního prostředí (zejména antropocentricky orientovaných směrů) nahlíženy jako tzv. **statky**. Statkem nazýváme věc či látku, která má schopnost uspokojit lidské potřeby, je pro lidskou společnost užitečná (např. voda, kov, chleba, ropa aj.). Lidé postupně tuto užitečnost rozpoznávají a osvojují si mechanismy, pomocí kterých mohou věci a látky ovládnout tak, aby jejich potřeby byly uspokojeny. Statkem se tedy nestává určitá věc či látka automaticky při svém vzniku – např. kovy nebo ropa zůstávaly dlouhou dobu bez povšimnutí, jelikož neexistovala vhodná technologie jejich zpracování, proto nebyly schopny uspokojit lidské potřeby (jejich užitečnost nebyla rozpoznána). Stejná věc může být statkem pro jednoho člověka a pro druhého nikoli (Menger, 1994).

Většina statků jsou **statky žádoucí** (*goods*) a mohou být využity k uspokojení lidských potřeb. **Statky nežádoucí** (*bads*), k nimž patří např. odpady nebo znečištění životního prostředí, přinášejí člověku naopak újmu.

Statek označujeme jako **volný**, pokud jsou lidské potřeby jeho využití v daném čase a místě nižší než aktuálně dostupné množství tohoto statku. V takovém případě lidé vědí, že všechny jejich potřeby budou bez problémů uspokojeny, a odhadují, že ani čerpání daného zdroje neohrozí jejich budoucí potřeby. Volným statkem může být např. voda v potoce pro blízkou vesnici v případě, že kvalita ani množství vody nikdy neklesne pod úroveň, kdy by byly potřeby vesničanů ohroženy. Většina přírodních zdrojů (např. voda, les, půda aj.) byla původně volnými statky. V případě volných statků nemají lidé důvod taktizovat o budoucím užití statku. Nesoutěží o statek ani se ho nepokoušejí získat do svého vlastnictví.

„Volnost“ statku však není vlastnost, která by vycházela z jeho podstaty. Kdykoli se dostupné množství daného statku sníží pod úroveň aktuálních lidských potřeb, stane se **vzácným**. Tentýž statek může v jednom místě nabývat

charakteru vzácného statku a jinde může být volný, svou vzácnost může rovněž získávat a ztrácet podle aktuálních okolností. Vztah ‚potřeba – dostupná zásoba‘ je vždy klíčový pro určení typu konkrétního statku (Menger, 1994).

Volné statky se v čase stávají vzácnými ze dvou hlavních důvodů:

- zvyšují se potřeby lidí nebo
- klesá dostupná zásoba statků.

Ke zvýšení lidských potřeb může dojít růstem počtu obyvatel nebo rozšířením stávajících znalostí o využití statku, tzn. že jsou objeveny nové technologie, které umožní statek čerpat za účelem uspokojení dodatečných potřeb (např. využití dřeva nejen jako paliva a stavebního materiálu, ale i k výrobě papíru). Zvyšování počtu obyvatel a objevování nových technologií přímo souvisí s rozvojem lidské civilizace. Můžeme tedy konstatovat, že řada volných statků má v čase tendenci stávat se vzácnými. Kromě jiného i proto, že postupem času může rovněž docházet ke snížení jejich aktuální zásoby (tzn. k vyčerpání).

Volným statkům, které se blíží pomyslné hranici mezi volnými a vzácnými, věnují lidé zvýšenou pozornost. V okamžiku, kdy nejistota budoucí dostupnosti překročí únosnou mez, začínají jednotlivci aplikovat ekonomické vzorce chování, tj. snaží se statek získat do svého vlastnictví. Vznikají buď konflikty, nebo jsou společností stanovena pravidla vymezující různé formy společného či individuálního vlastnictví samotného přírodního zdroje a různých užitků z něj plynoucích.

Nejsou-li stanovena pravidla rozdělení statku nebo pravidla jeho využívání a ke vzácnému statku existuje volný přístup, nastává situace, pro kterou se v ekonomii životního prostředí vžil název **tragédie obecní pastviny** (*tragedy of commons*). Statek trpí nadměrným užíváním a dlouhodobě degraduje (viz rámeček).

V souvislosti s diskusí o zavádění různých pravidel užívání vzácných statků v obecné rovině rozlišujeme několik typů vlastnictví (Ostrom a kol., 1999):

- **státní** (*government*) – zahrnuje vlastnictví národní, regionální nebo lokální vlády, která může regulovat či dotovat užití (jako synonymum je některými autory užíván výraz veřejné vlastnictví nebo státní správa veřejných přírodních zdrojů);
- **komunitní, společné** (*comunal, group*) – vlastnická práva jsou držena skupinou uživatelů, která disponuje schopností vyloučit ostatní (nečleny skupiny);
- **soukromé** (*individual*) – vlastnická práva drží jednotlivec či firma, jež může vyloučit ostatní (synonymem je výraz individuální vlastnická práva);
- **volný přístup** (*open access*) – neřízená forma vlastnictví, absence prosaditelných vlastnických práv a pravidel užívání zdroje.

### Podstata tragédie obecní pastviny a její řešení (Hardin, 1968)

Nebezpečí vyčerpání vzácných přírodních zdrojů, které si nikdo nemůže přivlastnit, ale které nejsou nijak spravovány, je popsána ve stejnojmenném článku Garretta Hardina (1968). Ve své stati Hardin na jednoduchém příkladu pastviny a chovatelů dobytka, kteří mají na louku neomezený přístup, popisuje proces likvidace tohoto zdroje. Na pastvinu chodí se svými stády různí pastevcí. Čím více kusů dobytka vlastní jeden paster, tím vyšší je jeho zisk, zatímco náklady degradace pastviny jsou rozptýleny mezi všechny uživatele. Každý se proto snaží nahnat na pastvinu co nejvíce kusů dobytka. Pastvina tak trpí nadměrným spásáním. Zabránit tragédii obecní pastviny je podle Hardina možné:

- privatizací statku, tzn. ustanovením individuálních vlastnických práv;
- ustanovením pravidel využívání statku, který je ponechán ve společném vlastnictví, vládou (např. přidělový systém „každému stejně“, využití aukčních systémů nebo loterií aj.).

Podstatné je, aby si společnost vybrala jednu z těchto variant, jinak budou zdroje zničeny. Důkaz, že lidé stále ještě problému obecních pastvin plně neporozuměli, nachází Hardin (1968: 4) v následujících příkladech: „I dnes dobytkaři, kteří si pronajímají vládní půdu na západních rančích, prokazují jen malé pochopení problému ‚obecních pastvin‘, jelikož stále vyvíjejí tlak na federální vládu, aby zvýšila maximální kvóty kusů dobytka na hektar. Tento trend bude pokračovat do chvíle, než se projeví důsledky nadměrného spásání, jako jsou eroze a nízká kvalita pastvin. Rovněž světové oceány stále trpí důsledky přístupu, který hájí zachování charakteru ‚obecních pastvin‘. Přímořské státy stále razí heslo zachování svobody všech moří. Neochvějná víra v ‚nevyčerpatelné zdroje oceánů‘ přivede živočišné druhy jeden po druhém na hranici vyhubení.“

V souvislosti s touto klasifikací je empiricky orientovanými autory zdůrazňováno, že v reálném světě se málokdy vyskytují čisté vlastnické formy a že dochází ke kombinaci různých vlastnických titulů a pravidel užívání, které dohromady vytvářejí více či méně komplexní režimy správy (více viz kapitola

5).<sup>4</sup> Na druhé straně abstraktně zaměřeni autoři mají v teoretické rovině tendenci pracovat s čistými vlastnickými typy (více viz kapitola 6).

### 1.3 Přehled myšlenkových směrů v ekonomii životního prostředí

Hlavní rozdíly mezi různými myšlenkovými směry v rámci ekonomie životního prostředí lze odhalit pomocí odpovědí na následující dvě otázky:

- Jaké jsou příčiny degradace životního prostředí?
- Co je nutné udělat, aby se této degradaci zamezilo?

V závislosti na různých pojetích rozlišujeme následující směry.

**Neoklasická environmentální ekonomie** (*environmental economics*) vysvětluje problémy degradace životního prostředí pomocí tržních selhání, mezi která se řadí veřejné statky a externality. Implicitně považuje vládu za do- konalou s možností efektivně rozhodovat o vhodné environmentální politice. Pro neoklasické environmentální ekonomy je proto řešením ochrany životního prostředí veřejná environmentální politika (Kolstad, 2000; Tietenberg, 2010), a to zejména v podobě uvalení daní na znečišťovatele. Hovoříme o tzv. internalizaci externalit, tzn. zahrnutí externích nákladů a externích přínosů do celkových nákladů a výnosů soukromých subjektů (firem i jednotlivců). Tímto způsobem dochází ke korekci tržních cen a k obnovení rovnováhy na dokonale konkurenčních trzích (a tudíž i k optimální alokaci zdrojů). Problém existence veřejných statků lze řešit jejich poskytováním veřejným sektorem, který zajistí jejich optimální produkci a eliminuje jev černého pasažera na straně reálných uživatelů statku.

Za součást neoklasické environmentální ekonomie bývá považován i příspěvek **nového institucionálního ekonoma Ronalda Coase**, který vychází ze stejného vymezení problémů znehodnocování životního prostředí, ale rozšiřuje možné nástroje o bilaterální vyjednávání mezi znečišťovatelem a poškozeným.

<sup>4</sup> Např. v právní praxi ČR jsou na základě legislativy taxativně vymezeny tzv. vyhrazené nerosty. Jejich ložiska jsou ve vlastnictví státu bez ohledu na to, kdo je vlastníkem pozemku, pod nímž se nacházejí a jen se souhlasem státních institucí se mohou těžit. Oddělené vlastnictví půdy a nerostného bohatství má v českém právu tradici už od dob vydání tzv. horního regálu v r. 1300 (pozn. recenzentky doc. Ritschelové). Jiným příkladem může být vlastnictví lesních porostů, jež je omezoováno řadou legislativních požadavků, nebo naopak druhová ochrana rostlin a živočichů probíhající na celém území bez ohledu na vlastnické vztahy.

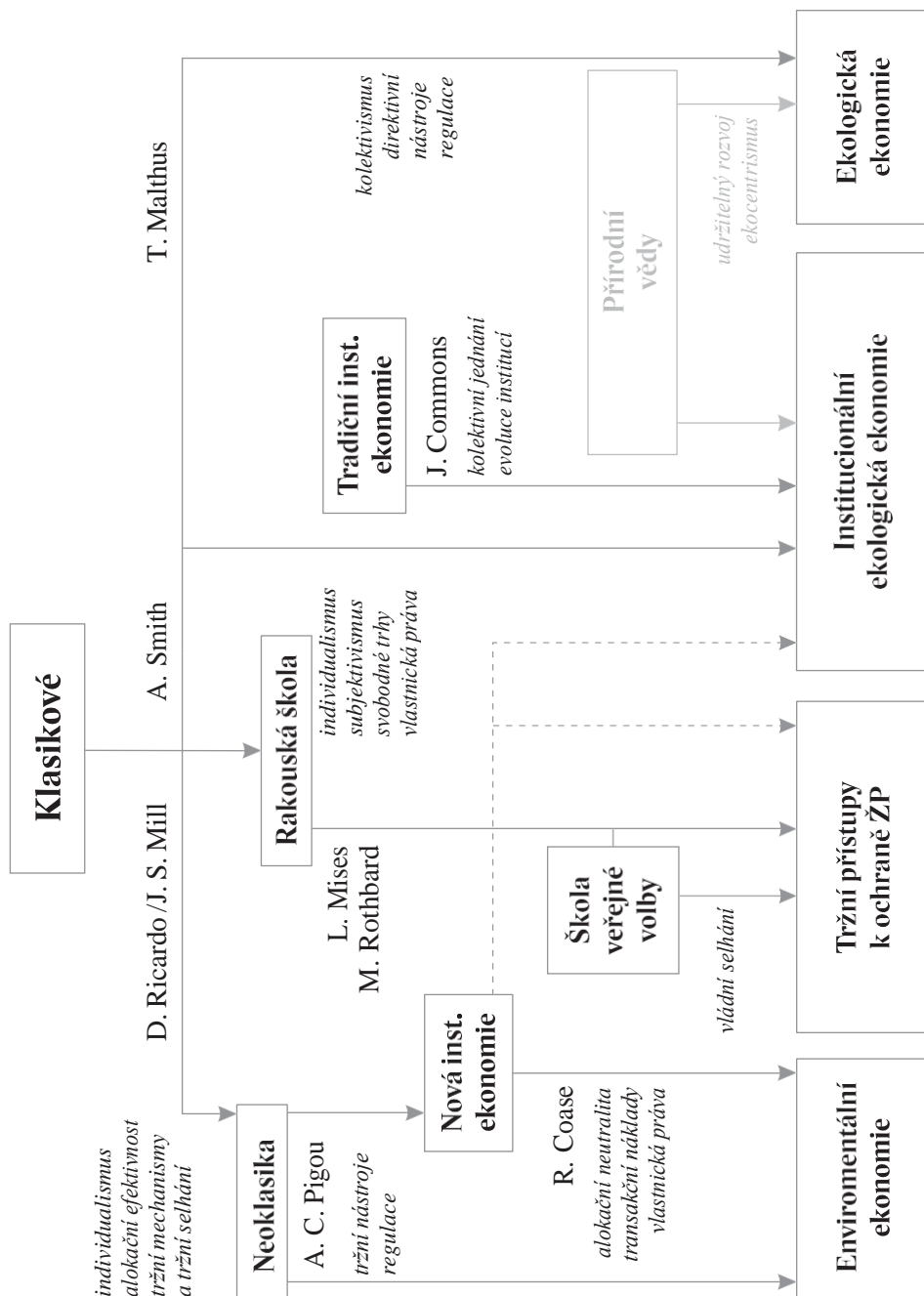
Podmínkou úspěšnosti vyjednávání jsou nízké transakční náklady a dobře vymezená vlastnická práva (Coase, 1960). Za Coasův přínos k neoklasické environmentální ekonomii lze považovat, že zdanění znečišťovatelů není vnímáno jako jediný funkční nástroj internalizace externalit.

**Ekologická ekonomie** (*ecological economics*) spatřuje příčiny degradace životního prostředí v individuálně motivovaném jednání člověka a v jeho autoritativním přístupu k přírodě, nikoli pouze v selhávání tržních mechanismů. Vychází z přesvědčení, že ani potenciálně dokonalý trh nemusí být schopen přírodu dostatečně chránit kvůli tomu, že v preferencích lidí se neodráží skutečná hodnota ekosystémů. Ekologická ekonomie, stejně jako neoklasická environmentální ekonomie, staví řešení ochrany životního prostředí na neselehávající vládě, která je schopna s využitím poznatků přírodních věd prosazovat dostatečně udržitelnou environmentální politiku (Costanza, 1991).

Evolučně mladší, avšak příbuzná **institucionální ekologická ekonomie** (*institutional ecological economics*) hledá příčiny poškození životního prostředí v nevhodně nastavených institucích, které motivují jednotlivce k vyčerpávání přírodních zdrojů. Určení „správných“ institucí je v tomto pojetí prostředkem k dosažení udržitelného využívání přírodních zdrojů. Podle institucionálních ekologických ekonomů je vhodné režimy správy organizovat s ohledem na přirozené hranice ekosystémů (Young, 2002) a začlenit do rozhodování přímé uživatele zdroje na lokální úrovni (Ostrom, 2006). Rozhodování o míře ochrany životního prostředí je především problémem optimální kolektivní volby (Vatn, 2005a).

Zcela odlišné pojetí přinášejí **tržní přístupy k ochraně životního prostředí**. Za hlavní příčinu degradace přírodních zdrojů je označována vládní regulace a poskytování přírodních zdrojů veřejným sektorem, jež vylučují využití tržních mechanismů. Řešením environmentálních problémů je definování individuálních vlastnických práv ke statkům životního prostředí, jelikož motivací vlastníka je usilovat o dlouhodobé zhodnocování svého majetku (bez ohledu na jeho podstatu). Zároveň se přírodní zdroje, resp. práva na využívání těchto zdrojů systematicky přesouvají prostřednictvím směny do rukou těch, pro které mají nejvyšší hodnotu (Cordato, 1992; Anderson a Leal, 2001). Nezbytnou podmínkou fungování tržních mechanismů v oblasti ochrany životního prostředí je zajištění vymahatelnosti práv, tj. taková úprava, resp. podpora právního prostředí, která by umožnila realizovat náhrady škod působených znečišťovateli ve prospěch vlastníků a právoplatných uživatelů přírodních zdrojů.

Obrázek 1 schematicky znázorňuje jednotlivé myšlenkové směry zabývající se ochranou životního prostředí a ukazuje jejich kořeny v ekonomické teorii. Přehled environmentálních problémů, jejich příčin a možností řešení přináší rovněž tabulka 1.



Zdroj: Pearce a Turner, 1990; vlastní úpravy

Obr. 1: Evoluce myšlenkových směrů v rámci ekonomie životního prostředí

Zatímco přibližně od 70. let 20. století dominovala společenským otázkám ochrany životního prostředí neoklasická environmentální ekonomie (která si dodnes uchovala značný vliv), v průběhu 90. let dochází k posilování alternativních myšlenkových směrů. To souvisí s možností hodnotit úspěchy a neúspěchy několika dekád environmentální politiky jednotlivých států i nadnárodních organizací, v průběhu kterých se ukázaly limity vládních (resp. v obecně rovině regulačních) řešení. Pokud jde o vývoj stavu ekosystémů a nakládání s přírodními zdroji, nadále panuje spíše environmentální pesimismus, ve společenských vědách jsou proto hledány nové cesty k analýze a formulaci hospodářsko-politických doporučení.

Druhým impulsem je zvyšování významu interdisciplinárního výzkumu – tj. mezioborového výzkumu přesahujícího poznání izolované vědecké disciplíny a směřujícího k vytváření společných postupů zkoumání komplexních environmentálních problémů. Úzce zaměřená neoklasická environmentální ekonomie takové komplexní odpovědi již samostatně nalézat nemůže.



problémové okruhy	příčiny	řešení
emise odpadních látek do složek životního prostředí	tržní selhání <ul style="list-style-type: none"> <li>– externality</li> <li>– veřejné statky</li> </ul>	<b>řešení prostřednictvím regulace</b>  nástroje ekologické politiky (daně, dotace, obchodovatelná práva, příkazy, zákazy apod.) <ul style="list-style-type: none"> <li>– nadnárodní úroveň</li> <li>– národní úroveň</li> <li>– úroveň samosprávy měst, krajů</li> </ul> zajišťování veřejných statků veřejným sektorem
vyčerpání přírodních zdrojů	transakční náklady <ul style="list-style-type: none"> <li>– náklady na získávání informací</li> <li>– náklady vyjednávání</li> </ul>	
hluk	„špatné“ preference lidí a nevhodný charakter poptávky	<b>změna institucí</b>  soulad institucí s ekosystémem zavádění prvků komunitních režimů správy přírodních zdrojů
snižování druhové rozmanitosti	institucionální rámec motivující k vyčerpávání zdrojů	
globální klimatické změny	selhání vlády <ul style="list-style-type: none"> <li>– neefektivní veřejné výdaje</li> <li>– politický cyklus, lobbying, dobývání renty</li> </ul>	<b>řešení s využitím tržních mechanismů</b>  minimalizace vládních zásahů  vymezení vlastnických práv  podpora evoluce soukromoprávních řešení konfliktů
	neexistence vlastnických práv a jejich nízká vymahatelnost	

Tab. 1: Přehled příčin poškození životního prostředí a jejich možná řešení podle různých teoretických přístupů



## Neoklasická environmentální ekonomie

**Neoklasická environmentální ekonomie** nebo jen environmentální ekonomie (*environmental economics*) se jako samostatná vědní disciplína zrodila v 70. letech 20. století. Její vznik souvisel s růstem zájmu o ochranu životního prostředí a s přikládáním významu environmentálním problémům na politické scéně (Oates, 1992). Představuje hlavní a teoreticky nejsilněji ukotvený myšlenkový proud v rámci ekonomie životního prostředí. K nejznámějším představitelům environmentální ekonomie patří David Pearce, Charles Kolstad, Tom Tietenberg nebo Nick Hanley.

### 2.1

#### Předpoklady a východiska

Neoklasická ekonomie, na kterou environmentální ekonomie přímo navazuje, rozvíjela především teorii tržní rovnováhy a teorii blahobytu. V rámci **teorie tržní rovnováhy** byl vytvořen model dokonale konkurenčního trhu, na kterém je po splnění stanovených předpokladů automaticky sladována nabídka s poptávkou a generována rovnovážná cena. Výstup na dokonale konkurenčních trzích byl chápán jako optimální (viz dále). **Teorie blahobytu** se obecně věnuje tomu, jak dosáhnout největšího možného blaha společnosti – v rámci environmentální ekonomie jsou stejné metody aplikovány na oblast životního prostředí. V užším pojetí je blahobyt spojován pouze se spotřebou statků obchodovaných na trhu. Z pohledu environmentální ekonomie je blahobyt ovlivňován i spotřebou a využíváním neobchodovaných statků, ke kterým patří kvalita životního prostředí a statky poskytované přírodou. Environmentální ekonomové proto hledají odpovědi na otázky: Jaká míra využívání životního prostředí je optimální? Jakou úlohu sehrává v procesu stanovení tohoto optima vláda?

Významnou teoretickou inspirací environmentální ekonomie je dílo Arthura Pigoua (1920), který je považován za hlavního představitele tradiční neoklasické teorie blahobytu. Východiskem je především jeho diskuse externích efektů – později tzv. **externalit**, kterou je však nutno chápat v celkovém kontextu jeho práce (viz rámeček). Pigouův koncept optimální výše externalit byl

rozpracován do grafické podoby (viz kapitola 2.4.1) a je dodnes významnou součástí publikací o environmentální ekonomii.

### **Tradiční teorie blahobytu** (Pigou, 1920)

Tradiční teorie blahobytu se orientovala na konstrukci společenské funkce blahobytu. Byla založena na předpokladu měřitelnosti užítku a skutečnosti, že všichni lidé mají stejné užitečnostní funkce. Za takto definovaných výchozích podmínek bylo možné kvantifikovat **společenský blahobyt** a sledovat jeho změny v důsledku vládních zásahů do ekonomiky. Pro odvození vhodných politických doporučení byl v této souvislosti inspirován normativní filozofický směr, tzv. Benthamův utilitarismus, jenž nesl myšlenku maximalizace slasti a minimalizace strasti, tedy dosažení co nejvyššího blaha pro co největší počet lidí. Prosazoval vysokou míru přerozdělování příjmů ve společnosti. Dle Pigoua (1932: 96): „Jakýkoli nárůst reálného příjmu chudší vrstvy společnosti na úkor ekvivalentního snížení příjmu bohaté vrstvy prakticky zaručuje, že dojde k nárůstu společenského blahobytu.“ Toto přesvědčení bylo odvozeno z předpokladu, že všem lidem z jejich dodatečného příjmu klesá mezní užitek podle zákona klesajícího mezního užítku stejnou měrou při stejných hladinách příjmu.

Pigou (1920) se dále zabývá otázkami celkového blahobytu ve společnosti, který je tvořen ekonomickým blahobytem (součet uspokojení lidí plynoucí z jejich příjmu) a neekonomickým blahobytem souvisejícím celkovou kvalitou jejich života. Nárůst ekonomické složky blahobytu, který s sebou obvykle přináší vyšší diferenciaci peněžních příjmů ve společnosti, může významně snižovat neekonomický blahobyt, takže v celkovém součtu na tom společnost může být hůře.

Tradiční teorie blahobytu byla krátce po svém vzniku podrobena silné kritice zejména kvůli předpokladu, že užitek jednotlivců lze měřit, porovnat a vyjádřit jako celospolečenskou veličinu (např. Robbins, 1998). Postupně byla nahrazena novým pojetím, jež si kladlo za cíl odstranit problematické předpoklady při zachování možnosti vyjádřit se k úrovni společenského blahobytu (viz kapitola 2.3).

Životní prostředí je v environmentální ekonomii chápáno jako prostředí pro zdravý život člověka a jako zdroj přírodních surovin. Člověk je nahlížen primárně jako spotřebitel různých typů statků. Tento pohled je **antropocentrický**.

Environmentální ekonomie metodologicky vychází z marginalistického pojetí neoklasické ekonomie a hlásí se ke konceptu racionálního spotřebitele, k subjektivismu a principu neměřitelnosti užítku. V obecné rovině akceptuje subjektivní pojetí hodnoty, zároveň ale připouští objektivitu nákladů (tj. možnost jejich odvození z tržních cen), což bývá označováno jako metodologický dualismus (Holman, 2001).

Explicitně environmentální ekonomie zastává koncept **tržních selhání**, která jsou podle ní příčinou poškozování životního prostředí. Implicitně předpokládá dokonalou vládu, která je svou politikou schopna tržní selhání napravit.

## 2.2 Základní pojmy

Při vymezení základních pojmů environmentální ekonomie vycházíme ze základů mikroekonomie hlavního proudu, jež je na neoklasickém pojetí vystavěna (komplexní výklad např. Holman, 2005; Soukupová a kol., 1996).

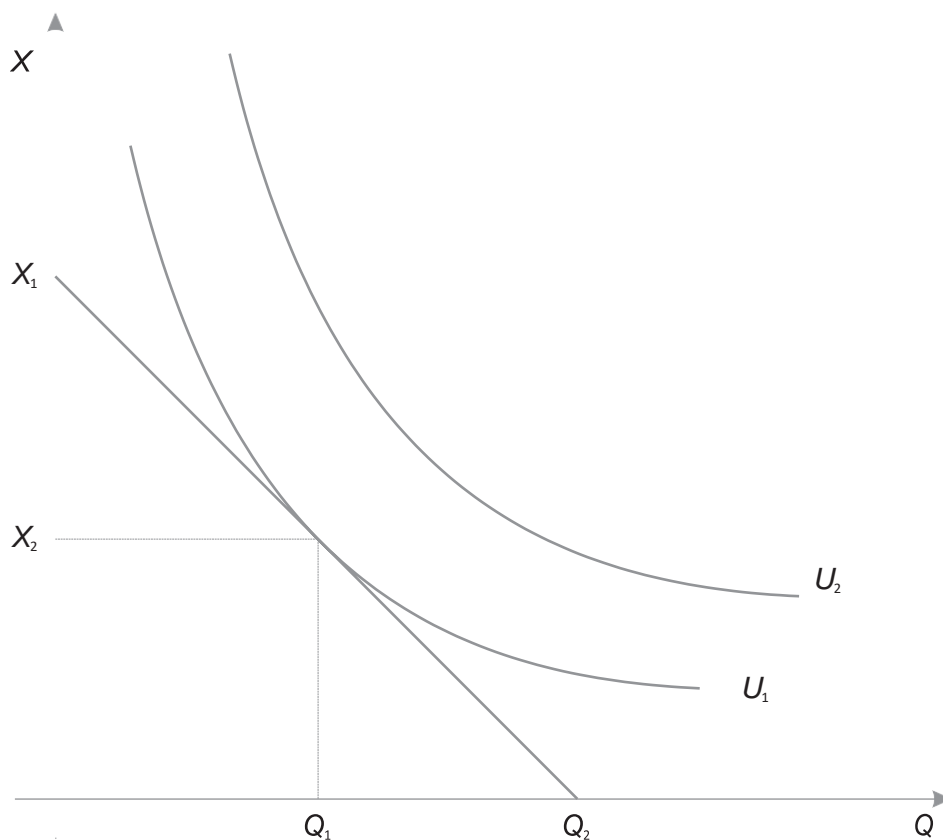
Spotřeba statků přináší spotřebiteli užitek – ať již zpoplatněných vzácných statků nebo statků, které jsou spotřebiteli k dispozici zdarma (volně přístupné statky a volné statky). Každý člověk je při získávání statků omezen vlastním rozpočtem neboli množstvím peněz, které může vydat na spotřebu statků. **Blahobyť** jedince (také **celkový užitek**, **kvalita života**) je závislý na celkovém množství jím spotřebovávaných statků. Neboli

$$U_{\text{ind}} = f(X_a, X_b, \dots, X_n; Q_a, Q_b, \dots, Q_m),$$

kde  $X_a, \dots, X_n$  jsou ekonomické statky vytvářené člověkem a  $Q_a, \dots, Q_m$  jsou statky životního prostředí (převzato z Hanley a kol., 1997). Jak je z vyjádření patrné, člověk je ochoten vzdát se určitého množství spotřeby  $X_a, \dots, X_n$  kvůli zvýšení spotřeby a možnosti využívání přírodních statků  $Q_a, \dots, Q_m$ , a to právě v míře maximalizující jeho vlastní užitek.

Z pohledu neměřitelnosti užítku sice člověk není schopen určit, jaký užitek mu pramení z toho či jiného statku, avšak je alespoň teoreticky schopen porovnávat kombinace spotřeby různých statků mezi sebou a seřadit je podle preferencí. Je také schopen určit, které kombinace statků mu přinášejí stejný užitek. Obrázek 2 ukazuje kombinace spotřeby dvou statků – statku  $X$  vytvořeného člověkem a přírodního statku  $Q$ , které přinášejí vybranému spotřebiteli stejný užitek. V grafu ho reprezentují indifferenční křivky  $U_1$  (nižší hladina užítku) a  $U_2$  (vyšší hladina užítku).

Pro jednoduchost předpokládáme, že oba druhy statků ( $X$  i  $Q$ ) lze pořídit na trhu za danou tržní cenu. Rozpočtové omezení spotřebitele je na obrázku 2 vyjádřeno linií rozpočtu spojující spotřebu statku  $X$  ve výši  $X_1$  (v situaci,



Zdroj: Soukupová a kol., 1996

Obr. 2: Vyjádření úrovně užitku spotřebitele indifferenční analýzou

kdy spotřebitel utratí veškeré své peníze na statek  $X_1$ ) a statku  $Q$  ve výši  $Q_1$  (v této situaci spotřebitel spotřebovává pouze statek  $Q$ ). Spotřebitel rozděluje své peníze mezi jednotlivé statky podle toho, jaký užitek mu dané statky přinášejí s cílem dosáhnout pro sebe maximálního možného užitku – ve vyjádření indifferenční analýzy s cílem posunout se na co nejvyšší úroveň užitku, tedy na co nejvyšší indifferenční křivku. Optimum pro spotřebitele v tomto případě nastává při spotřebě  $X_2$  a  $Q_2$  statků – při tomto množství se vyrovná mezní míra substituce ve směně, která v sobě odráží možnost směny daných statků na základě jejich cen, s mezní mírou substituce ve spotřebě odrážející preference směny daných statků na základě míry užitku, kterou přinášejí spotřebiteli (graficky směrnice indifferenční křivky v daném bodě). Pokud se spotřebitel nenachází ve svém optimu, nezískává za své peníze maximum možného užitku.

Již jsme uvedli, že **hodnota** (*value*) a **užitek** (*utility*) jsou z pohledu subjektivismu určeny subjektivním vnímáním jednotlivců. Každý vnímá hodnotu různých statků jinak, interpersonální porovnání užitku ze spotřeby statků pak není možné. Lidé částečně odhalují svůj užitek ze statku jeho koupí na trhu za určitou cenu neboli akceptováním určité (tržní) ceny. Cena je na rozdíl od veličin, jako jsou užitek a hodnota, objektivní veličinou.<sup>5</sup>

Je tedy zřejmé, že chování spotřebitele na trhu ovlivňuje jednak jeho subjektivní vnímání hodnoty statků a jednak jeho rozpočtové omezení. Každý je jinak bohatý a může si dovolit vydávat na nákupy jiné množství peněz. Proto nám ceny nedokážou dokonale odhalit, nakolik si jednotliví spotřebitelé statků váží. O každém spotřebiteli lze pouze říci, že je ochoten za statek zaplatit určitou cenu. Tato ochota platit sice s užitekem přímo souvisí, nelze však dát meziužitek a ochotu platit rovnítko.

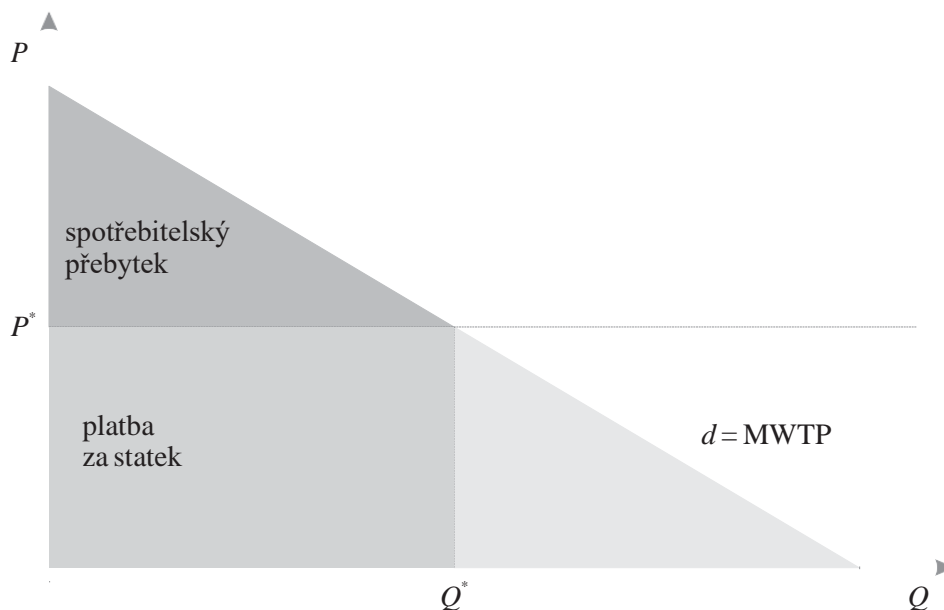
V moderní ekonomii blahobytu se proto stále setkáváme s úvahami o **rozložení bohatství ve společnosti** a o **spravedlnosti** (např. Stiglitz, 2000). K měření nerovného rozložení bohatství ve společnosti se využívá např. Lorenzova křivka (Lorenz, 1905) graficky vyjadřující, jaké procento populace sdílí jaký podíl celkového bohatství společnosti, a Giniho koeficient (Gini, 1921), jenž udává nerovnoměrnost rozdělení bohatství ve společnosti souhrnným číslem. Odlišnou mírou nerovného rozdělení bohatství ve společnosti je Dalton-Atkinsonův index. Tento index vychází z předpokladu, že společnost preferuje více rovnostářské rozdělení bohatství a je tomu ochotna obětovat určité procento národního důchodu (Dalton, 1920; Atkinson, 1970).

I přes uvedenou diskusi je nutno konstatovat, že role trhů při alokaci vzácných zdrojů je z pohledu neoklasických ekonomů nenahraditelná. Je-li statek vzácný a má-li konkurenční užití, získají ho lidé, kteří jsou za něj ochotni zaplatit relativně více než ostatní.

Ochotu platit znázorňuje obrázek 3. Uvedme si ji na příkladu člověka, který dostal velkou chuť na jablko a rozhodl se jít na ovocný trh. Na trhu sleduje cenu jablek a uvažuje (na základě subjektivního posouzení budoucího užitku z jablek a peněžních výdajů, které se chystá obětovat), zda má pro něj jablko či určité množství jablek vyšší hodnotu než peníze, které za něj obchodník požaduje (cena  $P^*$ ). Peníze, které se chystá obětovat, mají řadu alternativních užití. Náš spotřebitel usoudil, že jablka jsou pro něj v daný okamžik užitečnější, a koupil si množství jablek  $Q^*$ . Peníze pro něj v tomto případě měly nižší hodnotu než jablka (hodnota posledního zakoupeného jablka se pro spotřebitele limitně blíží hodnotě peněz). **Mezní ochota platit** (MWTP) za statek je rovna ochotě platit za dodatečnou jednotku daného statku. V grafickém vyjádření

<sup>5</sup> Přesto lze najít případy, kde lze s jistou mírou pravděpodobnosti soudit, že statek získala osoba, pro kterou je relativně méně užitečný než pro osobu jinou (vzhledem k interpersonální neporovnatelnosti užitku to ale nelze jednoznačně určit).

je mezní ochota platit za různá množství statku rovna odpovídajícímu bodu na křivce poptávky  $d$ . **Celková ochota platit** za statek v grafickém vyjádření odpovídá ploše pod křivkou poptávky a rovná se **celkovému individuálnímu přínosu**, tedy podle obrázku 3 součtu spotřebitelského přebytku a platby za statek.



Zdroj: Tietenberg, 2010

Obr. 3: Spotřebitelský přebytek a ochota platit

Spotřebitelé na svém nákupu vždy vydělají. Směňují sice statky za peníze, tudíž by se zdálo, že směnou nelze nic získat. Náš spotřebitel si koupil rovnou víc jablek, přestože na první jablko měl určitě větší chuť než na to třetí (podle zákona klesajícího mezního užítku), za první jablko by byl ochoten zaplatit víc. Vznikl mu tak **spotřebitelský přebytek**, na obrázku znázorněn jako tmavě šedá plocha. Spotřebitelský přebytek je tak roven rozdílu mezi celkovou ochotou platit a tím, co spotřebitel skutečně zaplatil.

Nyní si můžeme definovat pojem **ekonomická hodnota** (*economic value* – pojem využívají např. Pearce a Turner, 1990; Tietenberg, 2010). Ekonomická hodnota je rovna ochotě platit za daný statek, je tedy rovna součtu spotřebitelského přebytku a platby za daný statek. S ekonomickou hodnotou environmentální ekonomie široce pracuje, využívá ji ve svých výpočtech výše externalit, analýzách optima míry znečištění životního prostředí apod.



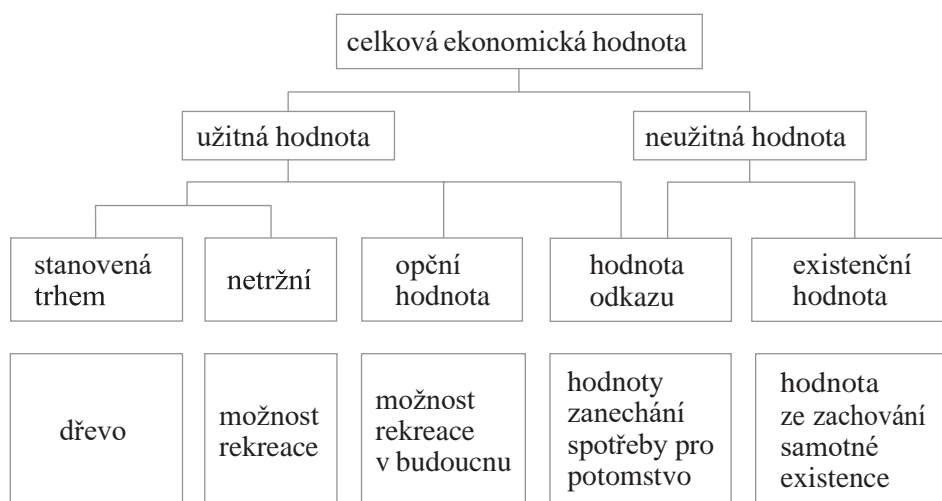
Pojetí **hodnoty statků životního prostředí** v environmentální ekonomii vychází z antropocentrismu a nijak se neliší od pojetí hodnoty jiných statků. Hodnotu životního prostředí lze rozdělit následovně (např. Šauer, 2007; Tietenberg; 2010; Pearce a Turner, 1990):

- **Hodnota užitná** (*use value*) – souvisí s využíváním přírodního zdroje. Je to ta část hodnoty přírodního statku, kterou člověk skutečně využívá, např. les má pro člověka užitnou hodnotu jako zdroj dřeva, jako příjmemně prostředí k odpočinku, má také hodnotu pro své estetické funkce nebo jako prvek prevence před povodněmi v krajině. Všechny tyto užitky člověk realizuje přímým kontaktem s daným přírodním statkem. Pod užitnou hodnotu řadíme i tzv. opční hodnotu (*option value*), která je vyjádřením užítku člověka z toho, že bude moci využívat určitý statek v budoucnu.
- **Hodnota neužitná** (*non-use value*) – zahrnuje hodnotu odkazu a existenční hodnotu. Existenční hodnota (*existence value*) je vyjádřením toho, že pro určitého člověka může mít hodnotu zachování určitého přírodního zdroje, přestože nemá v plánu realizovat v souvislosti s tímto zdrojem jakoukoli užitnou hodnotu (např. přesto, že většina lidí nikdy nenavštíví pralesy v Amazonii, může jim vědomí jejich zachování a možnosti jejich návštěvy přinášet samo o sobě užitek). Hodnota odkazu (*bequest value*) pak pramení z vědomí, že z tohoto statku mohou mít užitek budoucí generace.<sup>6</sup>

Schematicky celkovou ekonomickou hodnotu přírodního zdroje na příkladu lesa přibližuje obrázek 4.

U statků životního prostředí není jednoduché nalézt jejich ekonomickou hodnotu, protože nejsou obvykle obchodovány na trhu. Jedná se často o volně přístupné statky, např. čisté ovzduší. Pokud obchodovány jsou, jejich tržní cena může být z různých důvodů zkreslená, obecně bývají takové statky natrhu nedocenené. Taková situace nastává při obchodování s dílčími atributy přírodních statků. Např. v případě tržní ceny lesa se v ceně zpravidla odráží pouze hodnota lesa pro produkci dřeva. Další vlastnosti lesa, které jsou nebo mohou být pro lidi zdrojem užítku, zpravidla v jeho ceně zahrnuty nejsou – z různých důvodů se neobchodují. V případě lesa jsou to funkce rekreační, estetické, hydrobiologické atd. Tržní cena lesa pak fakticky odráží pouze část jeho užité hodnoty.

<sup>6</sup> Kromě výše uvedeného členění existuje také tzv. vnitřní hodnota přírody, tedy hodnota přírody sama o sobě – nejde však o antropocentrické pojetí hodnoty, nýbrž o pojetí ekocentrické, tedy stojící mimo zkoumání environmentální ekonomie (viz kapitola 4).



Zdroj: Turner a kol. 1994; vlastní úpravy

Obr. 4: Celková ekonomická hodnota na příkladu lesa

## 2.3

### Společenský blahobyt a kritérium efektivity

Ukázali jsme, na čem závisí blahobyt jednotlivce a za jakých podmínek je maximalizován. Neoklasičtí environmentální ekonomové však často pracují s kategorií **společenského blahobytu** (*social welfare*), a tudíž je nutno objasnit, za jakých předpokladů a kdy dochází k maximalizaci této veličiny.

Někteří ekonomové (např. Pigou, 1920) dospěli k závěru, že společenský blahobyt je maximalizován v situaci, kdy všichni členové společnosti mají stejný reálný příjem. Od problematického předpokladu měřitelnosti užitku se pokusil oprostít Vilfredo Pareto, jenž kromě jiného argumentoval proti vy-sokému přerozdělování bohatství ve prospěch nižších vrstev (Pareto, 1906). Podle Pareta je pouze každý jedinec sám za sebe schopen posoudit výši svého blahobytu. Jako **Pareto optimální** (resp. Pareto efektivní) je nazývána taková společenská situace, kdy si žádný jedinec nemůže polepšit, aniž by se tím zhoršila situace jiného jedince. Pokud je možné zvýšit blahobyt alespoň jednoho člověka bez snížení blahobytu někoho jiného, není stávající situace Pareto optimální a může dojít k **Pareto zlepšení**. Jedná se o definici maximalizace společenského blahobytu v Paretově podání. Toto kritérium se v diskusích o společenském blahobytu následně prosadilo – koncept byl znovu objeven

cambridgeskými ekonomy ve 30. letech 20. století a byl dále rozpracován (především Johnem Hicksem) do současné podoby pravidel dosahování **ekonomické efektivity** na dokonale konkurenčních trzích.<sup>7</sup>

Existuje nekonečně mnoho Pareto optimálních situací. Každá vychází z jiného původního rozdělení bohatství mezi jednotlivé členy společnosti. Možnost Pareto zlepšení lze však v realitě najít velmi málo, zejména jedná-li se o prosazování konkrétního hospodářsko-politického opatření. Vždy se najde někdo, koho libovolný politický krok poškodí. Pokud by se společenské rozhodování řídilo pouze tímto kritériem, nebylo by možné v teoretické rovině obhájit žádné vládní zásahy do tvorby a alokace zdrojů. Neexistovalo by žádné vodítko pro stanovení toho, který z optimálních stavů je ideální z hlediska (pře)rozdělování bohatství.<sup>8</sup> Bez porovnání přínosů a ztrát dotčených stran není možné o politice z pohledu ekonomie nic říci (právě toto porovnávání však bylo dříve předmětem ostré kritiky).

Otázkou je, zda se lze vymanit ze svazujícího Paretova kritéria a navzájem porovnat různé politiky, které někomu přinesou užitek a někomu pouze ztrátu. Environmentální ekonomové se domnívají, že ano, a obhajují analytické postupy, jež takové porovnání umožňují. Turner a kol. (1994: 94) k tomu uvádějí: „Abychom byli schopni říci, zda je na tom společnost lépe nebo hůře, potřebujeme provést srovnání individuálních zisků a ztrát. Mnoho ekonomů říká, že toto není možné provést . . . Ale ve skutečnosti tato srovnávání provádíme zcela běžně. Posuzujeme, jak se druzí lidé cítí, podle toho, jak vypadají, jak se chovají a co říkají. Také je nutno zdůraznit, že všechna politická rozhodnutí ve skutečnosti taková srovnání zahrnují, jelikož je prakticky nemožné najít příklad vládní politiky, která každému přilepší – někdo vždycky ztrácí. Pokud tedy lze taková srovnání provádět, můžeme vyvinout pravidla k porovnávání toho, do jaké míry se změní blahobyt jednotlivců v důsledku určité politiky.“

Takový pohled jako první nabídli Kaldor (1939) a Hicks (1940) svým návrhem kompenzačního testu známým jako **Kaldor-Hicksovo kompenzační**

<sup>7</sup> Jedná se o následující čtyři pravidla známá z mikroekonomie hlavního proudu: 1) mezní míra substituce ve spotřebě je stejná pro všechny spotřebitele, 2) mezní míra transformace produktu ve výrobě vyjadřující, o kolik jednotek musí klesnout výroba jednoho statku, aby mohla být vyrobena dodatečná jednotka druhého statku, je stejná u všech výrobců, 3) mezní náklady na všechny výrobní faktory se musí rovnat mezním příjmům z produkce a musí být stejné pro všechny výrobce, 4) mezní míra substituce ve spotřebě se musí rovnat mezní míře transformace ve výrobě. V tomto stavu existuje ve společnosti efektivní struktura výroby (tj. není možné zvýšit výrobu jednoho statku, aniž by jiného ubylo), efektivní rozdělování (žádný spotřebitel nemůže spotřebou svůj užitek zvýšit, aniž by jiný tratil) a efektivní kombinace vyrobených statků (nelze změnit strukturu výroby tak, aby někomu zvýšil užitek ze spotřeby statků bez poklesu užítka jiného subjektu). Viz např. Holman, 2001; Soukupová a kol., 1996.

<sup>8</sup> Nutno podotknout, že sám Pareto při své analýze vycházel z daného rozdělení bohatství ve společnosti. Jelikož jeho ambicí nebylo radit vládě v otázce přerozdělování, dále se touto problematikou nezabýval.

**kritérium** (*Kaldor-Hicks criterion*). Podle tohoto kritéria může být vhodný i takový projekt, který přináší části společnosti ztrátu. Důležité je, aby ti, kteří projektem získávají, mohli finančně kompenzovat část společnosti, která projektem ztrácí. Kompenzace zajišťuje, že postižená skupina na tom v konečném výsledku není hůře než před realizací projektu. Zároveň je kompenzace pro stranu, která projektem získává, v absolutním vyjádření pořád menší než její přínos z projektu. Znamená to, že lépe jsou na tom následně obě strany. Pokud by kompenzace skutečně proběhla, jednalo by se vlastně o Pareto zlepšení. K otázce reálného kompenzování Kaldor uvádí (Kaldor, 1939: 388): „Zda by měli být [ti, kdo projektem trátí] skutečně kompenzováni, je politická otázka, na kterou ekonom může pouze stěží dát odpověď.“ Jiní ekonomové jsou odlišného názoru. Jak uvádí Kolstad (2000: 37): „Pokud by mohly být provedeny transfery [peněžních prostředků] tak, aby bylo dosaženo jednomyslnosti přijetí určité volby, pak je tato volba společensky žádoucí i v případě, že k transferům ve skutečnosti nedojde.“ Transfery peněžních prostředků vidí naopak jako problematické. K tomu uvádí (Kolstad, 2000: 37): „Problém je, že není vždy snadné nebo dokonce žádoucí transfery provádět. Jak máme přesně určit, kolik by byl každý jedinec ochoten transferovat nebo jak velká úhrada by přiměla jiného jedince podpořit [pro něj nevýhodné] opatření? Kromě toho občané mohou na tyto transfery pohlížet jako na špatnou veřejnou politiku – primárně jako na kupování podpory.“

Případ, kdy Kaldorův-Hicksův kompenzační test ukáže celospolečenskou výhodnost projektu pomocí kompenzace, aniž k ní skutečně dojde, se nazývá **potenciální Pareto zlepšení**.

Při hledání odpovědi na otázku, zda se pomocí příslušného politického rozhodnutí dosáhne potenciálního Pareto zlepšení, je porovnávána ochota dotčených lidí platit (*WTP – willingness to pay*) za realizaci konkrétního opatření s ochotou jiných dotčených lidí akceptovat kompenzaci (*WTA – willingness to accept*). Obě veličiny se zjišťují dotazováním dotčených subjektů. Poté je sečteme, a pokud je **čistý společenský přínos** kladný, realizace opatření představuje (potenciální) Pareto zlepšení oproti výchozímu stavu (Pearce a kol., 1994).

Tento přístup tvoří podstatu **analýzy nákladů a užitků** (*CBA – cost-benefit analysis*), která posuzuje u společenských projektů čistý ekonomický přínos určitého projektu/opatření pomocí diskontování toku celospolečenských nákladů a přínosů (tj. převedení budoucích peněžních a nepeněžních toků na současnou hodnotu). Analýza nákladů a užitků je v současné době široce využívaným nástrojem k posuzování vhodnosti veřejných projektů (Boardman a kol., 2006; Hanley, 1995; Mishan, 1988).

## 2.4

### Příčiny poškozování životního prostředí

Environmentální ekonomové v obecné rovině považují trh za efektivně fungující mechanismus, s jehož pomocí směřuje společnost k optimální alokaci vzácných statků. V ideálním případě se na dokonale konkurenčních trzích všechny náklady a užítky výroby určitého statku odrážejí v cenách. Výrobci musí platit za všechny náklady související s jejich produkcí, tj. za výrobní faktory, které mají svá alternativní užití, a za všechny škody, které svou činností způsobí. Na druhé straně dostávají od spotřebitelů zapláceno za všechny užítky, které poskytují (Hodge, 1995). Jak potvrzují Turner a kol. (1994: 72): „...volný trh dává výrobcům silné podněty k tomu, aby spíše uchovávali, než nadměrně vyčerpávali všechny zdroje, za které musí platit.“

Výše uvedený závěr „se rázem stane méně uspokojivým, začneme-li uvažovat o zdrojích, které jsou poskytovány životním prostředím zdarma“ (Turner a kol., 1994: 72). Pokud existují statky, u kterých ne všechny užítky a náklady nimi spojené vstupují do kalkulací výrobců a spotřebitelů, pak trhy nejsou schopny provádět jejich efektivní alokaci a neutvářejí se optimální ceny daných statků. V těchto specifických případech trh nevede ke společensky optimálnímu výstupu. Takové případy nazýváme **tržní selhání**. Jsou vyjadřována jako nesoulad mezi společenskými náklady a přínosy a soukromými náklady a přínosy (Mrozek, 1999; rámeček). V souvislosti s ochranou životního prostředí se diskutuje především o dvou druzích tržních selhání – externality a veřejné statky. Okrajově se dále věnujeme přirozeným monopolům a asymetrickým informacím.

#### 2.4.1

#### Externality

**Negativní externality** (*external costs, negative externalities* nebo také *external diseconomies*) vznikají, pokud libovolný ekonomický subjekt nenese veškeré náklady své činnosti a některé náklady přenáší na jiné členy společnosti, zároveň tyto náklady nejsou kompenzovány. **Pozitivní externality** (*external benefits, positive externalities, external economies*) naopak vznikají, pokud určitý subjekt vytváří ekonomické hodnoty, ze kterých nemá vlastní prospěch a přenáší je zdarma na ostatní.

Externalitou obecně je tedy vedlejší nezamýšlený efekt (pozitivní či negativní) plynoucí z interakce dvou subjektů na trhu, který dopadá na třetí osobu. Např. Tietenberg (1996: 53) uvádí: „Externalitou nazýváme situaci, kdy výroba či uspokojování potřeb subjektu A zahrnuje dodatečné nepeněžní efekty, jejichž nositelem jsou jiní jednotlivci, korporace či vláda a které nemají žádný vliv

**Důsledky nerovnosti společenských a individuálních veličin (Mrozek, 1999)**

Směna na trhu je společensky optimální, pokud pro ni platí, že **mezní společenské náklady** ( $MC_{\text{spol}}$ ) nepřesáhly **mezní společenské přínosy** ( $MB_{\text{spol}}$ ). Kritériem společenské efektivity směny je tedy následující vztah:

$$MB_{\text{spol}} \geq MC_{\text{spol}}$$

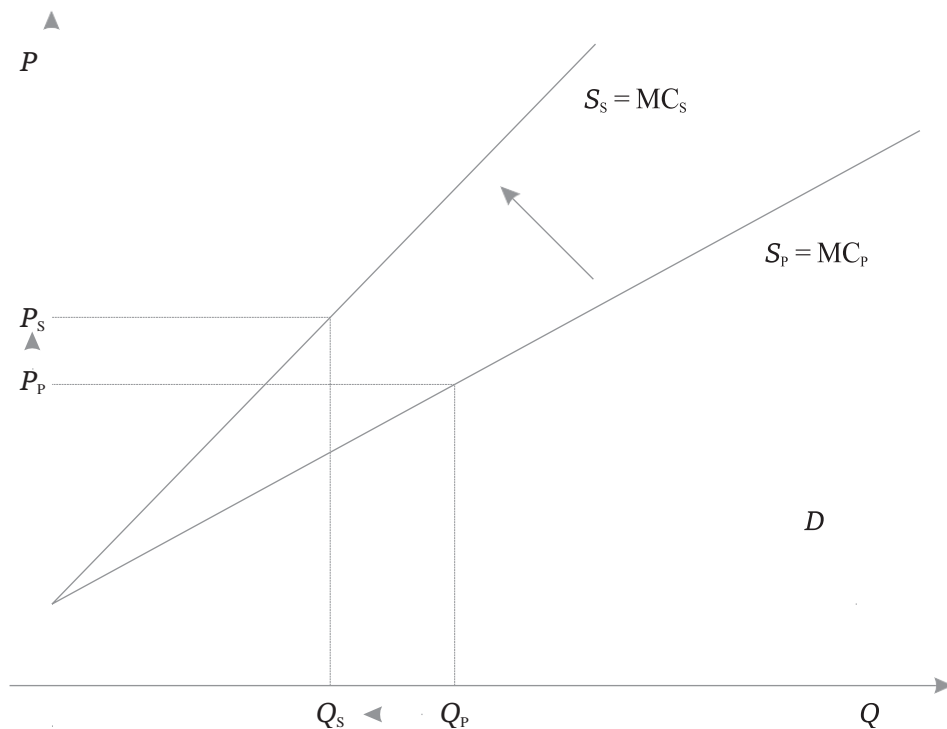
Pokud daný vztah platí pro všechny tržní transakce, pak je dosaženo efektivní alokace i ze společenského hlediska. Soukromé subjekty se však při svém rozhodování řídí **mezními individuálními přínosy** ( $MB_{\text{ind}}$ ) a **náklady** ( $MC_{\text{ind}}$ ):

$$MB_{\text{ind}} \geq MC_{\text{ind}}$$

Společensky optimálního výstupu na trhu lze dosáhnout pouze v případě, že se mezní společenské přínosy a náklady rovnají soukromým společenským přínosům a nákladům. Potom je výsledek jednání na základě obou kritérií (společenského i soukromého) totožný a soukromé rozhodování může vést ke společensky optimálnímu. Naopak znakem neefektivnosti na trhu je nerovnost mezi mezními společenskými a individuálními přínosy ( $MB_{\text{spol}} \neq MB_{\text{ind}}$ ) nebo mezními společenskými a individuálními náklady ( $MC_{\text{spol}} \neq MC_{\text{ind}}$ ). Tato nerovnost předznamenává existenci tržních selhání. Koncept efektivity trhu a tržních selhání dále rozpracovává např. Mrozek (1999).

na blahobyt subjektu A.“ Výraz „nepeněžní“ je v této definici významný, protože z ní vyjímá tzv. **pekuniární externality** (*pecuniary externalities*), které procházejí trhem a mají dopad na změny tržních cen – jedná se např. o situaci, kdy se nová firma přistěhuje do určitého regionu a svou dodatečnou poptávkou po půdě způsobí zvýšení cen pronájmu půdy, což se negativně dotkne i všech ostatních (Tietenberg, 1996). Pekuniární externality **nepůsobí tržní selhání a nenarušují alokace zdrojů**, pouze reflektují změnu relativní vzácnosti statků. Jiná situace je u tzv. **technologických externalit** (*technical/technological externalities, real externalities*), které trhem neprocházejí a mají efekt na kvalitu životního prostředí a přírodních statků. Typickým příkladem technologických externalit je působení znečištění na zdraví člověka a jeho životní prostředí.

Externality se mohou pojit jak s výrobou, tak se spotřebou. Např. výroba papíru znečišťuje vodní toky a způsobuje tím externí náklady rybářům nebo rekreatantům, kteří chtějí řeku využívat k rekreaci. Spotřeba papíru již podstatné externí náklady nepřináší. Naopak u pracích prášků nebo pesticidů působí externí náklady především jejich využívání.



Zdroj: Field a Field, 2002; vlastní úpravy

Obr. 5: Negativní externality

Obrázek 5 přináší standardní ekonomické znázornění negativních externalit. Křivka nabídky  $S_p$  je totožná se soukromými mezními náklady, křivka nabídky  $S_s$  je totožná se společenskými mezními náklady. Vzdálenost mezi těmito dvěma křivkami je určena výší externích nákladů. Externí náklady se v tomto zjednodušeném modelu pojí s využíváním daného výrobku, ne s jeho výrobou. Proto v tomto případě optimalizujeme množství výstupu firmy, ne technologické postupy (model optimalizující využití technologií k zamezování znečištění výrobcem si přiblížíme v kapitole 2.5).  $Q_p$  a  $P_p$  ukazují na soukromé optimum,  $Q_s$  a  $P_s$  představují společenské optimum vyrobeného množství produktu a ceny. Šipky ukazují, k jakému posunu dochází při zahrnutí externích

nákladů do ceny výrobku v analýze společenské rovnováhy. Jak je z obrázku patrné, při existenci negativních externalit je vyráběno a spotřebováno více daného statku, než je společensky optimální úroveň. Tržní cena je nižší, než je společensky optimální cena.

Environmentální ekonomie obvykle pracuje s **rostoucí křivkou mezních externích nákladů**. Znamená to, že celkové externí náklady narůstají nelineárně – každá další jednotka znečištění nebo jiného druhu poškození životního prostředí přináší vyšší externí náklady. Důvody tohoto průběhu křivky mezních externích nákladů mohou být následující:

- Poškození životního prostředí z každé další jednotky znečištění narůstá rychleji. Takovou situaci popisuje ve fyzických jednotkách typ funkce dávka-odpověď (*dose-response function*) s nelineárním průběhem a se zvyšujícími se účinky. V takovém případě roste škoda ze znehodnocení životního prostředí rychleji než míra znečištění. Obdobné funkce v peněžních jednotkách se nazývají funkce ekonomických škod (*damage functions*) (Field a Field, 2002). Rostoucí křivku mezních externích nákladů lze najít v klasických učebnicích environmentální ekonomie (Turner a kol., 1994; Field a Field, 2002 a další).<sup>9</sup>
- Jiný důvod stejného průběhu křivky mezních nákladů můžeme vyvodit z rostoucí vzácnosti životního prostředí, ať už snižující se zásobou daného přírodního statku nebo snižující se kvalitou statku. S rostoucí vzácností statků roste jejich cena, životní prostředí nevyjímaje (vyplývá ze zákona klesajícího mezního užítku). Proto je ztráta každé dodatečné jednotky určité součásti životního prostředí bolestnější.

## 2.4.2 Veřejné statky

Druhou diskutovanou skupinou důvodů příčin tržních selhání jsou v environmentální ekonomii **veřejné statky** (*public goods*). Jako typické příklady veřejných statků bývají uváděny vzduch, biodiverzita, veřejné osvětlení, veřejná zeleň aj. Soukromé a veřejné statky z pohledu poptávky lze od sebe odlišit pomocí kritéria vylučitelnosti ze spotřeby a rivality ve spotřebě. Toto pojetí veřejných statků přinesl Samuelson (1954).

Statek je **vylučitelný ze spotřeby**, pokud lze spotřebu daného statku omezit pouze na vybrané spotřebitele – ty, kteří za statek zaplatí. U některých statků

<sup>9</sup> Existují však i funkce dávka-odpověď s rozdílným průběhem zobrazující např. lineární vztah mezi růstem znečištění a poškozením životního prostředí, nebo dokonce funkce, kdy zvýšení koncentrace určité látky v životním prostředí přináší nejprve kladné užítky (např. nárůst úrody v důsledku zvýšení koncentrace CO<sub>2</sub> v ovzduší) a až od určité koncentrace začíná škodit. Rozdílný průběh mohou mít také funkce ekonomických škod (Field a Field, 2002).



(např. veřejného osvětlení) je vyloučení ze spotřeby obtížné, je možné využívat výhod poskytování statku bez přímého zpoplatnění. Charakter statku vytváří prostor pro tzv. **černé pasažéry** (*free riders*) – neplatiče, které není v tomto případě technicky možné ze spotřeby vyloučit.

Druhou podstatnou vlastností statků je míra rivality. Statek je **rivalitní**, pokud spotřeba jednoho subjektu snižuje dostupné množství daného statku pro ostatní spotřebitele. Jdeme-li po chodníku, mohou v dané chvíli využívat chodník i ostatní. Chodník lze proto chápat až do určitého stupně zaplnění jako nerivalitní statek.

Různé statky se vyznačují různou mírou vylučitelnosti ze spotřeby a různou rivalitou. Podle toho rozlišujeme statky soukromé (vylučitelné ze spotřeby a rivalitní), veřejné (nevylučitelné ze spotřeby a nerivalitní) a smíšené.

	rivalitní	nerivalitní
vylučitelné	<p><b>soukromé statky</b></p> <p>služby kadeřníka, rohlíky</p>	<p><b>smíšené statky</b></p> <p>národní park, koupání v jezeře</p>
nevylučitelné	<p><b>smíšené statky</b></p> <p>čistý vzduch</p>	<p><b>veřejné statky</b></p> <p>poslech rádia, veřejné osvětlení, národní obrana</p>

Zdroj: Musgrave a Musgrave, 1994; vlastní úpravy

Obr. 6: Typologie statků na základě kritéria rivality a vylučitelnosti<sup>10</sup>

Trh je schopný zprostředkovat optimální množství soukromých statků, pokud jsou jejich externí náklady nebo přínosy nulové. Optimální množství je určeno tržní cenou statku. Většina veřejných statků na trhu obchodovaná není, protože je obtížné je zpoplatnit nebo jsou poskytovány v nižší než společensky optimální míře. V krajním případě (u tzv. čistých veřejných statků) jsou motivace pro soukromý sektor tak nízké, že statek nebude trhem poskytován vůbec.

<sup>10</sup> Někteří čeští autoři prezentují základní členění statků na čisté soukromé a čisté veřejné statky a smíšené statky I. a II. stupně (viz např. Farský a kol., 2001).

Dle tradičního Samuelsonova poptávkového pojetí proto platí, že statky vyznačující se nevylučitelností ze spotřeby a nerivalitou nelze nabízet s využitím tržních mechanismů (Samuelson, 1954). Tyto statky poskytuje veřejný sektor a jsou financovány z veřejných rozpočtů, jedině tak lze zajistit jejich optimální produkci. Jejich nabídka je tak řízena vládou. Množství daného veřejného statku je v praxi otázkou politického rozhodnutí.

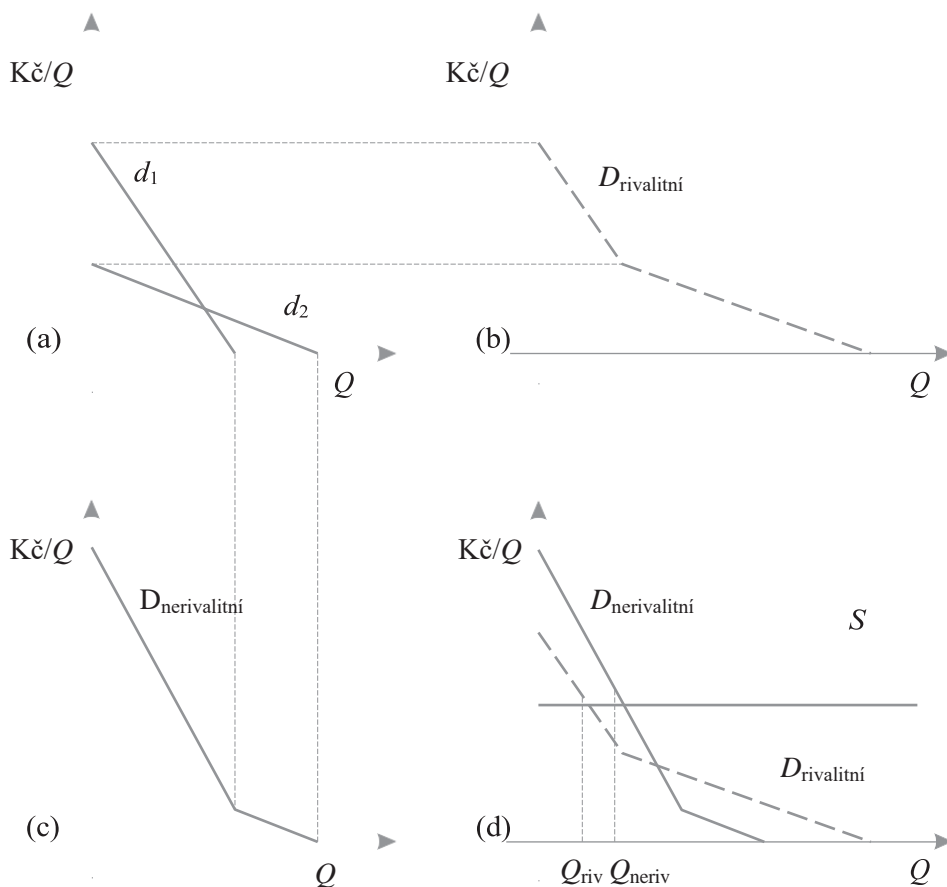
### **Zpochybnění závěrů Samuelsonova poptávkového pojetí veřejných statků (Hampl, 2001)**

Závěrem Samuelsonova slavného článku (Samuelson, 1954) bylo, že existuje skupina statků se specifickými vlastnostmi, jejichž poskytování musí zajistit vláda. Výhrady vůči tomuto tradičnímu přístupu, které se v průběhu let objevily, shrnuje Hampl (2001).

Zdrojem pochyb jsou zejména empirická pozorování, ze kterých vyplývá, že řadu tzv. veřejných statků je (nebo v minulosti byl) schopen poskytovat soukromý sektor. Jedná se o často využívané příklady, jakonapř. telekomunikace, vysílání rádia, přístavní majáky apod. Naopak vláda zajišťuje řadu statků, které definici veřejných statků nesplňují (např. lékařská péče). Při zkoumání fenoménu veřejných statků a jejich zajišťování není proto zásadní soustředit se na definování objektivních vlastností těchto statků (jelikož např. problém nevylučitelnosti může být v čase vyřešen technologickým pokrokem), ale zejména na motivaci vlád tyto statky poskytovat. V rámci tohoto tzv. „nabídkového“ přístupu Buchanan a Niskanen uvádějí, že jakmile je jednou vládám přiznáno právo vybrané statky poskytovat, je vytvořena systémová motivace skupinu těchto statků stále rozšiřovat. Tzv. veřejné statky (v Buchananově a Niskanenově pojetí tento pojem označuje statky poskytované veřejným sektorem) se proto nijak objektivně neliší od ostatních statků, pouze jsou na základě aktuálního politického rozhodnutí poskytovány veřejným sektorem (Hampl, 2001).

Kolstad (2000) v teoretické rovině modeluje optimální množství veřejného statku (v Samuelsonově pojetí statku nevylučitelného a nerivalitního). Jakou soukromých statků se i zde optimum nachází v bodě rovnosti mezních nákladů a mezních přínosů, tedy v místě protnutí křivky nabídky a poptávky. Zatímco křivka nabídky je reálná jako u běžných soukromých statků, křivku poptávky lze pouze odhadovat – preference spotřebitelů nejsou na trhu patrné. Odvození křivky poptávky po veřejném statku v porovnání s odvozením křivky

poptávky po statku soukromém ukazuje obrázek 7. Předpokládáme, že se na našem trhu vyskytují pouze dva spotřebitelé s danými individuálními křivkami poptávky, které jsou u každého z nich totožné pro rivalitní i nerivalitní statek. Křivka  $S$  je nabídková křivka a je v tomto modelu totožná pro oba druhy statků.



Zdroj: Kolstad, 2000

Obr. 7: Poptávkové křivky u rivalitních a nerivalitních statků

Část (a) na obrázku 7 představuje individuální křivky poptávky po libovolném statku – soukromém i veřejném. Část (b) zobrazuje tržní křivku poptávky po rivalitním statku. Individuální křivky poptávky se zde sčítají horizontálně. Když jeden spotřebitel poptává za danou cenu tři kusy rivalitního statku a druhý pět kusů, v součtu by na trhu koupili za tuto cenu celkem osm kusů

statku. Část (c) zobrazuje tržní křivku poptávky po nerivalitním statku. Tržní křivka poptávky je odvozena ze součtu mezních ochot platit za různá množství veřejného statku. Tím je zjištěna společenská ochota platit. Sčítání individuálních poptávkových křivek probíhá vertikálně. Část (d) porovnává součtové křivky rivalitního a nerivalitního statku a porovnává optimální množství veřejného statku  $Q_{\text{neriv}}$  se skutečným množstvím veřejného statku, který bude zprostředkován trhem  $Q_{\text{riv}}$  na základě toho, že každý spotřebitel porovná své soukromé přínosy a náklady při jeho koupi. Z obrázku je patrné, že spotřebitel s poptávkovou křivkou  $d_2$  se nebude podílet na koupi veřejného statku. Pouze spotřebitel s poptávkovou křivkou  $d_1$  má natolik silné preference vůči tomuto statku, že se mu vyplatí jisté množství statku zaplatit, a tím ho zprostředkovat i jiným.

Ukázali jsme si příklad, kdy je veřejný statek trhem poskytován, i když mnohem nižší míře, než je předpokládaná poptávka. Obrázek 8 znázorňuje situaci, kdy trh nezajistí žádnou jednotku veřejného statku. Individuální křivky poptávky jsou označeny  $d_1$  a  $d_2$ , ani jedna neprotíná tržní křivku nabídky. Žádný spotřebitel tedy nebude za poskytnutí veřejného statku ochoten platit.

### 2.4.3

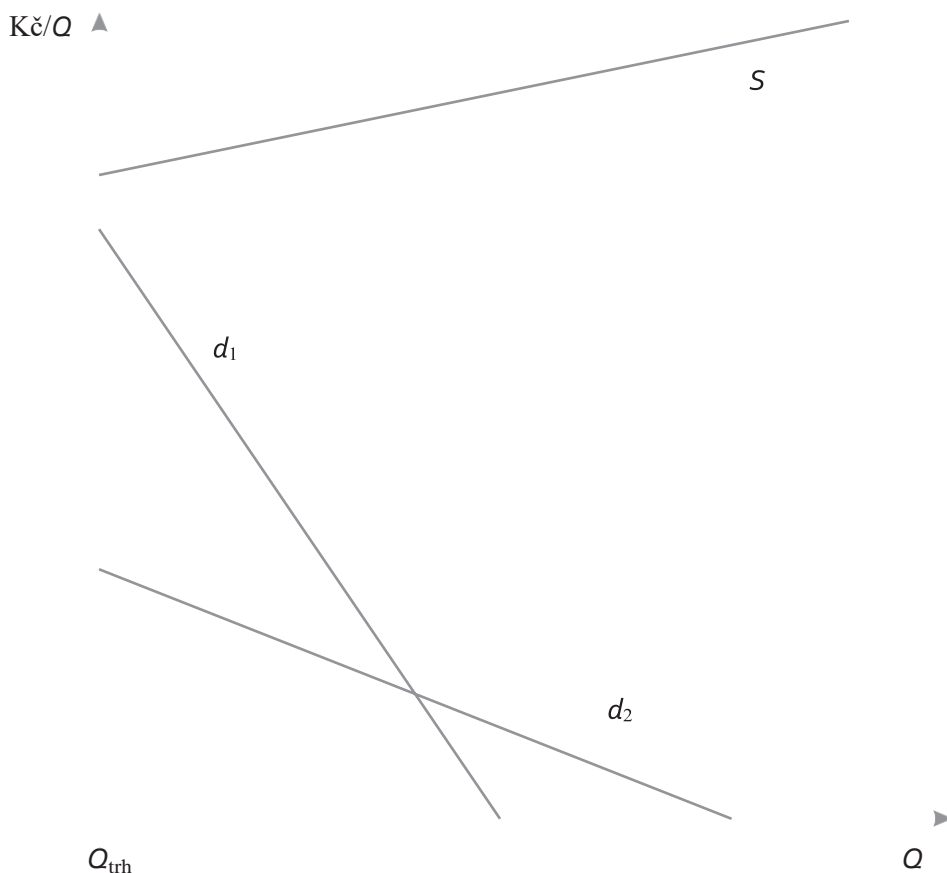
#### Přirozené monopoly

Přirozený monopol vzniká jako důsledek úspor z rozsahu, které realizuje firma, jež je schopna rostoucí objem výstupu zajistit s klesajícími průměrnými náklady. Charakteristickým znakem přirozených monopolů jsou vysoké fixní náklady, jež představují hlavní bariéru vstupu dalších firem na trh. Ekonomická teorie vyvozuje, že za daných okolností je možné pouze působení jediné firmy v takovém tržním segmentu. To snižuje efektivnost – přirozený monopol má motivaci nabízet příliš málo produktu za příliš vysokou cenu v porovnání s ekonomickým optimem, žádná konkurence netlačí ceny dolů (Franka Bernanke, 2003). Jako typické příklady přirozených monopolů s vazbou na přírodní zdroje se uvádějí energetické rozvodné sítě, železniční doprava nebo odvětví vodovodů a kanalizací.

### 2.4.4

#### Asymetrické informace

Pro mnohé tržní transakce je charakteristické, že jedna smluvní strana disponuje informacemi, které druhá strana nemá. Tyto informace může využít ve svůj prospěch a v neprospěch smluvního partnera. Mezi typy tržních selhání při asymetrických informacích se řadí **morální hazard** (*moral hazard*) a **nepříznivý výběr** (*adverse selection*). Typickým příkladem, kdy je více informací na



Zdroj: vlastní

Obr. 8: Situace nulového poskytování veřejného statku trhem

straně poptávajícího, je trh s pojištěním. Hanley a kol. (2007) uvádějí jako příklad morálního hazardu pojištění odpovědnosti za škody na životním prostředí. Příkladem s více informacemi na straně nabízejícího je lékařská péče, kdy se pacient musí bez možnosti volby spolehnout na pravdivost informací, které mu lékař poskytuje, a svěřit se do jeho péče. V oblasti ochrany životního prostředí je aktuální probíhající spor o relevanci vědeckých argumentů týkajících se globální změny klimatu mezi většinou klimatologů na jedné straně a menšinou klimatologů na straně druhé. Do tohoto sporu zasahují se svou argumentací pro nebo proti hrozbě globální změny klimatu také mnozí ekonomové (v českém kontextu rozporuje pesimistické závěry klimatologů např. Václav Klaus). Poskytují klimatologové pravdivé informace společnosti, nebo ve svých závěrech hrozbu globální změny klimatu přehánějí? Pokud jsou jejich závěry

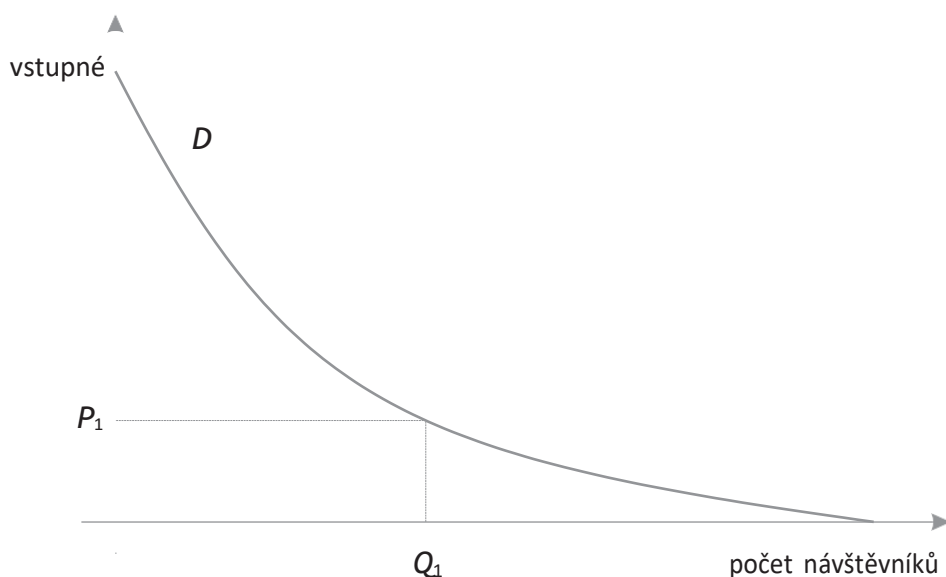
### Vylučitelné nerivalitní smíšené statky (Kolstad, 2000)

Environmentální ekonomie také diskutuje o společensky optimální ceně a společensky optimální míře využívání statku, který je vylučitelný ze spotřeby, zároveň je však nerivalitní (Kolstad, 2000). Tyto statky bývají v anglické terminologii označovány jako tzv. **klubové statky** (*club goods*). Takovým statkem může být např. národní park. Na přístupových cestách do národního parku lze vybírat vstupné – rekreace v národním parku je vylučitelná. Rekreace jednoho návštěvníka nikterak neomezuje pobyt jiných lidí – rekreace je proto alespoň do určité úrovně nerivalitní. Předpokládejme, že provozovatel národního parku nemá žádné provozní náklady závislé na počtu návštěvníků. Společensky optimální míra využívání a cena statku je znázorněna na obrázku 9.

Počet návštěvníků klesá s růstem vstupného. Při ceně vstupného  $P_1$  park navštíví  $Q_1$  osob, ostatní jsou ze spotřeby vyloučeni. Pokud dodateční turisté nepřinášejí žádné další náklady na provoz parku, mezní náklady jsou nulové, a proto je křivka mezních nákladů totožná s vodorovnou osou. Osobám vyloučeným ze spotřeby se zavedením ceny snižuje jejich užitek z rekreace na nulu. Pokles ceny znamená, že do parku vstoupí více návštěvníků (jejich užitek se zvýší, u dosavadních návštěvníků se nezmění, provozní náklady zůstanou stejné – za těchto podmínek dochází k Pareto zlepšení).

platné a společnost jim nebude naslouchat, pak může globální změna klimatu přinést vážnou újmu, na kterou se společnost nepřipraví. Jsou-li naopak jejich závěry neplatné a společnost bude investovat značné zdroje do snížení emisí skleníkových plynů a adaptačních opatření, pak to budou promarněné zdroje, které mohly být využity efektivnějším způsobem.

K nepříznivému výběru dochází na trhu při volbě zboží ze vzájemných substitutů. Kvalitnější produkty jsou obvykle i dražší. O kvalitě produkce má ale informace pouze výrobce. Může se proto stát, že i nekvalitní produkt bude na trhu prodáván za vysokou cenu a výrobce obdrží jakousi „informační rentu“ (Hanley a kol., 2007). Kvalita výrobku se může pojit i s jeho dopadem na životní prostředí. Šetrná výroba obvykle stojí víc. Řekněme, že zákazníka zajímá vliv nakupovaného výrobku na životní prostředí a rád bysi vybral šetrný. Existuje-li environmentální značení (v České republice se jedná např. o tzv. ekologicky šetrné výrobky), může si vybrat výrobek takto označený. Nicméně i mezi těmito výrobky budou rozdíly ve vlivu na životní prostředí, kterých se spotřebitel dopátrat nemůže. Řídí se proto cenou. Pokud



Zdroj: Kolstad, 2000

Obr. 9: Ekonomicky optimální cena a množství klubového statku

typický spotřebitel volí vždy cenu průměrnou, pak z trhu odcházejí firmy, které výrobek prodávaly za nejvyšší ceny. Proces negativní selekce firem pokračuje, protože průměrná cena a kvalita se neustále snižuje a spotřebitel volí stále levnější a levnější zboží.

## 2.5

### Společenské optimum znečištění životního prostředí

Environmentální ekonomové jasně deklarují vazbu mezi ochranou životního prostředí a náklady, které je nutné na tuto ochranu vynaložit – tzn. nelze dosáhnout nulového znečištění životního prostředí z důvodu astronomicky vysokých nákladů a také proto, že technologie nebudou nikdy tak dokonalé, aby se zabránilo úniku veškerých znečišťujících látek. Je tedy potřebné nalézt tzv. **optimální míru znečištění životního prostředí**, která je nižší než technologicky dosažitelná míra znečištění. Jedná se o úroveň znečištění, při kterém realizuje společnost nejvyšší blahobyt, nebo z opačného pohledu o úroveň znečištění, která přináší společnosti nejnižší náklady. Celkový blahobyt v sobě zahrnuje jak blahobyt plynoucí ze spotřeby člověkem vyprodukovaných statků a služeb, tak blahobyt z využívání určitého množství a kvality přírodních statků

### Zpochybnění existence přirozených monopolů (Zajíček, 2000)

Mnozí ekonomové (v české vědecké komunitě prezentuje tento postoj např. Zajíček, 2000) zpochybňují reálnou existenci přirozených monopolů. Tvrdí, že důvodem působení pouze jedné firmy v určitém odvětví v realitě nejsou přirozené bariéry např. typu vysokých fixních nákladů, ale především bariéry vytvářené státem, které jsou zdůvodňovány potřebou zabránit zbytečným duplicitám (např. dvojí vodovodní potrubí tam, kde stačí jedno), a umělá ochrana monopolů. Stát se následně snaží o regulaci monopolů, např. regulaci ceny, aby monopoly nemohly uvalit libovolnou cenu za jimi zprostředkovaný statek (např. pitnou vodu pro domácnosti) na spotřebitele, který nemá možnost volby a lze ho považovat za rukojmí monopolu. V české legislativě se tato regulace nazývá „věcně usměrňovaná cena“ a týká se cen tepelné energie, vodného, stočného, veřejné dopravy apod. Věcně usměrňovaná cena se odvozuje od nákladů firem, zahrnuje v sobě přiměřený zisk. Zajíček (2000) analyzuje negativa této politiky a shrnuje důvody, proč tento přístup demotivuje firmy, aby snižovaly své náklady, a proč v mnohých případech naopak firmy nabádá ke zbytečnému zvyšování nákladů.

(Hanley a kol., 2007). Tento blahobyt je snižován újmou, kterou lidé pocítují ze znečištění životního prostředí. Environmentální ekonomie se tak snaží určit, jaká část znečištění životního prostředí je nadměrná a kdy se naopak z hlediska celospolečenského blahobytu nevyplatí znečištění snížit. Existují tedy dva pro-tichůdné projevy výroby statků a poskytování služeb:

- vznikají žádoucí efekty – statky a služby vedoucí ke zvýšení blahobytu;
- vznikají nežádoucí efekty – znečištění životního prostředí blahobyt snižuje.

Znečištění lze snížit omezením výroby, ale také technologickými změnami ve výrobě. Ty jsou ovšem spojeny s nutností vynaložit určité náklady, což zvyšuje náklady na výrobu a zprostředkovaně snižuje spotřebu vyráběných statků a služeb.

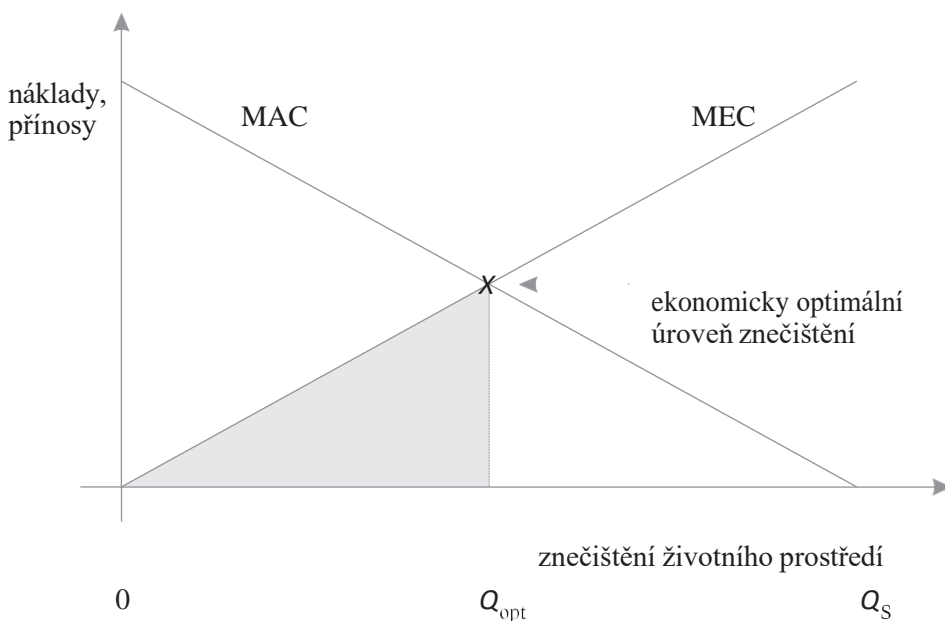
Obrázek 10 znázorňuje optimální míru znečištění životního prostředí jedním znečišťovatelem. V modelu předpokládáme, že znečištění lze snižovat jak změnami v objemu výroby, tak pomocí technologických změn. Znečištění tedy není závislé pouze na výši produkce, ale i na používané technologii.

Křivka MAC, jež znázorňuje **mezní náklady na zamezení** znečištění (*marginal abatement cost*), proto obsahuje jak náklady na změnu technologií snižujících znečištění při zachování objemu produkce (např. vybudování čistírny



odpadních vod), tak náklady vyvolané snížením produkce (např. ušlý zisk).<sup>11</sup> Křivka MEC představuje **mezní externí náklady** produkce pro společnost (*marginal external costs*). Je totožná s křivkou mezních ekonomických škod (*marginal damage function MD*).<sup>12</sup> Just a kol. (2004: 529) k tomu uvádějí, že „funkce ekonomických škod udává celkové externí náklady jako funkcimnožství znečišťující látky“.

Ekonomicky optimální úroveň znečištění životního prostředí nastává ve chvíli, kdy se mezní náklady na zamezení rovnají mezním externím nákladům (v bodě průtnutí křivek MAC a MEC). Trojúhelník 0-Q<sub>opt</sub>-X (zvýrazněná plocha) představuje optimální úroveň externality.



Zdroj: Field a Field, 2002; Hanley a kol., 2007; Turner a kol., 1994; vlastní úpravy

Obr. 10: Optimální míra znečištění životního prostředí

<sup>11</sup> Explicitně je v publikacích o environmentální ekonomii uváděno, že náklady na zamezení jsou tvořeny náklady na technologie, které umožňují snižovat znečištění. Nicméně se v nich také dočteme, že maximální hranice nákladů na zamezení znečištění vyplývá z nákladů na zastavení produkce (Field a Field, 2002). Považujeme tedy snižování produkce za rovnocennou možnost technologiemikzamezení znečištění, a proto i náklady na snižování produkce za neoddělitelnou součást křivky MAC. Turner a kol. (1990) ve svém modelu společenského optima výše externalit naopak uvažují jako cestu snižování znečištění výhradně omezení ekonomické aktivity znečišťovatele. Namísto křivky MAC uvádějí křivku MNPB (*marginal net private benefit*), kterou tvoří ušlý zisk znečišťovatele pramenící z omezení produkce.

<sup>12</sup> V tomto výkladu abstrahujeme od skutečnosti, že náklady ze znečišťování životního prostředí může subjekt působit také sám sobě (např. nutností platit v nezdravém pracovním prostředí vyšší mzdy).

### **Rozpracování konceptu ekonomických škod ze znehodnocování životního prostředí**

Šauer (2007) popisuje vliv určitého subjektu na životní prostředí na základě rozpracovaného konceptu vzniklých ekonomických škod. Mezi ekonomické škody zahrnuje a) náklady a výdaje na odstranění nebo zmírnění již vzniklých škod, jako např. náklady na léčbu nemocí způsobených znečištěním životního prostředí, b) náklady na vyhnutí se negativním důsledkům působení faktorů životního prostředí, do kterých lze zahrnout např. náklady prevence nemocí způsobených znečištěním životního prostředí nákupem vitamínů, c) ekonomickou ztrátu ze znehodnocování životního prostředí, jako např. úbytek zemědělské produkce kvůli znečištění, ztrátu užitku turistů způsobenou pohledem na poškozenou přírodu apod. Jedná se tedy o rozdělení nákladů spojených se znehodnocováním životního prostředí určitou výrobou do tří dílčích kategorií.

Šauerův model (v jeho statické verzi) uvažuje konstantní produkci, tedy nezahrnuje optimalizaci výše vlivu na životní prostředí omezením nebo pozastavením výroby produktů významně poškozujících životní prostředí. Dále uvažuje funkci škod v širším pojetí, nejen jako zobrazující čistě externí náklady, ale také škody, které působí podnik sám sobě (z hlediska firmy interních i externích nákladů). Jedná se tak o jiné pojetí, než se vyskytuje ve standardních publikacích environmentální ekonomie a ekonomie blahobytu (Just a kol., 2004). Optimum firmy v takovém případě nastává v bodě, v němž se mezní ekonomická škoda, kterou působí subjekt znečišťováním sám sobě, vyrovná s mezními náklady na zamezení znečištění. Z celospolečenského hlediska je optimální úroveň znečištění taková, na níž se vyrovná celospolečenská mezní ekonomická škoda ze znečištění mezním nákladům na jeho zamezení.

Teoretický model stanovení optimální kvality životního prostředí, která by umožnila produkci nezbytných statků a služeb, ale která by zároveň zpětně neomezovala rozvoj lidské společnosti znehodnocováním životního prostředí, je silnou abstrakcí skutečnosti. Jednotlivé veličiny (ochota platit za statky životního prostředí, škoda ze znehodnocení životního prostředí, náklady na zamezení) nelze empiricky odvodit sledováním jednání subjektů (jednotlivců či firem) na trzích. Trhy pro většinu těchto statků neexistují, což vedlo environmentální ekonomy k vyvinutí metod, které teoreticky umožňují tyto veličiny odhadnout.

## 2.6

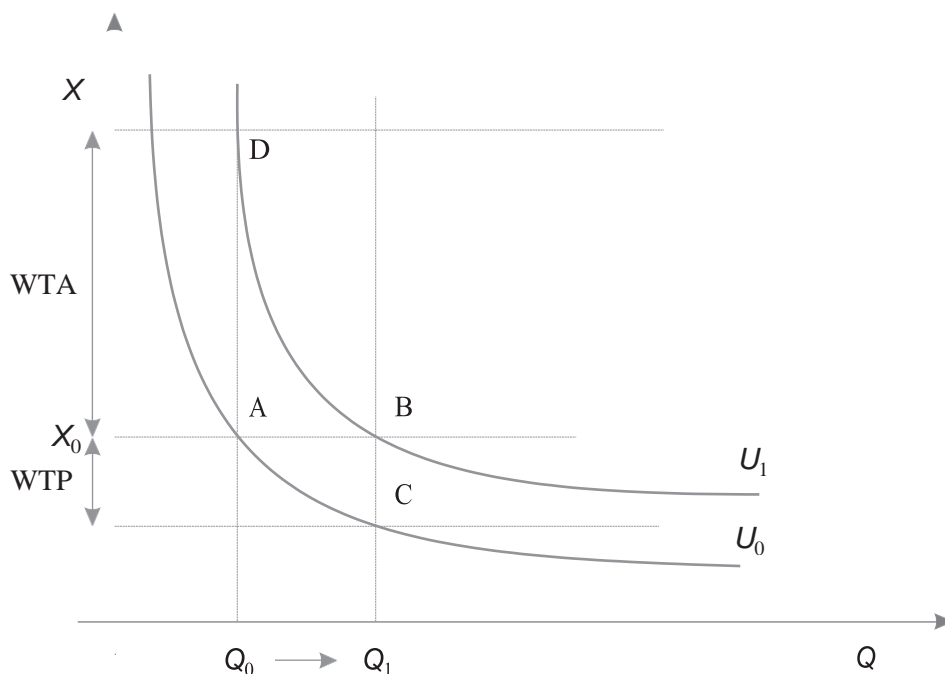
## Oceňování statků životního prostředí

Environmentální ekonomie vyvinula za dobu své existence škálu metod, které slouží k ekonomickému hodnocení přírodních statků neboli k **oceňování statků životního prostředí**. Tyto metody slouží k vyčíslení ekonomické hodnoty přírodních statků – tedy k zjištění informací o ochotě lidí platit (WTP) za kvalitnější životní prostředí, případně jejich ochotě přijímat kompenzaci (WTA) za poškození životního prostředí. **Celková ekonomická hodnota** (také společenská ekonomická hodnota – *total economic value*) přírodních statků je potom součtem individuálních ochot platit za zlepšení nebo ochot přijímat kompenzaci za poškození životního prostředí. Obor oceňování životního prostředí je velmi široký. Zabývá se nejen oceněním statků životního prostředí, jako je např. hodnota určité přírodní oblasti nebo hodnota určitého biologického druhu. Do sféry jeho zájmu patří např. i oceňování hodnoty lidského zdraví, hodnota škod na životním prostředí apod.

Ochota platit a ochota přijímat kompenzaci není totožná. Rozdíl mezi výší ochoty přijímat kompenzaci a ochoty platit podle (Shogren a kol., 1994) si můžeme ukázat na obrázku 11 pomocí indiferentních křivek. Předpokládáme, že statek životního prostředí  $Q$  nelze dokonale substituovat jiným statkem, indiferenční křivky jsou proto zakřivené.

Náš spotřebitel spotřebovává určité množství statku vytvořeného člověkem  $X_0$  a přírodního statku  $Q_0$ , nachází se na počáteční indiferenční křivce  $U_0$  (tedy v bodě A). Pokud spotřebiteli nabídneme zvýšení spotřeby statku životního prostředí, jež spočívá např. ve vysazení dalšího parku v okolí jeho bydliště, aniž by poklesla jeho spotřeba statku  $X$ , posouváme se po vodorovné ose doprava na úroveň  $Q_1$  a indiferenční křivku  $U_1$  (bod B). Spotřebitele se můžeme ptát na jeho ochotu platit za vysazení dalšího parku v okolí jeho bydliště. Jeho maximální ochota platit se bude rovnat hodnotě, která ho při zvýšení spotřeby statku  $Q$  z  $Q_0$  na  $Q_1$  nechá na původní indiferenční křivce  $U_0$  (bod C). Jeho spotřeba statku  $X$  tím poklesla, část svých zdrojů přesunul ze spotřeby statku  $X$  na spotřebu  $Q$ . Budeme-li se spotřebitele ptát, jaká je jeho ochota akceptovat kompenzaci za nevysazení dalšího parku v okolí bydliště, pak spotřebitel porovnává možný užitek z kombinace spotřeby  $Q_1$  a  $X_0$  (bod B na indiferenční křivce  $U_1$ ) s jinou kombinací spotřeby, která by ho vrátila na původní spotřebu  $Q_0$ , ale ponechala ho na úrovni užitku  $U_1$  (bod D). Čím jsou indiferenční křivky zakřivenější, tedy čím méně jsou statky vzájemně substituovatelné, tím větší rozdíl mezi WTA a WTP zaznamenáváme.

Jiné, jednodušší vysvětlení rozdílu mezi WTP a WTA přinášejí např. Tversky a Kahneman (1991). Rozdíl podle nich vyplývá z asymetričnosti vnímání zisků a ztrát. Lidé při hodnocení vycházejí z určitého referenčního bodu. Mají-li vůči



Zdroj: Shogren a kol., 1994; vlastní úpravy

Obr. 11: Rozdíl mezi ochotou platit a ochotou přijímat kompenzaci

tomuto referenčnímu bodu něco ztratit, hodnotí tuto ztrátu jako závažnější, než mají-li vůči referenčnímu bodu něco získat.

Existují různé metody ekonomického hodnocení přírodních statků (metody oceňování) a různé způsoby klasifikace těchto metod. Jedno z možných dělení je na metody **odhalených preferencí** (*revealed preferences*) a metody **vyjádřených preferencí** (*stated preferences*). Základní rozdíl mezi těmito skupinami metod je, že u těch prvních zjišťujeme preference ekonomických subjektů vůči životnímu prostředí na trzích, které reálně existují, u druhých vycházíme z hypotetických trhů, které konstruujeme v rámci dotazníkového šetření.

### 2.6.1

#### Metody odhalených preferencí

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

- **Ocenění pomocí přímých trhů** – může být použito v případě, že pro konkrétní přírodní statek (dřevo, úroda apod.) existuje tržní cena. Lze tak ocenit např. zvýšený výtěžek dřeva díky snížení znečištění ovzduší.

- **Metoda hedonické ceny** (*hedonic price method*) – k ocenění statků životního prostředí jsou při aplikaci této metody používány ceny jiných statků obchodovaných na trhu, jejichž cena je závislá na kvalitě nebo dostupnosti oceňovaného statku životního prostředí. Takto je možné ocenit např. ticho na ulici pomocí cenových rozdílů bytů situovaných nahlučnou vs. tichou ulici, dále městskou zeleň apod. (Rosen, 1974).
- **Metoda cestovních nákladů** (*travel cost method*) – metoda vychází z předpokladu, že lidmi realizované náklady na návštěvu určitého místa nám mohou poskytnout informaci o jeho rekreační hodnotě (Phaneuf, 2005). Metoda využívá toho, že lidé musí za účelem cesty do určité přírodní lokality vynaložit určité náklady (především náklady na dopravu, pobyt, případně čas na samotnou cestu apod.). Metodou zjišťujeme výši vynaložených nákladů a počet návštěv pro určitou rekreační oblast za určité časové období. Tyto náklady jsou pak spodním odhadem ochoty lidí platit za pobyt v rekreační oblasti. Výsledkem metody je poptávková křivka po rekreaci v dané oblasti, kdy s nárůstem cestovních nákladů klesá počet uskutečněných návštěv. Vyčíslení ekonomické hodnoty je tedy založeno na skutečném chování lidí.

### Vliv hlukové zátěže na ceny rodinných domů

Hedonická metoda byla ve Stockholmu aplikována pro určení změn cen rodinných domů, které souvisejí s místní hlukovou zátěží z dopravy (Wilhelmsson, 2000). Zvýšení průměrné hlukové zátěže o 1 dBA podle studie snižuje hodnotu nemovitosti o 0,6 %. Porovnáme-li klidnou lokalitu s lokalitou hlučnou, je hodnota nemovitosti umístěné v hlučné lokalitě celkově o 30 % nižší.

Theebe (2004) hodnotil vliv dopravního hluku na cenu nemovitostí Nizozemska. Studie ukazuje, že hodnotu nemovitostí začíná silně ovlivňovat úroveň hluku od 65 dBA. Hodnota nemovitostí v hlučných oblastech může být snížena až o 12 % oproti průměrné ceně nemovitostí. Je-li budova naopak umístěna v klidné lokalitě (méně než 40 dBA), může se její cena díky snížené hladině hluku zvýšit cca o 6,5 %.

## 2.6.2

### Metody vyjádřených preferencí

Ke dvěma hlavním metodám založeným na vyjádřených preferencích patří metoda podmíněného hodnocení a výběrový experiment (např. v Bateman a kol., 2002).

**Metoda podmíněného hodnocení** (*contingent valuation method*) je jednou z nejstarších a nejvíce využívaných oceňovacích metod. Ekonomickou hodnotu přírodního statku zjišťujeme přímým dotazováním vzorku osob. V rámci dotazníku je vytvořen určitý hypotetický trh a jednotlivci jsou dotazováni na svou ochotu platit nebo přijímat kompenzaci za změnu kvality/množství určitého statku životního prostředí na tomto hypotetickém trhu.

Vypovídací schopnost výsledků této metody je široce diskutována. Např. Turner a kol. (1994) uvádí, že odpovědi dotazovaných nemusí korespondovat s jejich reálnou ochotou platit z následujících důvodů:

- záměrné podcenění ochoty respondenta platit, aby na něm následně nemohla být vymáhána příliš vysoká platba,
- nedostatky v dotazníku, kdy je dotazovanému předložena zavádějící nebo zkreslená informace o předmětu platby,
- přecenění ochoty platit kvůli izolovanému vnímání dílčího problému (jenž je předmětem dotazování).

**Výběrový experiment** (*choice experiment*) se svým charakterem blíží metodám odhalených preferencí, a je tedy zatížen potenciálně menším zkreslením ve srovnání s metodou podmíněného hodnocení. Při aplikaci metody je respondentovi nabízena sada alternativních produktů, ze kterých vybírá variantu, již preferuje nejvíce. Jednotlivé produkty jsou popsány vybranými atributy, avšak liší se úrovní těchto atributů. Dáváme-li např. respondentovi na výběr mezi cestou do práce autobusem nebo vlakem, můžeme obě alternativy popsat atributy času, pohodlí a ceny. Jedna varianta bude nákladnější a rychlejší (např. vlak), zatímco druhá alternativa bude levnější a pomalejší. Rozhodovací problém, kterému je respondent ve výzkumu vystaven, je tak velmi podobný rozhodovacímu problému na trhu (Hensher, 2005).

## 2.7

### Jak řešit problémy životního prostředí

Jako vhodné řešení k odstranění rozdílů mezi společenskými a soukromými náklady, které jsou způsobeny existencí technologických externalit, navrhuoval Pigou intervence vlády do tržního procesu v podobě zdanění výroby s vedlejšími negativními efekty a poskytování dotací výrobcům, jejichž činnost má

### Hodnota biologické rozmanitosti (Meyerhoff, 2002)

Metoda podmíněného hodnocení byla využita k vyjádření užtku plynoucího z vyšší ochrany biologické rozmanitosti v oblasti biosférické rezervace středního Labe v Německu. Byli dotazováni obyvatelé oblastí povodí Labe, Vezery a Rýna, z toho dvě třetiny dotazovaných již oblast někdy v minulosti navštívili. Vyšší míra ochrany biodiverzity měla být do budoucna realizována pomocí rybích přechodů, odsazením hrází vodních toků nebo změnou způsobů hospodaření v říčních nivách. Z průzkumu vyšlo, že existuje zřetelná poptávka po ochraně biologické rozmanitosti – až polovina respondentů byla ochotna akceptovat navržený poplatek biosférické rezervaci. Průměrná ochota platit činila 14,80 EUR/osoba/rok. Celková ochota platit (konzervativní odhad) byla stanovena na 45–108 mil. EUR (Meyerhoff, 2002).

vedlejší pozitivní efekt.<sup>13</sup> Takto dochází ke korekci tržních cen a následně k nápravě tržních selhání.

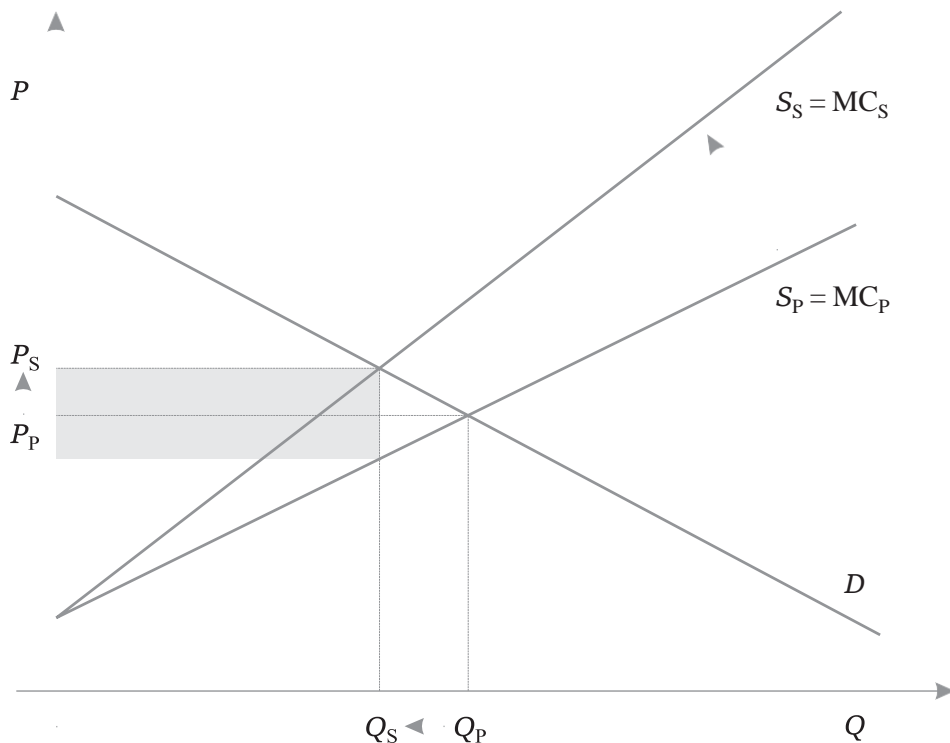
Daň se nazývá **pigouviánskou daní** (*pigouvian tax*) (např. v Pearce a Turner, 1990; Just a kol., 2004). Má být uvalena na jednotku produkce nebo na výrobní faktor právě ve výši mezních externích nákladů při optimální úrovni znečištění (obrázky 12 a 13).

Křivka MNPB představuje mezní čistý soukromý výnos (zisk). Celkový výběr daně je znázorněn zvýrazněnou plochou na obrázku 13.<sup>14</sup> Dle Oatese (Cordato, 1992: 3): „Primárním účelem takových daní je tedy přimět ekonomiku, aby fungovala efektivněji. Prostřednictvím jejich užití můžeme vytvářet daňové systémy, které nejenže budou zajišťovat vládní příjmy, ale ještě pozvednou fungování ekonomiky – vytvoří vyšší výstup.“ Vybrané daně tak nejsou poskytovány subjektům zatíženým negativní externalitou, jsou příjmem veřejných rozpočtů a mají fiskální efekt.

Uvedli jsme, že bez existence číselně vyjádřených informací o poptávce po kvalitě životního prostředí či o rozsahu ekonomické škody ze znehodnocení životního prostředí nelze objektivně stanovit optimální úroveň znečištění. Není

<sup>13</sup> *Pigouovy úvahy o zdanění a dotování sektorů v jeho originální práci zahrnují mimo jiné tento příklad: „Výnosnost soukromých investic do výroby alkoholu je vysoká, protože nejsou zohledněny vysoké společenské náklady spojené s negativními důsledky konzumace alkoholu (např. dodatečné výdaje na policii, kriminalita apod.)“ (Pigou, 1932: 193).*

<sup>14</sup> *Případná dotace v případech pozitivních externalit by byla přiznána podle výše mezních externích přínosů při optimální úrovni znečištění.*



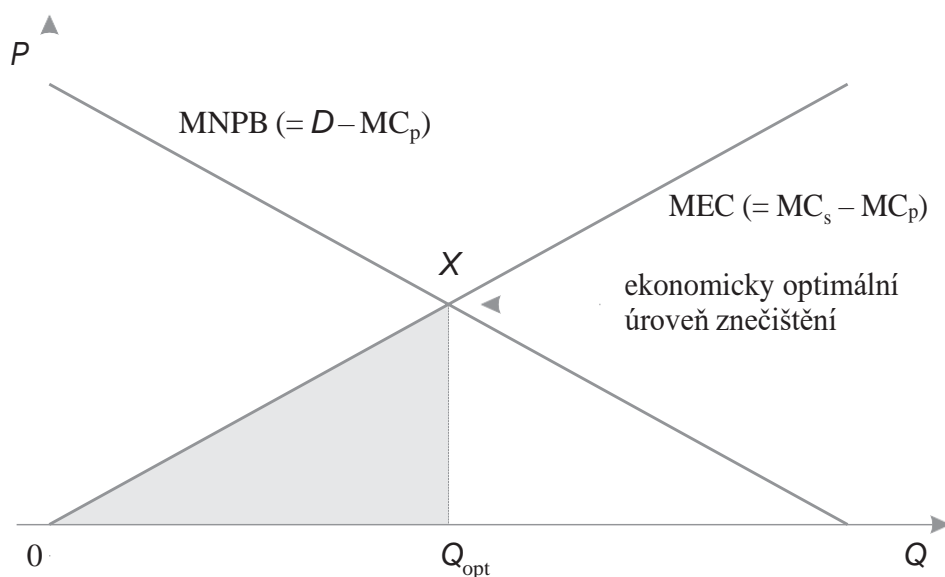
Zdroj: vlastní

Obr. 12: Pigouviánská daň

proto ani možné stanovit výši mezních externích nákladů v bodě optimálního znečištění, a stanovit tak optimální pigouviánskou daň. Baumol a Oates (1971: 43–44) k tomuto problému podotýkají: „Existuje-li alespoň určitá šance odhadnout současnou výši škody [tj. ekonomické škody ze znehodnocení životního prostředí], je mnohem méně pravděpodobné, že se nám podaří určit škodu, která by existovala v optimálním světě, jehož jsme nikdy nezakusili ani nebyli schopni ho kvantitativně popsat . . . Místo toho, abychom se snažili rovnou navrhnout optimální daňovou politiku, mohli bychom stanovit první hrubý odhad souboru daní a dotací v závislosti na současné úrovni čisté škody, resp. čistého užitku. Poté, co by se výstup ekonomiky a úroveň škody přizpůsobily těmto daním, by bylo možné navrhnout další změnu těchto daní v závislosti na nové úrovni škody.“

Podle Baumola a Oatese však postupná konvergence směrem k optimální pigouviánské dani a optimálnímu znečištění životního prostředí není jistá. I kdyby byla, přesto je podle nich nehodnověrné, že by takový iterativní proces mohl nastat – změnou daňových sazeb nelze rychle reagovat na změny výše





Zdroj: Just a kol., 2004; vlastní úpravy

Obr. 13: Pigouviánská daň – alternativní znázornění

těžko spočitatelných mezních nákladů ze znečištění. Proto Baumol a Oates(1971) navrhuji raději postup vytvoření standardů kvality životního prostředí takové zpoplatnění využívání společenských zdrojů (voda, ovzduší), které je ke standardu kvality životního prostředí přiblíží. Pokud např. zavedená úroveň poplatků za vypouštění odpadních vod nesplňuje očekávání správců vodních zdrojů ohledně kvality vody v tocích, je možné poplatky zpřísnit, což bude mít za následek snížení určitého dodatečného množství znečištění, a naopak.

Tento postup umožňuje navrhnout konkrétní opatření environmentální politiky, avšak z pohledu ekonomické teorie se jedná o často kritizovaný nevědecký přístup. Otázkou je, zda jej můžeme ospravedlnit tvrzením, že žádné řešení není ideální a že zkrátka nelze ochranu životního prostředí nechat na volném trhu bez odpovídající regulace (např. Turner a kol., 1994).

Vodítkem environmentální politiky státu je tedy v praktické rovině především to, jakou kvalitu životního prostředí si společnost přeje a jak se toto přání v demokratických systémech promítá do realizovaných regulačních opatření (viz kapitola 8). Jak uzavírá Kolstad (2000: 28): „Normativní otázka, kolik ochrany životního prostředí bychom měli realizovat, je především společenskou a politickou otázkou: Kolik půdy by mělo být vyčleněno pro ochranu ohrožených živočichů a rostlin? Mělo by být krásné údolí zatopeno, abychom získali více elektrické energie a vody pro zavlažování? ... Jedná se o podobné otázky,

jako když se společnost snaží rozhodnout, jakou výši finanční podpory garantovat těm méně šťastným a jak vysokými daněmi zatížit ty bohatší. Stejně jako u mnoha dalších společenských otázek neexistuje ve společnosti jednomyslná shoda na tom, co je nejlepší.“

Environmentální ekonomové se proto v důsledku uvedených problémů při stanovení optimální úrovně znečištění a optimální úrovně daně zaměřují méně na **cíle** environmentální politiky (které zpravidla určují volení či jmenování zástupci společnosti) a více na **nástroje**, pomocí nichž je možné politicky zvolených cílů dosáhnout efektivně, tj. s nejnižšími náklady. Těmito nástroji jsou obvykle tržně orientované nástroje (tzv. ekonomické nástroje) v podobě daní, poplatků, dotací či obchodovatelných povolenek (kapitola 9).

## 2.8 Závěr

Neoklasická environmentální ekonomie jako první představila ucelenou teorii objasňující příčiny poškozování životního prostředí nad určitý, z ekonomického hlediska přípustný rámec. Jejím hlavním přínosem bylo zavedení porovnávání nákladů a užiteků různých variant využívání přírodních statků a v návaznosti na potřebu ocenění neobchodovatelných atributů těchto statků rozvíjení oceňovacích metod. V environmentální politice se zasloužila o rozšíření využívání ekonomických nástrojů regulace.

Přestože environmentální ekonomie byla a je kritizována za své explicitní či implicitní předpoklady, na kterých staví (např. nechybná vláda, exogenně dané instituce apod.), je nadále významným a rozvíjejícím se oborem ekonomie životního prostředí. To dokazují četné vědecké studie aplikující poznatky environmentální ekonomie a zabývající se výpočtem výše externalit, ekonomické hodnoty přírodních statků a jejich atributů nebo širokou škálou praktických aplikací nástrojů environmentální politiky.

## Nová institucionální ekonomie - Ronald Coase

**Nová institucionální ekonomie** (*new institutional economics*) vznikla v 60. letech 20. století. Pro ekonomii životního prostředí je relevantní především její představitel, ekonom **Ronald Coase** a jeho známý článek Problém společenských nákladů (*The Problem of Social Cost*) z roku 1960, který se zabývá řešením externalit vyjednáváním. Myšlenky tohoto článku byly později pro účely neoklasické environmentální ekonomie zredukovány a dále šířeny pod pojmem **Coasův teorém**.

### 3.1

#### Předpoklady a východiska

Klíčovým záměrem stoupenců nové institucionální ekonomie je obohatit neoklasickou ekonomii o fungování institucí, které v realitě často ovlivňují chování spotřebitelů a podmínky fungování trhu. Zastánci tohoto teoretického směru tedy metodologicky vycházejí z neoklasické ekonomie (tj. racionality lidského jednání, tržní rovnováhy v neoklasickém pojetí), pouze modifikují některé její předpoklady – instituce nejsou považovány za neměnné a exogenně dané, neplatí předpoklad, že všechny tržní subjekty mají k dispozici úplné informace (tj. že náklady získávání informací jsou nulové).

Instituce obecně vznikají z potřeby snížit nejistotu a tzv. **transakční náklady** (*transaction costs*) ve společnosti. Transakční náklady se odvíjejí od přirozené vzácnosti informací a jejich nerovnoměrného rozdělení ve společnosti. Jejich výše ovlivňuje schopnost tržních subjektů dospět k dohodě (např. uzavřít smlouvu). Právě transakční náklady jsou hojně využívanou součástí teorie nové institucionální ekonomie pro oblast životního prostředí, neboť jejich výše určuje efektivní způsob uspořádání **vlastnických práv** k využívání přírodních zdrojů.

## 3.2 Základní pojmy

Existuje celá řada definic pojmu **instituce**. V rámci kapitoly budeme tímto výrazem primárně označovat společenská pravidla (či pravidla „hry“), která uspořádávají politické a ekonomické vztahy mezi lidmi (North, 2005). Tzv. interní instituce jsou endogenně vyvíjeny společnostmi. Jedná se např. o kulturu, sociální zvyklosti, tradice. Mají velmi často neformální (nepísanou) podobu a jejich změna probíhá pozvolna v čase. Oproti tomu externí instituce vznikají politickým procesem a jsou formalizovány např. do podoby zákonů.

Od institucí je nezbytné odlišit **organizace**, jež jsou „hierarchickými strukturami vznikajícími a fungujícími na základě existujících institucí“ (Holman, 2001: 336). Organizací je např. firma, úřad či jiná společenská entita fungující v rámci vytvořených pravidel společenské interakce.

**Transakční náklady** lze chápat jako vynaložené zdroje k uskutečnění obchodu nejrůznějších statků. Řadíme k nim náklady na získávání informací, vyjednávání, vytvoření smluvního vztahu, monitoring nebo vymáhání vlastnických práv. Pojem transakčních nákladů zavádí ve svých pracích Coase a vysvětluje jejich pomocí existenci firem (Coase, 1937). Hierarchické řízení firmy podle něj podstatně snižuje transakční náklady výroby a poskytování služeb.

**Coasův teorém** se zabývá vyjednáváním mezi subjekty za podmínek jasně specifikovaných a dobře vynutitelných vlastnických práv, nulových transakčních nákladů a nulového důchodového efektu. Za těchto podmínek je vyjednáváním mezi zainteresovanými subjekty možné vždy dojít ke společensky optimálnímu řešení konfliktů bez ohledu na to, jak byla vlastnická práva na počátku rozdělena (Heikilla, 2000). Nulový důchodový efekt je pouze implicitním předpokladem Coasova teorému, kterým se sám autor přímo nezabývá. Tento předpoklad byl definován až v rámci pozdějšího výkladu Coasových myšlenek.

## 3.3 Jak řešit problémy životního prostředí

Z pohledu neoklasických environmentálních ekonomů spočívá hlavní přínos Coasovy stati (Coase, 1960) v kritice Pigouova systému daní a dotací jako výlučného nástroje pro internalizaci externalit. Coase přijímá většinu předpokladů neoklasické školy a navrhuje alternativní postup založený na prosazování vlastnických práv.<sup>15</sup> Ve světě nulových transakčních nákladů a jasně definovaných vlastnických titulů dojde automaticky k optimalizaci výše znečištění

<sup>15</sup> Tato interpretace Coasova přínosu viz např. Pearce a Turner (1990: 70–74), v češtině viz Jílková (2003: 28).

soukromým vyjednáváním mezi znečišťovatelem a poškozeným. V reálném světě by se mělo jednat o potenciálně efektivnější (levnější) způsob řešení externích efektů než s pomocí vládní regulace v závislosti na výši transakčních nákladů, které jsou s vyjednáváním v daném případě spojeny. Soukromoprávní řešení by mělo být preferováno, pokud jsou transakční náklady vyjednávání mezi zainteresovanými stranami nízké a vlastnická práva jsou jasně vymezena (Pearce a Turner, 1990).

Významná role vlastnických práv při řešení externalit vedla k potřebě definovat podmínky, za kterých lze očekávat funkčnost soukromoprávního mechanismu. Tietenberg (1996: 41) uvádí čtyři následující předpoklady:

- Univerzalita – všechny zdroje jsou v soukromém vlastnictví, všechna práva jsou jasně vymezena.
- Vylučitelnost – všechny náklady a užitky, které vyplývají z vlastnictví konkrétního zdroje, mohou být vztaženy k jeho vlastníkovi (pouze k němu), ať už přímo či nepřímo, pomocí prodeje.
- Převoditelnost – práva je možné převádět z jednoho vlastníka na druhého v rámci dobrovolné směny.
- Vymahatelnost – práva jsou chráněna před nedobrovolným omezením.

V realitě však nemusí být tyto podmínky naplněny.

Dle Coase (1960) platí při zohlednění uvedených předpokladů tzv. **alokační neutralita**, tzn. počáteční rozdělení vlastnických práv (ani jejich realokace rozhodováním např. soudů či vlády) neovlivní konečný důsledek vyjednávání z pohledu celospolečenského výstupu. Neexistují-li dodatečné náklady spojené s vyjednáváním, dosáhne společnost pomocí soukromoprávních dohod vždy efektivního řešení – tj. optimální míry poškození životního prostředí při maximální možné produkci určité kombinace statků a služeb.

Coase (1960: 2–7) ilustruje své tvrzení o alokační neutralitě na příkladu chovatele dobytka a farmáře pěstujícího obilí, kteří hospodaří na sousedních pozemcích, mezi kterými není plot. Zaběhlé kusy ze sousedova stáda působí škody na farmářově úrodě. Zvýšení kusů ve stádě způsobí vyšší škody. Předpokládáme, že roční náklady na stavbu plotu mezi pozemky jsou 9 USD a že cena úrody je 1 USD za tunu obilí. Vzájemnou relaci mezi počtem kusů ve stádě a ztrátami úrody zachycuje následující tabulka.

Je-li chovatel dobytka zodpovědný za škodu, jeho dodatečné roční náklady na zvýšení stáda (z 2 kusů na 3) jsou 3 USD, jelikož ztrátu úrody je povinen kompenzovat. Nebude tedy zvyšovat velikost stáda, pokud je hodnota dodatečně získaného masa nižší než dodatečné náklady, jež obsahují kromě jiného i dodatečnou kompenzaci farmáři. Chovatel také může uvažovat o opatřeních vedoucích ke snížení škod na úrodě svého souseda (např. stavba plotu), ale rovněž porovnává jejich náklady se snížením kompenzací za zničenou úrodu. Jsou-li roční náklady na zřízení plotu a jeho udržování v dobrém stavu 9 USD,

počet kusů	roční ztráty úrody (t)	mezní ztráta úrody na kus (t)
1	1	1
2	3	2
3	6	3
4	10	4

Zdroj: Coase, 1960

Tab. 2: Závislost mezi počtem kusů ve stádě a ztrátou úrody

postaví ho dobytkář, který chce chovat 4 a více kusů dobytka. Je-li plot postaven, mezní ztráta úrody na každý další kus dobytka je nulová. Chová-li dobytkář pouze 1–3 kusy, bude raději platit za zničenou úrodu.

Nemá-li naopak chovatel dobytka stanovenou povinnost kompenzovat škodu, kterou způsobily jeho krávy, může farmáře beztestně poškozovat. Pokud si např. přeje chovat 3 kusy dobytka, farmář je za této situace ochoten platit až 3 USD, bude-li počet kusů dobytka snížen na dva kusy, a až 6 USD, nebude-li dobytkář chovat žádnou krávu.

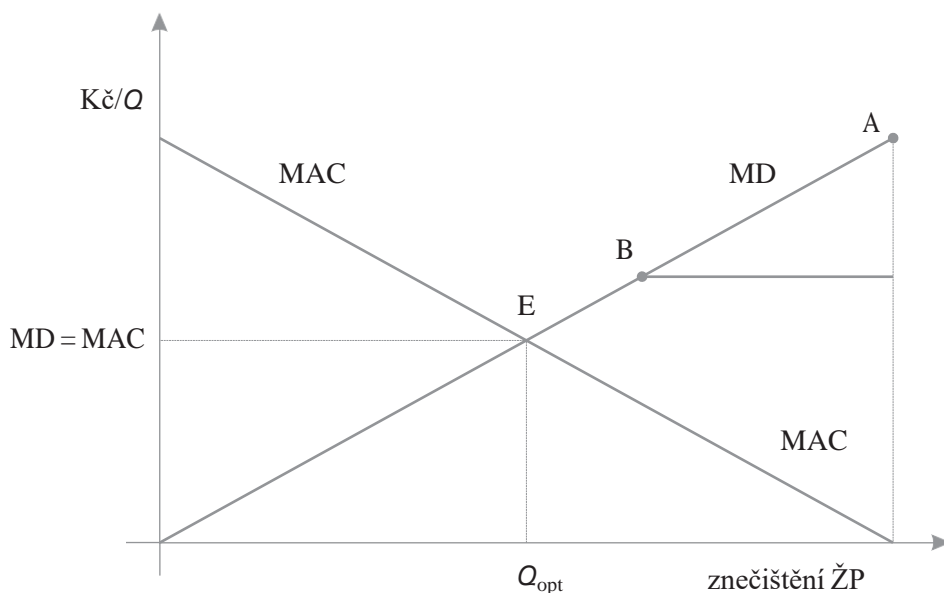
Klíčové je však Coasovo tvrzení, že to, jestli chovatel platí za zničení úrody nebo zda obdrží platbu za snížení kusů ve stádě, nemá vliv na konečnou distribuci vzácných zdrojů ve společnosti a na vytvoření optimální úrovně produkce a poškození životního prostředí. V obou případech jsou 3 USD součástí nákladů na zvětšení stáda na 3 kusy dobytka. Zda bude stádo zvětšeno či nikoli, záleží na **externích tržních podmínkách** (tzn. zejména zisku z do- datečné produkce masa, resp. obilí). Velikost stáda bude nakonec stejná bez ohledu na to, zda je dobytkář zodpovědný za škodu či nikoli.

V ideálním světě nulových transakčních nákladů nezáleží na tom, komu jsou vlastnická práva přiznána. Konečný výsledek vyjednávání je vždy stejný. Pro toto tvrzení se později vžil název **Coasův teorém**.

### 3.4

## Když transakční náklady nejsou nulové

Ronald Coase ve své stati dále odstraňuje předpoklad nulových transakčních nákladů a zabývá se situacemi reálného světa. V prostředí, ve kterém **existují transakční náklady**, se vyjednávání o míře poškození životního prostředí uskuteční pouze tehdy, pokud zvýšení hodnoty celospolečenské produkce převyší



Zdroj: Vejchodská, 2007

Obr. 14: Coasův teorém – výsledek vyjednávání

náklady související s vyjednáváním. To znamená, že počáteční vymezení práv má vliv na efektivnost, s jakou ekonomický systém pracuje. Neplatí alokační neutralita. Jeden systém rozdělení práv může vyústit ve vyšší hodnotu celkové produkce než jiný systém. Otázka zní: Lze nalézt systém ideální?

V případech, kdy náklady určitého vyjednávání na trhu (např. mezi znečišťovatelem a poškozeným) jsou příliš vysoké, je efektivnější nahradit tržní mechanismy **administrativním rozhodováním**. V této části Coasovy analýzy vstupuje do hry vláda, která je schopna ovlivnit užívání přírodních zdrojů svým rozhodováním. Je tudíž schopna snížit vysoké transakční náklady individuálního vyjednávání stanovením jednotných pravidel (např. limitů znečištění) a přispět k řešení problémů, jež by jinak přetrvávaly, neboť zainteresované strany nemohly dospět k dohodě. Coase (1960) však podotýká, že ani vládní administrativa nefunguje bez nákladů a že tímto řešením vzniká nebezpečná tlaku politických skupin sledujících vlastní prospěch. Svůj přístup k úloze vlády a jejím zásahům uzavírá proto Coase takto: „Z těchto úvah vyplývá, že přímé vládní regulace nepřinesou nezbytně lepší výsledky než ponechání problému, aby se vyřešil trhem nebo firmou. Zároveň zde není důvod, pročby za určitých okolností taková vládní administrativní opatření nevedla ke zlepšení ekonomické efektivnosti. Zvláště pravděpodobné by to bylo v případě, kdy je znečišťováním ovzduší zasažena velká skupina lidí, a tudíž náklady

### Grafické znázornění fungování Coasova teorému (Vejschodská, 2007)

Předpokládejme papírnu na horním toku řeky, která vypouští znečištění po proudu, čímž omezuje živnost vlastníka koupaliště na dolním toku. Křivka MD (*marginal damage*) na obrázku 14 znázorňuje mezní škodu ze znečištění, křivka MAC (*marginal abatement costs*) znázorňuje mezní náklady na zamezení znečištění. Nejprve si ukážeme situaci, kdy počáteční rozdělení práv dává papírně oprávnění libovolně znečišťovat řeku. Bez vyjednávání je v zájmu papírny vypouštět maximální množství znečištění (na obrázku bod A), protože pouze tehdy nenese žádné náklady na zamezení znečištění. Pokud existuje možnost vyjednat o výši znečišťování, množství znečištění se změní, je-li vlastník koupaliště ochoten papírnu za snížení znečištění kompenzovat. V zájmu vlastníka koupaliště je kompenzovat papírnu tak, aby kompenzace byla nižší než nárůst výnosů ze vstupného díky sníženému znečištění. To znamená, že je ochotný platit za každou jednotku sníženého znečištění maximálně do výše nákladů, které mu daná jednotka znečištění způsobuje. Papírna je naopak ochotna přijmout kompenzaci pouze v případě, bude-li kompenzována za každou jednotku odstraněného znečištění alespoň ve výši nákladů na nevypuštění této jednotky znečištění do vodního toku.

Optimum nastává v bodě, kde se mezní náklady na zamezení znečištění rovnají mezní škodě ze znečištění (bod E). Bod B není optimální, neboť další snižování znečišťování řeky papírnou je levnější než škoda na výnosech ze vstupného, která může být dalším snižováním znečištění odvrácena. Vlevo od bodu E by naopak náklady dalšího snižování znečištění nebyly kryty dodatečnými výnosy ze vstupného.

Má-li vlastník koupaliště právo na nulové znečištění řeky, papírna nesmí do vody vypouštět žádné znečištění bez jeho souhlasu. Vyjednáváním o znečišťování dospějí obě strany opět do bodu E. Polepší si jak papírna, tak vlastník koupaliště, protože ten dostane větší kompenzaci od papírny, než představuje snížení výnosů ze vstupného.

na zvládnutí problému pomocí trhu nebo pomocí firmy mohou být vysoké.“ (Coase in Šauer a Livingston, 1996: 29)

Tvrzení, že externality související s ochranou životního prostředí je kvůli vysokým transakčním nákladům nutno řešit převážně zdaněním, však nedalo spát Coasovým následovníkům, kteří dále analyzovali úlohu vlastnických práv ve vztahu k výši transakčních nákladů. Jejich snahou bylo ukázat, za jakých



podmínek reálného světa se prosadí řešení konfliktů pomocí soukromoprávních dohod. Např. Harold Demsetz (1967) zkoumá historické evoluce vlastnických práv a tvrdí, že nová práva vzniknou tehdy, když přínosy spojené se vznikem práv převáží náklady, kterým společnost čelí v důsledku existence negativní externality. Za primární funkcí vlastnických práv chápe podporu vyšší míry internalizace externalit (viz rámeček).

#### **Příčiny vzniku vlastnických práv (Demsetz, 1967)**

Demsetz (1967) se ve svém článku zabývá popisem historického vývoje vlastnických práv k půdě u severoamerických indiánů – srovnává situaci volně se pohybujících préríjních kmenů s kanadskými indiány žijícími se zejména prodejem kožešin lesní zvěře, kteří na přelomu 17. a 18. století rozdělili využívané území mezi jednotlivé skupiny lovců. K tomu došlo kvůli rozvoji trhů s kožešinami, v důsledku čehož stoupla cena kůže a zvýšil se tlak na vybíjení kožešinové zvěře. Vymezením práv došlo k eliminaci negativních externalit lovu, které by v konečném důsledku vyústily v tragédii obecní pastviny. Změna institucí však byla uživateli iniciována až v okamžiku, kdy vyšší příjmy z lovu kožešinové zvěře a větší tlak na vyčerpání zdroje obživy vytvořily prostor pro dohodu.

Je rovněž nutno zdůraznit, že různé výsledky dohody mezi znečišťovatelem a poškozeným mají v reálném světě rozdílné dopady na rozpočty zúčastněných stran. Počáteční alokace práv ovlivňuje ochotu poškozeného a subjektu působícího újmu kompenzovat druhou stranu. Neplatí implicitní předpoklad nulových efektů bohatství.

### **3.5**

#### **Reciprocita externalit**

Kromě alokační neutrality a úvahy o nákladech fungování trhu versus vlády přináší Coase v úvodu své stati ještě třetí významnou myšlenku – hovoří o reciproční podstatě externích efektů: „Tradiční pohled na problematiku externalit vylučuje možnost variantního řešení konkrétní situace. Jelikož problém je interpretován tak, že subjekt A poškozuje subjekt B, logicky se hledá odpověď na otázku: **Jak postihnout A?** To je nesprávné, jelikož se velmi často pohybujeme v oblasti problémů, které mají reciproční podstatu. Zamezení negativního vlivu, který ohrožuje subjekt B, zpětně poškodí subjekt A. Správná otázka by

tedy měla být formulována v tomto znění: **Mělo by být subjektu A dovoleno poškodit B, nebo by subjektu B mělo být dovoleno poškodit A?** Je tedy nutno stanovit, která z variant vyústí v zamezení společensky negativnějšího jevu.“ (Coase, 1960: 1)

Kdo však rozhoduje o tom, zda má právo přiklonit se na stranu poškozovatele či poškozeného? Ve světě nulových transakčních nákladů není odpověď na tuto otázku důležitá a situace je automaticky vyřešena prostřednictvím působení tržních cen na výsledek vyjednávání. Má-li pro společnost vyšší hodnotu dodatečná produkce masa, dojde v konečném důsledku k ničení úrody dobytkařem. Pokud bude mít vyšší hodnotu zničené obilí, bude chov dobytka omezen. V reálném světě kladných transakčních nákladů však čelíme problému správného vymezení vlastnických práv, takže ačkoli by zákon měl logicky hájit práva poškozeného pěstitele plodin, který utrpěl újmu, mohlo by se stát, že hodnota snížené produkce masa by mohla převýšit hodnotu zvýšené produkce obilí. V takovém případě by však podle Coase apriorní hájení zájmu farmáře přineslo v konečném součtu snížení společenského blahobytu v neoklasickém pojetí (bylo by produkováno příliš mnoho obilí a příliš málo masa).

Rozpracování této myšlenky obsahují práce amerického právního teoretika a soudce Richarda Posnera, který zdůrazňoval roli soudců při řešení sporů týkajících se kolize vlastnických práv, jako je tomu v uvedeném příkladu dobytkaře a pěstitele obilí. Posner uvádí: „Neexistuje žádný princip, na jehož základě by mohly být spory vyřešeny... Soudce musí v reálném světě existujících transakčních nákladů hrát roli maximalizátora společenské efektivity – manipulovat vlastnickými právy (přisuzovat odpovědnost za škodu) ve jménu ekonomického optima takovým způsobem, jaký by nastal v případě, kdyby transakční náklady neexistovaly.“ (Posner in Šíma, 2004: 37)

V tomto pojetí se soudci při svém rozhodování nemají orientovat podle principů obecné spravedlnosti, ale podle společenských nákladů a přínosů různých variant realokace vlastnických práv. Pro tento přístup k tvorbě vlastnických práv se používá označení **efektivní teorie práv** (Šíma, 2004).

### 3.6 Závěr

Záměrem nového institucionálního ekonomy Ronalda Coase bylo vyvrátit tvrzení neoklasické environmentální ekonomie o výlučném vládním řešení internalizace externalit. Při stanovených předpokladech fungování modelového světa se ukázalo, že externality lze optimalizovat přímým vyjednáváním mezi zainteresovanými subjekty.

V ekonomii životního prostředí otevřela Coasova polemika prostor pro okrajové diskuse o vlivu institucí (konkrétně vlastnických práv) na alokaci přírodních zdrojů. Problematika však nebyla environmentálními ekonomy ve větším rozsahu rozpracována. Jelikož většinu problémů v ochraně životního prostředí provází nejasné vymezení vlastnických titulů a vysoké transakční náklady spojené s potenciální dohodou zainteresovaných stran, bylo řešení v podobě pigouviánských plateb i nadále považováno za preferovaný nástroj reálné environmentální politiky.



## Ekologická ekonomie

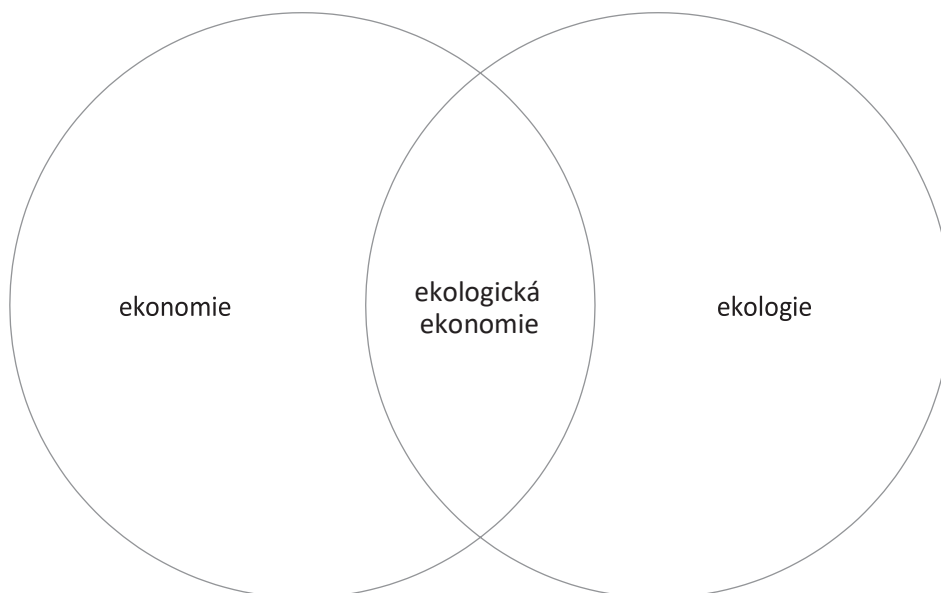
V 70. letech 20. století se jako silná kritická alternativa vůči neoklasické environmentální ekonomii zformoval směr nazývaný **ekologická ekonomie** (*ecological economics* nebo také *green economics*). Za zakladatele tohoto směru jsou považováni ekonom a filozof Kenneth Boulding, ekonom Herman Dalya přírodovědec Robert Costanza.

### 4.1

#### Předpoklady a východiska

Ekologická ekonomie studuje interakci mezi lidskou společností (ekonomikou) a ekosystémy. Stojí tak na pomezí společenské vědy ekonomie, která zkoumá lidské jednání a způsoby, jakými lidé dosahují uspokojení svých potřeb, a přírodní vědy ekologie zkoumající vzájemné vztahy mezi organismy a jejich živým i neživým prostředím. Ekologická ekonomie se pak zabývá studiem lidské společnosti jako nedílné součásti životního prostředí, jež ji obklopuje (Common a Stagl, 2005). Jelikož člověk sám o sobě je živočišný druh, chá-pou někteří ekologičtí ekonomové ekonomii jako podmnožinu ekologie, jež se zabývá živočišnými druhy obecně (Van den Bergh, 2000). Na druhé straně však lidé představují specifický živočišný druh odlišující se zejména mírousociální interakce a mírou ekonomické aktivity, což je dnes radikálně odlišuje od ostatních živočišných druhů. Takže, jak uvádějí např. Common a Stagl (2005: 1): „... spíše než jednu podmnožinu chápat jako podmnožinu druhé, je vhodnější na ekologii a ekonomii nahlížet jako na vědní disciplíny, jejichž předmět zkoumání se prolíná.“ Tento vztah graficky znázorňuje obrázek 15.

Není možné, aby se lidská společnost obešla bez výměny materiálu a energií se svým životním prostředím, tj. bez interakcí s přírodou. Po většinu lidské historie však tyto interakce s výjimkou lokálních dopadů zásadně neovlivňovaly fungování životního prostředí. V posledních stoletích se situace změnila a lidé jsou podle ekologických ekonomů schopni svou aktivitou významně měnit kvalitu ekosystémů v národním i globálním kontextu. Jelikož je životní prostředí propojeným systémem, tyto změny se zpětně odrážejí na kvalitě služeb, jež si lidská společnost od svého prostředí žádá (Common a Stagl, 2005). Např. znečištění vodních toků a nižší hladina podzemní vody způsobují vyšší



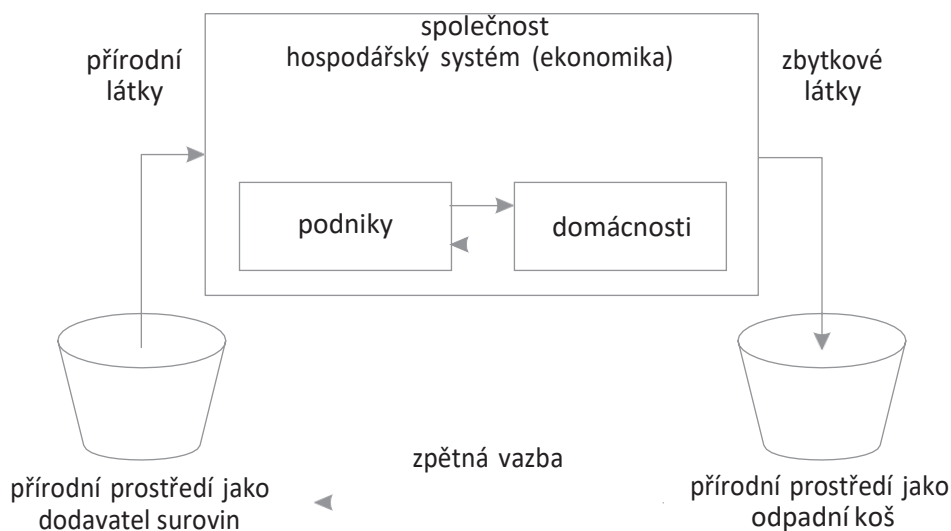
Zdroj: Common a Stagl, 2005

Obr. 15: Pozice ekologické ekonomie

náklady výroby pitné vody, ale také negativně působí na říční ekosystémy, mokřady apod. Následně mohou být ohroženy např. zdroje obživy pro člověka úbytkem stavů ryb nebo zhoršenými vláhovými podmínkami v zemědělství. Stav ekosystémů tedy určuje limity fyzického růstu lidské společnosti (Van den Bergh, 2000).

Ekologičtí ekonomové nahlíží na životní prostředí jako na dynamický systém, jenž je navzájem silně provázaný s hospodářským systémem. Kritizují skutečnost, že environmentální ekonomové se vazbami mezi lidskou společností a jejím živým a neživým prostředím sice zabývají, ale nepovažují pochopení těchto vazeb za klíčovou část svých zkoumání. Ekologičtí ekonomové naopak považují tyto vazby za zásadní. Výchozím bodem jejich analýzy je skutečnost, že konkrétní ekonomická aktivita se vždy odehrává v rámci určitého životního prostředí (Common a Stagl, 2005).

Ekologická ekonomie kriticky reaguje na metodu zkoumání a závěry neoklasické environmentální ekonomie vycházející z ekonomického optima poškozování životního prostředí, jež je závislé na preferencích lidí. Vnímají tak environmentální ekonomii jako vědu, jejímž normativním kritériem, podle kterého se vše řídí, je právě vyhovění individuálním preferencím. Přestože ekologičtí ekonomové ve své analýze preference lidí neignorují, nepovažují je za nedotknutelné a směřodatné pro určení optimální míry poškození životního



Zdroj: Jílková, 2003; vlastní úpravy

Obr. 16: Propojení lidské společnosti a ekosystémů

prostředí. Naopak považují za důležité vychovávat člověka tak, aby ve svých preferencích více zohledňoval ochranu životní prostředí (Common a Stagl, 2005).

Ekologická ekonomie vychází z **ekocentrické etiky** (ekocentrismu), v důsledku které dochází k akceptaci jiných než subjektivních (lidských) hodnot, a sice neužitných hodnot komplexních ekosystémů. V ekocentrické etice je správné to, co podporuje funkčnost ekosystémů. Tuto **vnitřní hodnotu přírody** však není ekologická ekonomie schopna nijak vyčíslit v peněžních jednotkách.<sup>16</sup> Etickým požadavkem vyplývajícím z tohoto postoje je pak ekologická udržitelnost a udržitelný rozvoj lidské společnosti, v rámci kterých je zachování celku důležitější než blahobyt jednotlivce (Van den Bergh, 1996). Normativním kritériem analýzy ekologických ekonomů je pak požadavek na udržitelný rozvoj společnosti (Common a Stagl, 2005).

Ani ekologická ekonomie se neubrání potřebě určitého, byť často nefinančního ohodnocování přírody. Hodnocení ekosystému se však nezakládá na preferencích společnosti, ale na jeho úloze v přírodě v globálním měřítku. Používá např. bodové škály k posouzení, který ekosystém je vzácnější nebo

<sup>16</sup> Podle ekologických ekonomů je vnitřní hodnota nevyčíslitelná (Van den Bergh, 1996).

z ekologického hlediska cennější. Příkladem takového postupu je tzv. **hesenská metoda** hodnotící ekologickou hodnotu určitého území (Seják a kol., 2003).<sup>17</sup>

## 4.2 Základní pojmy

Ekologická ekonomie je označována jako **transdisciplinární** věda. To znamená, že nedochází pouze k nahlížení problémů optikou ekologů a ekonomů, ale že se skupiny vědců různého zaměření snaží vyvinout společný metodologický aparát. Výzkum může zahrnovat (a v ideálním případě také zahrnuje) klíčové zainteresované strany, dotčené řešeným problémem v praxi (např. místní obyvatelé).

### Multidisciplinarita, interdisciplinarita a transdisciplinarita (Commona Stagl, 2005)

Multidisciplinární výzkum usiluje o analýzu problému z pozice různých vědeckých disciplín. Výsledky analýz jsou propojovány, což umožňuje lepší pochopení kauzálních souvislostí v rámci studované situace.

Oproti tomu interdisciplinární výzkum zahrnuje vytváření společného metodologického aparátu napříč vědeckými disciplínami, včetně společného definování problémů, konceptů a nástrojů.

Transdisciplinární výzkum je nadstavbou interdisciplinárního, ale kromě vědeckých postupů je otevřen názorům a postojům různých stran zainteresovaných na řešení konkrétního problému.

Uvedené pojmy jsou používány různými vědci v různých kontextech. Zejména interdisciplinarita a transdisciplinarita bývají často významově zaměňovány (další diskuse Huutoniemi a kol., 2010).

Z oboru ekologie přebírají ekologičtí ekonomové teorii **únosné kapacity prostředí** (*carrying capacity*). Ta udává počet jedinců určitého živočišného druhu, který je jejich životní prostředí schopno bez problémů pojmout. Je-li

<sup>17</sup> *Metoda je používaná v německém Hesensku k vyčíslení náhrad škod za újmu na biotopech (OECD, 2002). Metoda oceňuje relativní hodnotu jednotlivých biotopů pomocí bodů na základě vybraných kritérií, k nimž patří ekologická kvalita biotopu (zralost, přirozenost, diverzita struktur, diverzita druhů) a jeho vzácnost (vzácnost biotopu, vzácnost druhů biotopu, zranitelnost biotopu a ohrožení množství a kvality biotopu). Hesenská metoda následně převádí body na peníze pomocí průměrných nákladů na obnovení přírodních struktur (Seják a kol., 2003).*



populace méně početná, než je únosná kapacita jejího prostředí, má tendenci se množit. Naopak při přemnožení dochází k poklesu počtu jedinců, protože tolik jich jejich životní prostředí již nemůže uživit. Riziko vyplývající z této teorie ilustruje příklad s ampulkou plnou potravy, do které je zanesena buňka bakterie (Block, 2007: 308): „Buňka se každou minutu rozdělí ve dvě. Na konci první minuty existují tedy dvě buňky, na konci druhé minuty čtyři buňky a tak dále, až je po 60 minutách ampulka plná bakteriálních buněk a všechno jídlo je pryč . . . Při exponenciálním růstu je ampulka v 58. minutě zaplněna bakteriemi z 25 %, v 59. minutě z poloviny a v 60. minutě je celá plná bakterií.“ Otázkou je, nakolik je tento laboratorní pokus analogický s vývojem lidské populace v kolikáté „minutě“ se lidská společnost z pohledu různých vědců nachází.

Ekologická ekonomie dále přebírá z ekologie koncept **ekologické stability ekosystémů**, který udává schopnost ekosystému udržet si či v určitém čase obnovit své hlavní charakteristické znaky při narušení. Schopnost ekosystému vracet se k původnímu charakteru po narušení se nazývá **resilience** (*resilience*) (Míchal, 1992). Ekosystém může být vůči určitému typu narušení odolnější než vůči jinému (např. je schopný snášet dlouhá období sucha, ale ne konkrétní typ znečištění), případně může být odolný pouze do určité úrovně narušení, následně svou resilienci ztrácí (Common a Stagl, 2005). Není-li ekosystém schopný se vrátit ke svému původnímu charakteru (měřeno délkou lidského života), je narušení nevratné. Z důvodu nevratnosti poškození životního prostředí se ekologická ekonomie staví k zásahům do životního prostředí velmi opatrně (Kotíková, 2006).

Z historie ekonomického myšlení přebírají ekolozi ekonomové zejména **populační teorii** Thomase Malthuse z konce 18. století. Teorie predikovala radikální pokles životní úrovně lidí na hranici prostého přežití v okamžiku, kdy exponenciální populační růst narazí na možnosti zvyšování zemědělské produkce (Malthus, 1798). Kvalitní zemědělská půda byla považována za hlavní limit růstu populace. Kvůli obdělávání stále méně kvalitní půdy byl predikován pokles výnosů ze zemědělství, který by nebyl schopen zabezpečit potřeby rostoucí lidské společnosti. Následovníci klasického ekonomy Adama Smitha (zejména Malthus a Ricardo) tak vyjadřovali skepsi nad automatickou schopností ekonomiky (a lidské civilizace obecně) udržet v dlouhém období prosperitu ztotožňovanou s veličinou ekonomického růstu. Tvrdili, že ekonomický růst je pouze přechodná fáze mezi dvěma obdobími rovnováhy a analyzovali stacionární stav ekonomiky, ve kterém dojde k vyčerpání potenciálu dalšího růstu a ekonomika se zastaví.<sup>18</sup>

<sup>18</sup> Ricardo ve svém komplexním ekonomickém modelu také upozorňoval na skutečnost, že ekonomika nemůže růst donekonečna kvůli vzácnosti přírodních zdrojů. Ale jeho závěry nejsou tak pesimistické jako Malthusovy. Zaváděním nových technologií do zemědělství může stacionární stav ekonomiky oddálit. Nárůst populace proto nemusí nutně vyústit v bídu a hladomor (Ricardo, 1988).

Kritiku ekonomického růstu jako první z novodobých autorů přináší Boulding (1966), který přirovnává budoucnost člověka na Zemi k situaci ve vesmírné lodi, jež má pouze omezené zásoby zdrojů pro zachování své existence. Spějeme z otevřeného systému hojnosti a možností nekonečného čerpání surovin k uzavřenému systému (v takovém systému výstupy všech jeho částí souvisejí se vstupy), kde je potřeba minimalizovat produkci a spotřebu a pečovat o zásoby kapitálu. Boulding tím položil základy klíčového pojetí ekologické ekonomie, kterým je udržitelnost čerpání přírodních zdrojů a udržitelný rozvoj lidské společnosti. **Udržitelnost** (*sustainability*) může být definována jako „zachování schopnosti propojeného socio-ekologického systému kontinuálně uspokojovat potřeby lidí až do daleké budoucnosti“ (Common a Stagl, 2005: 16). Podle definice OSN je pak „udržitelným rozvojem takový rozvoj, který zajistí potřeby současných generací, aniž by to omezovalo uspokojování potřeb generací příštích“ (United Nations, 1987). Tato definice může mít různý výklad. Ekologičtí ekonomové se hlásí ke konceptu tzv. **silné udržitelnosti** (*strong sustainability*), kde funkce přírody (zahrnující i funkci zásobárny přírodních statků) jsou nenahraditelné a jejich substituce jinými formami kapitálu není možná (Common a Stagl, 2005). Hospodářská politika proto musí brát v úvahu tuto výjimečnost ekosystémových služeb, docenit ji a chránit. Tento koncept prosazovali zejména Herman Daly a Nicholas Georgescu-Roegen. Ekologičtí ekonomové nesouhlasí s konceptem tzv. **slabé udržitelnosti** (*weak sustainability*) neoklasické ekonomie, který vychází ze substituovatelnosti jakéhokoli kapitálu jiným druhem kapitálu a jedinou jeho podmínkou udržitelnosti je zachování celkového množství všech druhů kapitálu (sumy přírodního, lidského a fyzického kapitálu) alespoň na konstantní úrovni. Konceptu udržitelného rozvoje a různým pojetím udržitelnosti věnujeme kapitulu 8. 2.

### 4.3

## Příčiny poškozování životního prostředí

Příčiny poškozování životního prostředí spatřuje ekologická ekonomie v individuálně orientovaném jednání člověka a v jeho autoritativním přístupu k přírodě. S využitím neoklasické terminologie existuje v rámci ekologické ekonomie přesvědčení, že ani dokonale konkurenční trh nemusí být schopný přírodu dostatečně chránit. Alokace zdrojů na dokonale konkurenčních trzích je totiž odvozena od individuálních lidských preferencí, které nemusí dostatečně zohledňovat hodnoty ekosystémů. Přírodní zdroje proto nelze s využitím tohoto mechanismu vhodně alokovat ani v rámci současné generace, natož zajistit jejich uspokojivou mezigenerační alokaci (Van den Bergh, 1996).

V případě opomenutí ekocentrické etiky, která nemusí být individuálními preferencemi spotřebitelů reflektována, tedy nelze docílit vhodné úrovně ochrany životního prostředí – tato ochrana je realizována na mnohem nižší než udržitelné úrovni. Průnik optima z pohledu environmentální a ekologické ekonomie by byl možný jen za předpokladu, že by hodnoty společnosti byly silně orientovány směrem k ochraně životního prostředí a lidé by v rámci svých individuálních preferencí významně zohledňovali faktory nejistoty a nevratnost změn. Empirická pozorování však ukazují, že lidé si začínají vážit přírody až ve chvíli, kdy se stává vzácnou. Z pohledu ekologických ekonomů je potom již příliš pozdě na zavádění nějakých ochranných opatření. V rámci analýz je proto kromě mechanismů efektivní alokace nutné klást důraz na rovnost v přístupu k přírodním zdrojům (v rámci současné generace i mezigeneračně) a zabývat se přizpůsobením rozsahu ekonomických aktivit možnostem ekosystémů, na nichž tyto aktivity závisí (Daly a Farley, 2004).

Na makroekonomické úrovni ekologičtí ekonomové kritizují podřízení národohospodářských politik indikátoru **ekonomického růstu** (*economic growth*). Zdůrazňují, že ani kontinuální ekonomický růst (jehož možnost existence zpochybňují) nezaručuje zlepšení kvality života, tj. skutečný **rozvoj** (*development*). Navíc ekonomický růst může mít rozsáhlé negativní dopady na životní prostředí, které nejsou do výpočtu tohoto indikátoru zahrnuty. Podpora růstu tedy snadno může znamenat žití společnosti na environmentální dluh a je jen otázkou času, kdy bude nutné jej začít splácet (Costanza, 1989).

Můžeme shrnout, že ekologická ekonomie nevidí příčiny poškozování životního prostředí pouze v tržních selháních, ale v celkové dominanci ekonomického paradigmatu ve společnosti na mikro i makroúrovni. Toto paradigma podceňuje skutečný význam ekosystémů pro lidskou společnost a podporuje neudržitelné individuální jednání se všemi jeho současnými i budoucími environmentálními důsledky.

## 4.4

### Jak řešit problémy životního prostředí

Ekologická ekonomie se v tradičním pojetí svých zakladatelů explicitně nezabývá existencí vládních selhání, a proto při ochraně životního prostředí spoléhá velkou měrou právě na environmentální politiku státu. Ta má sloužit regulaci ekonomických aktivit v takové míře, aby bylo dosaženo udržitelného čerpání přírodních zdrojů, a to jak na úrovni spotřebitelů a firem (motivace, resp. donucení lidí a firem k šetrnému chování), tak na úrovni státní při rozhodování o alokaci státem spravovaných zdrojů. Preferovanými nástroji ekologické politiky jsou nástroje přímé regulace (zákazy, příkazy, kvóty aj.).

Pro stanovení politických cílů je klíčové nejprve nalézt maximální možnou míru užívání životního prostředí člověkem. Zde se ekologická ekonomie plně spoléhá na přírodní vědy. Nejznámější podobou tohoto úsilí jsou studie stanovující **limity ekonomického růstu**, které na základě projekcí populačního růstu a míry čerpání neobnovitelných přírodních zdrojů modelují dostupnost zdrojů v budoucích desetiletích (např. Meadows a kol., 1972). V návaznosti na ekologické limity jsou s využitím poznatků ekonomie hledány účinné a nákladově efektivní nástroje k jejich dosažení. Cílem je naplánovat cesty k dosažení udržitelného rozvoje lidské společnosti v pojetí silné udržitelnosti.

V rámci politik usilujících o dosažení udržitelného rozvoje je nutno vyvažovat tři základní pilíře:

- ekonomický (lidské aktivity – výroba, spotřeba);
- environmentální (míra využívání přírodních zdrojů);
- sociální (stav a rozvoj lidské společnosti).

Costanza a Daly (1992) navrhli minimální požadavky na udržitelný rozvoj pro environmentální pilíř následovně:

- obnovitelné zdroje je nutno čerpat maximálně do úrovně jejich obnovy;
- u čerpání neobnovitelných zdrojů investovat výnosy z těžby do obnovitelného přírodního kapitálu.

K propracovanějším doporučením ekologické ekonomie, jež se týkají ekonomického pilíře, patří např. požadavek dosažení **rovnovážného stavu ekonomiky** (*steady state economy*). Tento stav je definován jako „hospodářství s konstantní úrovní populace a výrobků, jež jsou udržovány na určitém, dostatečné úrovni . . . s pomocí minimálních možných toků materiálu a energie od výroby po spotřebu“ (Daly, 1991: 17). Vyjádřeno indikátorem HDP, jedná se o situaci nulového růstu nebo mírných fluktuací kolem nuly, kdy regulace směřuje k zajištění stabilní úrovně populace a využívání (přírodních) zdrojů na úrovni odpovídající míře jejich obnovy. V této situaci nejsou překračovány únosné kapacity ekosystémů, jedná se o udržitelný stav.

Konkrétními hospodářsko-politickými opatřeními pro dosažení rovnovážného stavu ekonomiky je potom udržování míry porodnosti na úrovni odpovídající prosté reprodukci (např. pomocí kvót), omezení čerpání přírodních zdrojů na udržitelnou úroveň (s využitím kvót a zdanění), zvýšení podílu chráněných území apod. (Daly, 2009). Řada těchto opatření vzbuzuje silné emoce mezi odpůrci státních zásahů do ekonomiky (např. Kasun, 2005).

Pro hodnocení úspěšnosti politik ve vztahu k obecně definovanému udržitelnému rozvoji je však nutno sledovat konkrétní indikátory, tj. provést určitou míru kvantifikace v rámci tří uvedených pilířů, aby bylo zřejmé, kolik, čeho a proč považujeme za udržitelné. Jelikož je udržitelný rozvoj komplexním jevem, je zajištění této měřitelnosti obtížné a dodnes neexistuje jednoznačná

shoda, jak k takovému hodnocení přistupovat (Pollermann, 2007). Problematice se obsáhleji věnuje Louda (2012).

## 4.5 Závěr

Ekologická ekonomie nabídla významně odlišný výklad příčin environmentálních problémů ve srovnání s neoklasickou environmentální ekonomikou. Jejím hlavním cílem bylo objasnit neudržitelnost neoklasických řešení a nabídnout alternativní společenskovední pohled na ochranu životního prostředí.

Hlavní přínos ekologické ekonomie lze spatřovat v definování a rozvinutí normativních konceptů, jako je udržitelný rozvoj a limity ekonomického růstu, které byly následně politicky využity. Za určitou slabinu můžeme naopak považovat prosazování významu přírodních věd, jimi využívaných analytických postupů a výhradní spoléhání na arbitrární, expertními posudky podložené rozhodování o environmentální politice, jež je patrné zejména v dílech zakladatelů tohoto směru.



## Institucionální ekologická ekonomie

Od konce 80. let 20. století navázala na východiska ekologické ekonomie nová generace vědců zdůrazňující význam institucí pro správu přírodních zdrojů. Ačkoli se může na první pohled zdát, že se jedná o stejný posun jako v případě nové institucionální ekonomie, analýza institucí vychází z jiných metodologických základů (odmítání neoklasické metodologie, vazba na tradiční americký institucionalismus), kterými se zabýváme dále. Hlavními představiteli jsou např. Dan Bromley, Oran Young, Arild Vatn, Jouni Paavola a další. Silnou inspirací pro práci těchto vědců je výzkum americké profesorky politologie Elinor Ostrom.

Je nutné podotknout, že skupina institucionálních ekologických ekonomů není homogenní a že i její terminologické ukotvení se postupně utváří. Kromě názvu **institucionální ekologická ekonomie** (*institutional ecological economics*) (Paavola a Adger, 2005) se také samotní tito vědci označují za představitele nového institucionalismu (*new institutionalism*) (Young, 2002) nebo nového institucionálního přístupu ke spravování přírodních zdrojů (*new institutional approach to environmental governance*) (Paavola, 2007). Jedná se však o jiný přístup k problémům znehodnocování životního prostředí než v případě tradiční ekologické ekonomie nebo nové institucionální ekonomie. Proto považujeme za nutné jednotlivé myšlenkové směry rozlišovat.

### 5.1

#### Předpoklady a východiska

**Institucionální ekologická ekonomie** je definována jako „empirický směr, který se zaměřuje na aktuálně využívaná pravidla hry . . . jeho cílem je porozumět skutečné roli, kterou hrají instituce jako determinanty výstupů interaktivního lidského jednání“ (Young, 2002: 4–5).

Po vzoru ekologické ekonomie vychází ze silného provázání lidské společnosti s ekosystémy. Pro tyto účely definuje jako základní jednotku zkoumání tzv. **socio-ekologický systém** (SES), v rámci kterého existují komplexní vztahy mezi částí „socio“ a částí „eko“ (Folke a kol., 2007). Je zdůrazňována závislost lidí na kapacitě ekosystému poskytovat určitou úroveň služeb a vliv ekologické zpětné vazby na rozvoj společnosti. Zkoumá se, jak jsou lidmi

vytvořené instituce schopny přizpůsobit se ekosystémové dynamice tak, aby se dlouhodobě dosahovalo rovnováhy mezi evolucí společnosti a ekosystémů (Paavola a Adger, 2005).<sup>19</sup> Průvodním znakem institucionální ekologické ekonomie je rovněž důraz na transdisciplinární (resp. interdisciplinární) zkoumání problémů – výrazněji se kromě již dříve zahrnutých vědních disciplín prosazují poznatky politologie.

Z ekonomického myšlení navazují autoři na **tradiční americký institucionální** Thorsteina Veblena a Johna Commonse, v rámci kterého je člověk nahlížen jako bytost silně společensky determinovaná existujícími institucemi formujícími jednotlivce a jejich hodnotové škály. Dle Vatna (2005a: 57) jsou jednotlivci „produktem institucí společnosti, ve které byli vychováni nebo ve které žijí. Instituce ovlivňují jak jejich cíle, tak očekávání . . . příroda i společenské vztahy získávají svůj význam, jsou vysvětlovány pomocí společensky vytvořených konceptů“.

V závislosti na této inspiraci je metodologií institucionální ekologické ekonomie tzv. **metodologický institucionalismus**. V rámci individualistické pozice, kterou můžeme najít např. u neoklasické ekonomie, jsou všechny společenské jevy vysvětlovány pomocí jednání jednotlivců. Naproti tomu metodologický institucionalismus připouští, že „společenské jevy existují nezávisle na jednotlivcích“ (Vatn, 2005a: 54). Tento způsob nazírání se více blíží metodologickému kolektivismu tradičního amerického institucionalismu. Podle Vatna (2005a) je nutné oba krajní přístupy (individualismus a kolektivismus) kombinovat, pochopit jednání jednotlivců i roli existujících společenských struktur. Jednotlivci vytvářejí instituce, ty se stávají součástí jejich prostředí (objektivizují se) a zpětně na jednotlivce působí. Cílem metodologického institucionalismu je zachytit a propojit zkoumání obou jevů.

Autoři v rámci tohoto směru využívají **empiricko-induktivní metodu** zkoumání environmentálních problémů, v rámci které leží těžiště poznání v pozorování reálného světa, nikoli v teoretických předpokladech a modelech na nich vystavěných.

<sup>19</sup> Je nutno podotknout, že ekosystémy se vyvíjejí a mění jednak samovolně (horizont těchto změn ovšem významně přesahuje délku lidského života), jednak pod tlakem lidských zásahů, tj. z důvodu odebrání či vnášení látek a energií. Této lidmi způsobené ekosystémové dynamice se následně musí lidská společnost zpětně přizpůsobovat.



## 5.2 Definice pojmů

Termín **instituce** vymezujeme v rámci kapitoly obdobně jako v případě nové institucionální ekonomie, tj. jako interně či externě vytvářená pravidla ovlivňující společenské vztahy. Např. Veblen (1899: 190–191) uvádí, že instituce jsou „ustálené vzory myšlení a chování společné pro většinu lidí“. Rozdíl tedy není ani tak v definici samotných institucí, ale v chápání jejich vlivu na postoje jednotlivců a utváření jejich hodnot – zatímco nová institucionální ekonomie považuje instituce za externí faktor ekonomické analýzy a pohlíží na ně především jako na nástroj snižování transakčních nákladů, tradiční institutionalismus je chápe jako endogenní, ovlivňující jednání jednotlivců a jejich hodnotové škály.

Významným prvkem institucionální ekologické ekonomie je nahlížení přírodních zdrojů jako kolektivních, nikoli veřejných statků. **Kolektivní statky** (*common-pool resources*) jsou definovány jako přírodní nebo člověkem vytvořené zdroje, jejichž spotřeba je rivalitní a vylučitelnost je s pomocí existujících technických možností nebo institucionálních podmínek nákladná (Ostrom a kol., 1999).<sup>20</sup> Tomuto vymezení odpovídají zejména jasně ohraničené zdroje menšího rozsahu, např. lesní ekosystémy, jezera, oblasti hydrologických povodí, zavlažovací systémy apod. Toky užitků z těchto kolektivních statků jsou jasně oddělitelné a mohou být individuálně vlastněny (např. ryby vylovené z jezera).<sup>21</sup> Ambicí institucionálních ekologických ekonomů však není nalézt univerzální řešení environmentálních problémů v souvislosti se všemi přírodními zdroji (viz dále). Připouštějí možnost, že jejich závěry a doporučení jsou primárně využitelné pouze pro určité typy socio-ekologických systémů.

Důraz institucionální ekologické ekonomie na praktické fungování institucí přesouvá pozornost od čisté podoby vlastnických práv k širší kategorii – k **režimům správy přírodních zdrojů**. Ty zahrnují jak vlastnická práva, tak různá pravidla užívání týkající se přístupu, managementu, čerpání toků užitků apod. Právě tato pravidla užívání určují skutečnou funkčnost institucionálního rámce (ve vztahu k udržitelnému užívání zdrojů), a to bez ohledu na typ vlastnictví (Ostrom, 2010).

<sup>20</sup> V kapitole 2 používali neoklasičtí environmentalní ekonomové prototyp statku označením *šíšené statky*.

<sup>21</sup> Kolektivní statky bývají často zaměňovány s komunitním vlastnictvím, pravděpodobně v důsledku podobnosti výrazů kolektivní (*common-pool*, *commons*) a komunitní (*communal*). Proto zdůrazňujeme, že první pojem postihuje určité objektivní vlastnosti určité skupiny statků (stejně jako v případě veřejných statků), zatímco druhý označuje typ vlastnictví (tj. formu institucionálního uspořádání vytvořenou lidmi).

Institucionální ekologičtí ekonomové často používají k hodnocení režimu správy pojem **robustnost**. Robustní instituce jsou takové, pomocí kterých „byla úspěšně a dlouhodobě realizována správa kolektivních statků“ (Ostrom a kol., 1999: 279). O jednotlivých charakteristikách robustních institucí diskutujeme dále. Kritérium do jisté míry nahrazuje výraz efektivnost, který používá neoklasická environmentální ekonomie.

Přesun pozornosti od vládního rozhodování o přírodních zdrojích ke komplexně chápaným režimům správy je označován anglickým výrazem *environmental governance*, jež se obtížně překládá.<sup>22</sup> **Spravování** (*governance*) je definováno jako působení různých typů vzájemně se překrývajících institucí, od formálních po neformální, od lokálních po mezinárodní (Ostrom, 2006; Young, 2002). Může zahrnovat činnost vlády nebo naopak rozhodovací procesy zcela mimo vládní úroveň (Paavola a Adger, 2005). Existuje-li komplex institucí na různých teritoriálních úrovních zahrnující rozhodování lokálních aktérů, hovoříme o **víceúrovňovém spravování** (*multilevel governance*) (Bache a Flinders, 2004).<sup>23</sup>

### 5.3

#### Příčiny poškozování životního prostředí

Degradace přírodních zdrojů je způsobena existujícími institucemi (zejména vlastnickými či uživatelskými právy), jež neposkytují jednotlivcům dostatečné podněty ke konzervaci zdrojů (Young, 2002) nebo působí konflikty mezi různými uživateli (Paavola, 2007).

Přírodní zdroje často vykazují charakteristiky **kolektivních statků**. Uživatelé zdroje čelí dilematu, v rámci kterého jsou jejich krátkodobé zájmy (maximalizace užítku na úkor ostatních uživatelů) v rozporu s dlouhodobým kolektivním zájmem (zachování zdroje). Režimy správy kolektivních statků založené výhradně na státním nebo soukromém vlastnictví často selhávají – ty první z důvodu prosazování unifikovaných (neadresných) pravidel a absenci účinné externí kontroly, ty druhé z důvodu posílení individuálních zájmů a snížení

<sup>22</sup> Zatímco centrálně řízené rozhodování (*government*) je založeno na formalizovaných pravidlech, spravování (*governance*) označuje širší škálu rozhodovacích procesů včetně neformálních mechanismů, jejichž nositeli jsou různí aktéři (nikoli pouze centrální vláda) (Rosenau, 1992). Tento posun od rozhodování ke spravování přírodních zdrojů (*from government to governance*) je obzvláště patrný v transformovaných postsocialistických zemích (Klůváňková-Oravská, 2010).

<sup>23</sup> Politolog Vincent Ostrom (Ostrom a kol., 1961) používá výraz *polycentric governance* pro označení souběžné existence několika center rozhodování, která jsou na sobě formálně nezávislá.

motivace uživatelů vzájemně spolupracovat (Ostrom a kol., 1999). Shromážděné empirické studie vyvracejí tvrzení Hardinova článku o možných řešeních tragédie obecní pastviny (Hardin, 1968, viz rámeček).

### **Ostrom versus Hardin** (Ostrom a kol., 1999)

Na základě Hardinovy citované stati o tragédii obecní pastviny (Hardin, 1968) převládlo na několik desetiletí v rámci ekonomie životního prostředí přesvědčení, že uživatelé kolektivních statků jsou chyceni do pasti individuální racionality, jež vyústí v jejich zničení. Zestátnění zdrojů nebo jejich privatizace (iniciace oficiální autoritou) byly navrhovány jako jediné dvě možnosti k odvrácení tragédie – obě se uplatnily v řadě hospodářsko-politických doporučení především v zemích třetího světa. Z empirických studií však vyplývá, že Hardinovy návrhy nejsou jedinými možnými řešeními popisované situace a že jak státní, tak soukromé vlastnictví je náchylné k selháním.

Přesun pozornosti od vlastnických práv k režimům správy odhalil, že pro řešení problémů je klíčové omezit přístup ke zdroji a vytvořit takové podněty pro jednotlivé uživatele, aby dlouhodobě optimalizovali užití ochranu zdroje místo jeho krátkodobého přečerpávání. To lze učinit vymezením různých typů uživatelských práv a povinností, kdy zdroj jako celek zůstává ve společném vlastnictví. Klíčové však je, že změnu institucí jsou uživatelé schopni iniciovat svépomocí, a to včetně stanovení interních kontrolních a sankčních mechanismů. Za určitých podmínek lze tedy dosáhnout dohody o podobě robustních pravidel (tj. ve skupině uživatelů převládne kooperace místo jevu černého pasažéra). Podmínkou vzniku robustních pravidel je však existence stabilní komunity uživatelů s vyvinutým systémem etických norem nebo význam kvality zdroje pro prosté přežití uživatelů aj.

Na základě zmapovaných případů se tedy ukazuje, že tragédie obecní pastviny je možným, ale nikoli nevyhnutelným scénářem užívání zdrojů ve společném vlastnictví. Empirické poznatky vyvracejí předpoklady ekonomických modelů, jež uvažují jednotlivce jako výhradně sobecké bytosti maximalizující vlastní užitek a nerespektující společenské normy. Lidé jsou schopni se sami zorganizovat a domluvit na pravidlech. Dle Ostrom a kol. (1999) je pro ekonomii životního prostředí podstatné vyvodit úspěšných případů kolektivní volby obecná doporučení.

## 5.4 Jak řešit problémy životního prostředí

Řešením problémů životního prostředí je změna pravidel v rámci existujících režimů správy. Klíčové otázky v této souvislosti jsou: Jaké instituce mají být ustanoveny, tj. jaké režimy správy jsou považovány za robustní pro správu přírodních zdrojů? A kdo má změnu či ustanovení nových institucí iniciovat, případně následně nést náklady prosazování a monitoringu?

### 5.4.1 Robustní režimy správy

Charakteristickým rysem většiny prací institucionálních ekologických ekonomů je tvrzení, že neexistuje jedno univerzální řešení (jeden typ institucionálního rámce), které by se dalo aplikovat na všechny environmentální problémy. Jak uvádí Ostrom (2006: 14): „... místo jednoho řešení unifikovaného problému existuje mnoho řešení, jak se vypořádat s velkým množstvím různých problémů... navrhnout správné instituce je složitý, časově náročný a konfliktní proces, a tudíž nelze předpokládat, že optimální institucionální řešení může být snadno navrženo a s nízkými náklady implementováno externími autoritami.“

Jinými slovy nelze *ex ante* určit univerzální robustní režim správy a následně jej prosazovat v praxi. Změnu institucí či navržení nových institucí je nutno provést až po důkladném zmapování konkrétní situace, tj. se znalostí ekologických, ekonomických a sociálních charakteristik určitého problému (Vatn, 2005a). Z tohoto přístupu je patrný velký význam empirických podkladů pro tvorbu vědeckých závěrů.

V obecné rovině lze za nejméně vhodný režim správy považovat **volný přístup**, který v zásadě umožňuje neregulované nakládání se zdrojem ze strany všech potenciálních uživatelů (čerpání zdroje není řízeno, neexistují prosaditelná vlastnická práva a pravidla užívání). Tento režim, je-li přírodní zdroj vzácný, způsobuje jeho postupnou degradaci. Volný přístup může nastat v případě, že jsou oficiálně ustanovena vlastnická nebo uživatelská práva, avšak přístup ke zdroji není fakticky omezen z důvodu absence účinné kontroly a vymahatelnosti práv.

Režimy správy přírodních zdrojů založené na **soukromém vlastnictví** mohou být funkční, avšak panuje skepse vůči jejich schopnosti řešit problémy spojené s externalitami. Jelikož jsou přírodní procesy v rámci ekosystému propojeny, rozparcelování zdroje mezi uživatele vyvolá vysoké transakční náklady na jejich koordinaci. Individuální vlastnická práva nemohou účinně podchytit různé toky užitků (Vatn, 2005a). Na druhé straně Ostrom (2010) uvádí, že existují příklady úspěšné správy např. soukromých lesů (stejně jako státních a obecních

lesů), záleží tedy spíše na tom, jak konkrétní režim správy odpovídá lokálním podmínkám. Výhrady některých institucionálních ekologických ekonomů vůči soukromému vlastnictví shrnuje tabulka 3.

Rovněž k režimům správy, jež se opírají o **státní vlastnictví** přírodních zdrojů, je přístupováno obezřetně. Za výhodu tohoto režimu považuje Vatn možnost přímé regulace externích efektů (Vatn, 2005a). Nevýhodou režimu je potenciální nebezpečí vlivu zájmových skupin a problém dobývání renty (viz kapitola 6) (Bromley, 1991). Významným aspektem je, zda je stát schopen provádět účinnou kontrolu existujících pravidel.

Jako relativně vhodné se jeví režimy správy založené na **komunitním vlastnictví**, v rámci kterého jsou vlastnická práva držena skupinou uživatelů, která disponuje schopností vyloučit ostatní. Zdroj nevlastní jednotlivec, ale určitá omezená skupina lidí (ideálně jasně vymežitelná komunita), která si sama vytváří pravidla užívání zdroje. Výhodou je správa zdroje jako celku, společné rozhodování uživatelů (spolupráce při údržbě zdroje, prosazování pravidla komunikace o změnách pravidel) (Vatn, 2005a; Ostrom, 2006).

Při hledání **obecných pravidel pro robustní režimy správy** přírodních zdrojů je zdůrazňován požadavek kompatibility mezi společenským systémem a ekosystémem. Ekosystémy jsou charakteristické dynamickou evolucí uvnitř i navenek vůči svému okolí. Instituce by proto měly tuto dynamiku zohledňovat a mít schopnost se v případě potřeby adaptovat na změny (Paavola a Adger, 2005). Young (2002) v této souvislosti definuje tři problémy, ke kterým by se mělo při navrhování vhodných institucí přihlížet:

- problém souladu institucí s ekosystémem (FIT);
- problém vertikální či horizontální souhry institucí (INTERPLAY);
- problém úrovně (SCALE).

Chceme-li dosáhnout udržitelného (ve smyslu dlouhodobě stabilního) využití přírodního zdroje, měli bychom zajistit, aby lidmi vytvořený režim správy byl v souladu s dotčeným ekosystémem. Tento **soulad** je určen především místně, např. voda by měla být spravována podle hydrologických jednotek povodí, migrující druhy ryb by měly být loveny s ohledem na všechna jejich stanoviště. Jinými slovy by režim správy měl pokrývat stejnou geografickou oblast jako přírodní zdroj. Lidské jednání je také nutno přizpůsobovat přirozeným cyklům ekosystémů (např. obdobím tření ryb, hydrologickým cyklům) apod. Pokud se tak neděje, vznikají externality uvalované na osoby mimo správu zdroje, existuje větší riziko jeho vyčerpávání a jsou poškozovány třetí osoby nacházející se mimo dosah odpovědných institucí (Moss, 2003).

Režimy správy přírodních zdrojů jsou v interakci s dalšími institucemi, nefungují izolovaně. Je proto nutno minimalizovat protichůdné vlivy různých institucionálních struktur na stejné úrovni a dosáhnout **souhry** institucí na různých úrovních. Zavedení nových institucí bez ohledu na problém souhry

	soukromé vlastnictví	komunitní vlastnictví
<b>dynamika tvorby bohatství</b>	Umožňuje dynamickou tvorbu bohatství, rychlý růst, efektivní alokaci pomocí přesměrování zdroje k nejvyšší tržní nabídce.	Nižší dynamika kvůli omezené převoditelnosti práv a kolektivnímu vyjednávání o změnách – vytváří se čas na postupné přizpůsobení měnícím se externím podmínkám.
<b>distribuce bohatství</b>	Vytváří nerovnosti ve společnosti, počáteční distribuce práv významně ovlivňuje další možnosti jednotlivců.	Nižší majetkové rozdíly zajišťují robustnost režimu a lepší vztahy v komunitě.
<b>vazba na problém externalit</b>	Vyvolává externality a řeší je s velkými obtížemi.	Vedlejší nezamýšlené efekty jsou automaticky internalizovány a řešeny v rámci komunity vlastníků.
<b>tvorba sociálního kapitálu (sdílených hodnot)</b>	Na trzích jsou vztahy aktérů anonymní a krátkodobé – režim podporuje individuální racionalitu.	Vztahy aktérů jsou osobní a dlouhodobé – režim podporuje tvorbu silných komunit (identita, vzájemnost), nutnost komunikace posiluje důvěru, aktéři se vzájemně učí společné správě zdroje. Je akcentována společenská racionalita.
<b>schopnost reagovat na změny</b>	Společná dohoda individuálních vlastníků v případě potřeby změny/úpravy pravidel je problematická (vysoké transakční náklady, nízká důvěra aj.).	Komunitní systém je schopen lépe reagovat na okamžité změny a (negativní) externí podněty a přiměřeně se přizpůsobit novým podmínkám.
<b>problém souladu (FIT)</b>	V řadě případů není vhodné – dělí komplexní ekosystém na malé jednotky správy.	Je vhodnější – hranice režimu správy spíše odpovídají přírodním hranicím ekosystému.

Zdroj: vlastní (čerpáno z Vatn, 2005a; Young, 2002)

Tab. 3: Výhody a nevýhody režimů správy založených na soukromém a komunitním vlastnictví pohledem představitelů institucionální ekologické ekonomie

### Pravidla fungování robustních režimů správy (Ostrom, 2006)

Pro diskusi o vhodnosti různých režimů správy je inspirující dlouholetý empirický výzkum Elinor Ostrom shrnutý ve známé knize *Governing the Commons* (Ostrom, 2006), během něhož byly zmapovány desítky příkladů spravování kolektivních statků se zaměřením na dlouhodobě stabilní a environmentálně udržitelné systémy. Z výzkumu lze vyvodit, že úspěšné režimy správy se vyznačují následujícími sedmi charakteristikami:

1. Je jasně vymezen okruh uživatelů (kdo má, resp. nemá přístup ke zdroji) a hranice zdroje.
2. Jsou vymezena práva uživatelů (kdo, kdy, kolik, s využitím jaké technologie apod.).
3. Většina uživatelů, na něž pravidla dopadají, se účastní rozhodování o jejich modifikaci (to zajišťuje vysokou míru akceptace těchto pravidel).
4. Kontroloři pravidel odpovídají přímo uživatelům nebo se jedná o interní kontrolu prováděnou samotnými uživateli.
5. Sankce za porušení pravidel jsou odstupňovány a jejich základní úroveň je nízká (dostatečným trestem je ztráta dobrého jména v rámci skupiny uživatelů).
6. Konflikty je možné řešit lokálně, tedy s nízkými náklady.
7. Právo uživatelů na změnu institucí není omezováno působením externí (vládní) autority.

Jako klíčové se ukazují zejména body 3 a 4. Řada těchto charakteristik je naplněna právě u režimů správy založených na komunitním vlastnictví zdroje.

nemusi vést k očekávaným výsledkům, pokud různé institucionální struktury sledují protichůdné cíle (Young, 2002). Dobrým příkladem nízké míry institucionální souhry je existence izolovaných režimů správy vod, ochrany přírody a krajiny a územního plánování.

Na rozdíl od vertikální souhry, která se soustředí na interakce různých institucionálních struktur, se problém **úrovně** zabývá otázkou, kam je vhodné přesunout pravomoci týkající se rozhodování o užití a ochraně ekosystémů. Konkrétně se jedná o to, zda a případně jaká pravidla, jež ovlivňují lidské jednání ve vztahu k přírodním zdrojům na lokální úrovni, jsou aplikovatelná na mezinárodní úrovni a naopak (Young, 2002). Obecně se má za to, že rozptýlení pravomocí na různé rozhodovací úrovně (vertikálně i horizontálně),

tj. vytvoření víceúrovňového spravování, přináší flexibilnější a udržitelnější rozhodování než jejich centralizace (Hooghe a Marks, 2003).

## 5.4.2

### Jak dosáhnout změny institucí?

Ať již jsou doporučení ke změně či zavedení nových institucí jakákoli, představitelé institucionální ekologické ekonomie si jsou vědomi překážek jejich implementace a následného prosazování. Změna institucí je přitom hlavním doporučením při řešení ekologických problémů. Je proto nutno zabývat se tím, kdo a za jakých podmínek tuto změnu iniciuje.

Institucionální změna je náročný proces, iniciátor proto musí nést náklady transformace a následné náklady monitoringu a prosazování nových pravidel. Je rovněž spojena s redistribucí toků užitků, což ovlivňuje ochotu různých subjektů reformy podpořit. Instituce jsou výsledkem kolektivní volby. Jsou (Furubotn a Richter, 2005):

- navrženy volenými zástupci společnosti (vládou, parlamentem) a prosazovány či chráněny státem;
- vznikají spontánně „zdola“ formou dohody mezi jednotlivci za účelem řešení konfliktů, tvůrci sami zajišťují i jejich prosazování.

V podmínkách režimů správy založených na komunitním vlastnictví je změna institucí iniciována a prosazena **přímo uživateli přírodního zdroje**. Proces změny institucí bude tím úspěšnější, čím více platí následující podmínky (Ostrom, 2006):

- většina uživatelů sdílí stejnou obavu z budoucích ztrát v důsledku degradace zdroje;
- většina uživatelů bude změnou institucí stejně ovlivněna;
- většina uživatelů má nízkou diskontní míru;
- náklady na získání informací, transformaci a prosazení změn jsou nízké;
- komunita je spíše menší a stabilní.

Uživatelé zdroje porovnávají své současné a budoucí čisté užítky a za uvedených podmínek (zejména té první) jsou ochotni podpořit i opatření omezující současnou spotřebu ve prospěch budoucí spotřeby. Důležitou roli hraje opět dialog (ustanovení poradních fór, veřejné sdílení významných informací), který dohodu usnadňuje.

Jinou a častější situací je změna institucí **provedená národní vládou**. Změna institucí je realizována především za účelem snížení transakčních nákladů (zvýšení efektivnosti) fungování institucí (Furubotn a Richter, 2005) nebo kvůli tlaku na přerozdělení moci a bohatství (Bromley, 1991). Zatímco v případě spontánní změny institucí muselo dojít z pohledu uživatelů zdroje ke zlepšení



jejich pozice (k realizaci čistého užítku), zde je situace jiná. Vazba mezi uživateli přírodního zdroje a regulátorem je nepřímá. Uživatelé nemusí nutně změnu institucí iniciovat ani být nositeli transformačních nákladů. Na druhé straně má stát možnost podporovat různé zájmy a hodnoty a jeho rozhodnutí jsou v realitě často ovlivněna působením zájmových skupin (Vatn, 2005b).

I přes konstatování těchto skutečností není role státu jakožto tvůrce a garanta institucionálního rámce ze strany institucionálních ekologických ekonomů významně zpochybňována. Stát rozhoduje, co komu patří. Legitimita pro svá rozhodnutí získává od občanské společnosti (v demokracii pomocí systému voleb) (Vatn, 2005a). V souladu s vědeckými závěry institucionálních ekologických ekonomů by stát měl podporovat prvky konsensuální správy kolektivních přírodních zdrojů a provádět institucionální změny respektující výše uvedené principy robustních režimů správy.

Rozhodnutí o tom, jaký režim správy je v konkrétním případě vhodný, náleží dle Younga (2002) zkušenému vědci orientovanému na praktické fungování institucí. Vždy se však jedná o subjektivní posouzení situace. Jelikož důležitou rolí při rozhodování o změně institucí hraje stát, závisí často na míře osvícenosti představitelů státu, jaké návrhy budou zavedeny do praxe. Reálná podoba institucí iniciovaných představiteli státu je pak utvářena vědeckou obcí formulující doporučení, tlakem společnosti na změny a schopností a ochotou státního aparátu změny implementovat.

## 5.5 Závěr

Institucionální ekologická ekonomie zaměřila pozornost na praktické fungování režimů správy přírodních zdrojů s cílem odhalit takové instituce, které zajišťují udržitelnou správu ekosystémů. Na základě těchto poznatků formulovali její představitelé doporučení pro institucionální reformy stávajících režimů správy, ovšem vždy se silnou vazbou na konkrétní kontext (tj. bez prosazování univerzálních řešení).

Přesto však došlo na základě řady praktických poznatků k zobecnění a definování několika klíčových principů. Režim správy přírodního zdroje by měl respektovat hranice ekosystému a měl by obsahovat prvky víceúrovňového spravování (decentralizaci, dialog, konsensuální rozhodování). Jednotlivé charakteristiky režimů správy založených na komunitním vlastnictví byly pro určitý typ kolektivních statků prezentovány jako robustní řešení.



## Tržní přístupy k ochraně životního prostředí

Od 80. let 20. století se v rámci ekonomie životního prostředí začínají důrazněji prosazovat myšlenky liberálně orientovaných ekonomů. Za tržní přístupy k ochraně životního prostředí označujeme **rakouskou ekonomii životního prostředí**, v současnosti reprezentovanou především Walterem Blockem a Royem Cordatem (dříve také Murray Rothbardem), a dále tzv. **tržní environmentalismus** (*free market environmentalism*), ke kterému se kromě zakladatele Terry Andersona hlásí např. John Baden, Richard Stroup, Bruce Yandle a další.<sup>24</sup>

Oba přístupy stavějí na poznatcích rakouské ekonomické školy (tj. zejména na Carlu Mengerovi, Augustu von Hayekovi, Ludwigu von Misesovi aj.), jež od 50. let přichází s kritikou neoklasické teorie blahobytu a později i samotné environmentální ekonomie. Dílčí inspiraci pro Andersonův přístup poskytly myšlenky školy veřejné volby (vládní selhání) a nové institucionální ekonomie (transakční náklady). Oba tržní přístupy se v řadě bodů prolínají a docházejí k obdobným závěrům ohledně vhodného režimu správy přírodních zdrojů. V úvodu této kapitoly proto nastíníme společné body těchto přístupů, následně představíme jejich dílčí odlišnosti.

### 6.1

#### Předpoklady a východiska

**Tržní přístupy k ochraně životního prostředí** „zdůrazňují pozitivní podněty spojené s cenami, zisky a podnikáním jako kontrastem vůči environmentálním politikám, které se zaměřují na negativní podněty spojené s regulací a daněmi“ (Anderson a Leal, 2001). Problémy znečištění životního prostředí lze vyřešit spoléháním se na stejné jednání a motivace jednotlivců, které jsou příčinou ekonomického růstu a rozvoje společnosti (Block, 2007). Klíčovým východiskem tržních přístupů je tedy chápání přírodních zdrojů jako jakýchkoli jiných statků. Je nezbytné na ně aplikovat stejné, univerzálně platné ekonomické principy, jelikož stejně jako ostatní statky uspokojují lidské potřeby a jsou předmětem lidského jednání.

<sup>24</sup> V ČR je syntéza obou přístupů obsažena v Urbanová a Šíma, 2004.

Základním východiskem tržních přístupů je striktní **metodologický individualismus, subjektivismus a racionalita** lidského jednání. Středobodem vědeckého zájmu je člověk-jednotlivec a jeho motivace ve vztahu k přírodním zdrojům. Tento člověk je nahlížen takový, jaký ve skutečnosti je, tj. jako subjekt, který sice reflektuje blaho svých blízkých a morální principy, ale který v první řadě sleduje svůj vlastní zájem. Anderson k tomu dodává, že apelování na lásku k přírodě a prosazování etických hodnot ve společnosti může ovlivnit postoje jednotlivců, ale nikdy nezmění jejich podstatu. Dobré spravování zdrojů závisí na tom, jak vhodně využívají společenské instituce k ochraně životního prostředí individuální zájmy jednotlivců (Anderson a Leal, 2001).

Tržní přístupy k ochraně životního prostředí jsou skeptické k možnostem veřejných autorit chránit životní prostředí a akcentují v této souvislosti koncept vládních selhání. **Vládní selhání** opět souvisejí s individuálními zájmy jednotlivců, jejichž podstata se vstupem do politické arény nemění. Člověk jednající v tržním prostředí i člověk pohybující se v politické areně usiluje o maximalizaci svého individuálního užitku. Existují-li přírodní zdroje ve státním vlastnictví (resp. spravované státem), politici a úředníci se k nim chovají jako ke svému dočasnému majetku, avšak nenesou plné náklady své správy, protože neinvestují vlastní finanční prostředky a nejsou nositeli případných ztrát (Huffman, 1994). Časový horizont uvažování je v případě politiků (kteří se úředníci zodpovídají) velmi krátký, jejich individuální diskontní míra je proto vysoká. Výrazně tak upřednostňují současný výnos před výnosy v dlouhodobém období a vyvíjejí silný tlak na vyčerpávání zdrojů ve státním vlastnictví. Ochrana zájmů budoucích generací nepřináší politické reprezentaci podporu současných generací, pokud nejsou hodnoty trvalé udržitelnosti sdíleny větší novou společností (Stroup a Goodman, 1992).

Jakákoli vládní politika (i ta environmentální) má proto tendenci k plýtvání veřejnými prostředky, které jsou získávány zdaněním většiny obyvatel a redistribuovány ve prospěch určitých skupin. Jak uvádí Anderson a Leal (2001: 11): „Není-li politik osobně odpovědný za povolení těžby ropy na federální půdě nebo za ekologický dopad budování přehrad na řekách nedotčených lidskými zásahy, můžeme očekávat, že bude povolováno příliš mnoho těžby a stavěno příliš mnoho přehrad. Pokud navíc nositelé užiteků těchto politik, tzv. zvláštní zájmové skupiny, nemusí platit celkové náklady, budou od politiků chtít více takových opatření.“

Ve společnosti se vyskytují nejrůznější zájmové skupiny, které lobbují za své zájmy a snaží se politické rozhodování ovlivnit a využít ve svůj prospěch. Tento jev se nazývá **dobývání renty** (*rent-seeking*). Motivace zájmových skupin získat regulací výhody na úkor ostatních je v důsledku vysokých potenciálních zisků značná. Naopak kontrola politického procesu ze strany veřejnosti je nízká v důsledku **racionální ignorance voličů**. Jednotlivec shledává příliš nákladným

získávat a vyhodnocovat všechny potřebné informace, takže na tento postup rezignuje. Proto však může obtížně posoudit, zda se konkrétní opatření dějí skutečně v jeho zájmu.

## 6.2

### Příčiny poškozování životního prostředí

Podle představitelů tržních přístupů k ochraně životního prostředí dochází k degradaci přírodních zdrojů z následujících příčin:

- K vzácným zdrojům je volný přístup, probíhá tragédie obecní pastviny.
- Existující individuální vlastnická práva k přírodním zdrojům jsou špatně vymahatelná z důvodu neefektivního právního systému. Vlastníci se nemohou účinně u soudů bránit proti jejich narušování.
- Výkon individuálního vlastnického práva je veřejnou autoritou omezen (např. z důvodu prosazování veřejných zájmů). Takové omezení vlastnických práv přinesl např. zákon o ochraně vody v USA (*Clean Water Act*), který přiznal znečišťovatelům právo vypouštět znečištění do úrovně stanoveného limitu, čímž ztížil jejich postih v rámci soukromoprávních žalob jiných uživatelů vody (Anderson a Snyder, 1997).
- Přírodní zdroje jsou ve státním vlastnictví (resp. ve správě státu) a jsou chybně alokovány mezi konkurenční užití. Např. v sušších oblastech vyspělých států (západ USA, Španělsko aj.) směřuje většina podzemní vody na zavlažování v zemědělství, přestože toto užívání v řadě případů ohrožuje dodávky pitné vody obyvatelstvu a dlouhodobě způsobuje nadměrné čerpání vodních zdrojů (Grafton a kol., 2009).
- Státem nastavená pravidla ochrany životního prostředí poskytují jednotlivcům takové ekonomické podněty, jež v konečném důsledku vedou k jeho poškozování. Stroup (2007) tento problém ilustruje na příkladu ohrožených biologických druhů (viz rámeček).

V ochraně životního prostředí tedy nesehává trh. Ten v důsledku praktické absence či prosaditelnosti individuálních vlastnických práv k přírodním zdrojům ve většině případů ani neexistuje. Selhává stát jakožto majoritní tvůrce pravidel hry, který mnohdy brání evoluci soukromoprávních řešení, jež by probíhaly např. formou dohod nebo soudních žalob mezi zainteresovanými subjekty (Block, 2007; Anderson a Leal, 2001).

### Jak učinit z chráněných živočichů nepřátele? (Stroup, 2007)

Klasický případ selhání environmentální politiky, kdy počáteční dobré úmysly mají v důsledku podcenění ekonomických motivací tragické důsledky, ilustruje Stroup (2007) na příkladu amerického Zákona o ohrožených druzích (*Endangered Species Act*). Zákon z roku 1973 přinesl po dvou dekádách své existence rozporuplné výsledky ohledně reálné záchrany ohrožených druhů. Bylo tomu tak i přesto, že zákon stanovil velmi silné pravomoci vládních úřadů vůči vlastníkům, na jejichž pozemcích došlo k objevení stanoviště ohroženého druhu – úřady v podstatě přebíraly kontrolu nad tímto územím a vlastník musel dodržovat nebo na vlastní náklady realizovat stanovené podmínky užívání.

Analýza této regulace ukázala, že jelikož úředníci nebyli nositeli nákladů spojených s ochranou stanovišť ani nebyli nijak limitováni rozsahem vymezovaných území, chovali se k soukromým pozemkům, jako by tyto měly nulovou tržní hodnotu. Uvalovali tak na vlastníky značné náklady, aniž by jim museli poskytovat jakékoli kompenzace za ztrátu hodnoty území (z důvodu nemožnosti s ním volně nakládat). Zároveň byli v zájmu ochrany přírody hnáni cílem zvyšovat počet a rozlohu chráněných území. Ohrožené druhy se tak pro soukromé vlastníky staly noční můrou – existující regulace vytvořila silnou motivaci realizovat preventivní opatření proti jejich výskytu (např. likvidace potenciálních vhodných stanovišť), v horších případech motivovala k přímé likvidaci těchto druhů, nalezli-li je vlastníci dříve než federální ochrana přírody.

## 6.3

### Jak řešit problémy životního prostředí

Jednoznačným řešením problémů životního prostředí je vymezení a ochrana **individuálních vlastnických práv** k přírodním zdrojům. Individuální zájem vlastníků je podle tržních ekonomů schopen životní prostředí ochránit, neboť jednotlivci mají zájem o kvalitní životní prostředí i nedotčenou přírodu (kvůli zachování přírodních statků jako zdroje dlouhodobých příjmů, potřebě trávení volného času, potřebě odkazu budoucím generacím aj.) a jsou ochotni je poptávat na potenciálních trzích. Mechanismus poptávka/nabídka/cena tak může fungovat ve prospěch ochrany životního prostředí stejným způsobem jako pro ostatní zboží a služby (Block, 2007).

Při stále rostoucí vzácnosti se kvalitní životní prostředí stává žádanějším statkem, což při zpoplatnění rekreačních a jiných služeb motivuje vlastníky

k udržitelnější správě zdrojů. Pomocí vymezení individuálních vlastnických práv jsou lépe podchyceny hodnoty, jež lidé statkům životního prostředí skutečně přikládají. Vlastníci uvažují o míře využívání zdrojů při zohlednění relativní vzácnosti všech statků. K ochraně přírodního zdroje přistoupí, pokud se jim to s ohledem k jeho alternativnímu využití vyplatí. Je ustanovena rovnováha mezi užitím a konzervací tak, že nedochází k nadměrnému poškození, ale ani k nadměrné ochraně přírodních statků, které nejsou ve srovnání s jinými statky tak vzácné (Anderson a Leal, 2001). Krom toho jsou zdroje systematicky přesměrovávány do rukou těch, kteří si jich nejvíce cení. Biologicky hodnotné zdroje jsou poptávány a získávány vlastníky s altruistickými motivy, jejichž motivací není maximalizace finančního zisku, např. environmentálními neziskovými organizacemi (viz rámeček). Z uvedeného rovněž vyplývá, že pokud lidé nepoptávají vysokou kvalitu životního prostředí, není (a ani by neměla být) tato kvalita zabezpečována. Nejsou-li tedy jednotlivci nositeli estetických či altruistických hodnot (což je obecně situace ve společnostech s nižší úrovní materiálního zabezpečení), statky životního prostředí budou více konzumovány a méně chráněny.

Přírodní ani jakékoli jiné zdroje nejsou ze své podstaty kolektivními či veřejnými statky, tj. nevykazují žádné objektivní vlastnosti, kvůli kterým by bylo nutné existenci soukromého vlastnictví *a priori* odmítnout. Vymezení individuálních vlastnických práv je proto technickou, nikoli principiální otázkou (Cordato, 2004).

### National Audubon Society a pozemkové fondy

Známou soukromou nadací zabývající se ochranou přírody je americká Audubonova společnost (*National Audubon Society*). Jejím cílem je chránit a obnovovat ekosystémy s důrazem na stanoviště divokého ptactva, a to za účelem zachování nebo zvyšování biodiverzity. Nadace funguje déle než 100 let a je financována ze soukromých darů (Audubon, 2011). Těžiště její činnosti spočívá v nákupu půdy za účelem její konzervace, resp. takového užívání území, které není v rozporu s cíli společnosti, a to včetně těžby ropy a zemního plynu. Vše probíhá za přísných, ekologicky šetrných podmínek (Cordato, 2007).

Za obdobnou iniciativu v českém kontextu (byť probíhající v mnohem skromnějším měřítku) lze označit pozemkové spolky zřizované při Českém svazu ochránců přírody. Spolky usilují o ochranu přírodních a historických hodnot a provádějí ji skrze nákupy nebo dlouhodobé pronájmy a obhospodařování dotčených pozemků (Šimová, 2011).

Znečištění životního prostředí je zabráněno prostřednictvím oprávněných žalob poškozených osob, které se domáhají zamezení invaze na svůj majetek. Soudní rozhodnutí o úhradě škody a uvalení zákazu činnosti nutí znečišťovatele počítat s náklady svého jednání. Jak často namítají kritici, újma a příčinná souvislost, jež není žalobce schopen nade vše pochybnost prokázat, zůstane nepostižena (Cole, 1999). Ani v systému vládní regulace však není eliminováno veškeré znečištění. V případě tržního řešení je však znečištění tolerováno přímo na základě rozhodnutí poškozeného (ať už z důvodu dohody, subjektivní preference či dočasné nemožnosti předložit dostatek důkazů), zatímco v případě vládní regulace je část znečištění legalizována na základě rozhodnutí většiny (zpravidla proti zájmům poškozených). Rovněž obava z teroru znečišťovatelů, jež obsadí určité území jako první, se historickými studiemi nepotvrdila (Meiners a Yandle, 2000).

## 6.4

### Rozdíly mezi tržním environmentalismem a rakouskou ekonomikou životního prostředí

Zatímco rakouská ekonomie životního prostředí klade důraz na svobodný trh a svobodné jednání lidí bez zásahů státu, tržní environmentalismus se orientuje na roli vlastnických práv v ochraně životního prostředí a zároveň akceptuje i širší úlohu státu (viz dále). Oba teoretické proudy se dále liší především v pojetí vzniku vlastnických práv.

#### 6.4.1

##### Obhajoba individuálních vlastnických práv z pohledu tržního environmentalismu

Již dříve jsme uvedli, že tlak na vytvoření vlastnictví vzniká spolu se vzrůstající vzácností zdroje. Dle Andersona vzniknou vlastnická práva v okamžiku, kdy očekávaný užitek ze vzniku práv opodstatní náklady na jejich ustanovení a prosazování. „Tento kalkul bude záviset na takových proměnných, jako je očekávaná hodnota zdroje, technologie monitoringu práv a právních a morálních pravidel, která podmiňují jednání zúčastněných stran“ (Anderson a Leal, 2001: 23). Všechny tyto faktory se mění v čase, proto se i vlastnická práva neustále vyvíjejí. Vznik a podobu vlastnických práv tedy určují potřeby trhu, tzn. jednotlivci, kteří jsou s dosud nevlastněným zdrojem v interakci. Konkrétní pravidla jsou stanovena formou dohody na úrovni uživatelů. Tento systém tvorby pravidel či práv je decentralizovaný a nevyžaduje existenci zastřešující (vládní) autority.



Absence vlastnických titulů k vzácnému zdroji (či určitému toku jeho užitků) neindikuje tržní selhání, ale nákladnost vytvoření práv, která nejsou jednotlivci dosud ochotni podstoupit. V takovém okamžiku však není zaručeno, že by převzetí alokace práv vládou problém vyřešilo (Anderson a Leal, 2001).

Role vlády v pojetí tržního environmentalismu není nulová. Vláda může především snižovat náklady prosazování individuálních vlastnických práv pomocí soudů nebo může tato práva sama vymezit (Anderson a Leal, 2001). Příkladem takového vládního zásahu jsou individuální převoditelné kvóty na lov ryb (viz rámeček). Pokud to však okolnosti dovolují, tržní environmentalismus upřednostňuje řešení ochrany životního prostředí spočívající výhradně na rozhodnutí jednotlivců, bez zásahů veřejné autority do tohoto rozhodování.

#### **Individuální převoditelné kvóty (ITQ) pro lov ryb** (Anderson a Leal, 2001)

Z počátku byly ryby v oceánech volně dostupné všem rybářům. Když se projevíly důsledky neregulovaného rybolovu celkovým razantním úbytkem ryb, měly v některých oblastech státy snahu rybolov regulovat. Přímá regulace se ovšem ukázala jako neefektivní, protože ji rybáři dokázali snadno obcházet. Omezení celkového počtu rybářů s přístupem na moře vedlo pouze ke zvětšení lodí a jejich sofistikovanější výbavě. Zákaz jedné techniky výlovu vedl pouze k vyvinutí jiných postupů. Za absurdní označují Anderson a Leal (2001) zákaz využívání motorových plavidel v určité části týdne, kvůli kterému si rybáři pořizovali plachetnice.

Jako účinnější nástroj s pozitivními dopady na udržitelnost rybolovu se ukazuje systém individuálních převoditelných kvót. Veřejná autorita určí maximální možné množství ulovených ryb za určité období, rybářina toto množství získají převoditelné kvóty a více vylovit nemohou. Méně schopní rybáři mají možnost rybolovu zanechat a prodat své kvóty konkurentům. Systém vede k nákladové efektivitě i ochraně ryb před nadměrným výlovem. Mezi prvními zeměmi využívajícími ITQ byly Nový Zéland a Island.

## 6.4.2

### Obhajoba individuálních vlastnických práv z pohledu rakouské ekonomie životního prostředí

Rakouská ekonomie stejně jako neoklasická environmentální ekonomie de- finuje vlastní kritérium optima. Jeho základ tvoří Rothbardův koncept **de- monstrováných preferencí** (*demonstrated preferences*). Jednotlivci na trzích podstupují transakce a demonstrují tím v daném čase a místě, co pro ně má nejvyšší užitek. Implikací tohoto jednání je tvrzení, že směna *ex ante* vždy zvyšuje blahobyt jednotlivců, kteří se jí dobrovolně účastní.<sup>25</sup> Proto směna na svobodném trhu „vždy zvýhodňuje všechny účastníky. Jinak řečeno můžeme v rámci ekonomie blahobytu přijmout tvrzení, že svobodný trh zvyšuje společenský užitek . . .“ (Rothbard in Cordato, 1992: 41). Toto tvrzení tvoří základ tzv. **rakouské teorie blahobytu** (Cordato, 1992).

Je-li nějaké jednání efektivní (tzn. preferované) z pohledu jednotlivce, je zároveň efektivní i pro společnost. Svobodné jednání lidí na trzích je vždy považováno za optimální (Cordato, 1992). Efektivnost fungování celé ekonomiky tedy hodnotíme podle toho, do jaké míry dovoluje jednotlivcům sledovat jejich cíle, které znají jen oni sami, a využívat zvolených prostředků k dosažení těchto cílů. Hnacím motorem ekonomiky je schopnost podnikatelů na základě dostupných informací vytvářet plány o využívání vzácných zdrojů. Při vytváření těchto plánů mohou podnikatelé počítat pouze se zdroji, které vlastní, přičemž je nutné ustanovit mechanismus koordinace individuálních plánů, aby nevznikaly konflikty. Minimalizace konfliktů se nejlépe odehrává s pomocí vymezení individuálních vlastnických práv, která jsou označována jako podmínka ekonomické prosperity a míru.<sup>26</sup> Dle Hayeka: „Pochopení myšlenky, že dobré ploty dělají dobré sousedy, tj. že člověk může využívat svou znalost při sledování svých cílů, aniž by se dostal do sporu s ostatními, pouze když lze narýsovat jasné hranice mezi domény svobodného jednání jednotlivých lidí, je základem, na němž spočívají všechny známé civilizace . . . Vlastnictví je jediným dosud vymyšleným řešením sladění lidské svobody a absence konfliktu“ (Hayek in Šíma, 2004: 63).

Rakouská ekonomie životního prostředí ukazuje postupy či principy, s jejichž využitím by individuální vlastnická práva měla být vytvářena, udržována

<sup>25</sup> *Směnu označujeme za dobrovolnou, jedná-li se o transakce, které provádějí jednotlivci s vlastním majetkem a v souladu s vlastnickými právy ostatních jednotlivců ve společnosti.*

<sup>26</sup> *Za empirický důkaz tohoto tvrzení považují rakouští ekonomové i Anderson historické příklady rychlého rozvoje společností, v nichž bylo soukromé vlastnictví respektováno, či naopak úpadek a degradaci bohatství v socialistických ekonomikách (viz např. Pipes, 1999; Anderson a Leal 2001; Šíma, 2004; Rosenberg, N.: „How the West Grew Rich“, Basic Books Inc., 1986 aj.). Tento důkaz však podle některých autorů není nezbytně nutné podat, jelikož vlastnictví je chápáno jako východisko, apriorní podmínka existence lidské společnosti (Lipka, 2007).*

a vynucována. Vychází přitom ze souboru čtyř **přirozených práv** anglického filozofa Johna Locka, žijícího na přelomu 17.–18. století (Locke, 1991; Rothbard, 2005):

- Každý člověk je bezvýhradným vlastníkem svého těla.
- Každý člověk má právo přivlastnit si nikým dosud nevlastněné zdroje tak, že smísí svou práci s těmito zdroji (tzv. prvotní přivlastnění – *homesteading*).
- Každý člověk je vlastníkem plodů své práce.
- Každý člověk může získat zdroje vlastněné jinými lidmi pomocí dobrovolné směny.

S těmito principy se pojí povinnosti nepůsobit výkonem svého vlastnického práva újmu ostatním vlastníkům, zdržet se odebírání majetku ostatním a „ponechat při přivlastnění si části společného zdroje dostatečné množství zdroje ve stejné kvalitě pro ostatní“ (Dolan, 2007: 168). Apriornost (univerzální správnost) těchto práv je podepřena řadou argumentů.<sup>27</sup> V takovém systému má vláda pouze významně omezené role. Může a měla by se podílet na tvorbě práva v souladu s principy tvorby přirozených práv (Rothbard, 2007).

Pro ochranu životního prostředí pomocí vlastnických práv má význam zejména druhý jmenovaný princip. Řada přírodních zdrojů je takto přímo svázána s vlastnictvím půdy (např. vlastníkovu půdy náleží i vzduch nad jeho pozemkem a břehové právo či právo na vodu odebranou z vodního toku). Prvotní přivlastnění se může vztahovat i na frekvence pro vysílání rádiových vln, decibely pro emise hluku či přivlastnění si vody a vzduchu pro vypouštění určitého množství znečištění (Rothbard, 2007). Takto získané vlastnictví je předmětem ochrany vůči vnější invazi (znečištění nebo poškození). Důsledkem případného konfliktu o užití konkrétního vlastnictví je občanskoprávní spor. Z hlediska práva je irelevantní, zda má invaze povahu běžné krádeže hmotného majetku či zda se jedná o znečištění složky životního prostředí, jež má následně negativní efekt na něčí majetek. Podstatné je:

- zda byla invazí způsobena prokazatelná újma;
- zda existuje příčinná souvislost mezi jednáním obžalovaného (např. znečišťovatele) a škodou;
- jaká je časová posloupnost vzniku vlastnických práv (Rothbard, 2007; Meiners a Yandle, 2000).

<sup>27</sup> Dle Pipes jsou vlastnická práva „zakotvena v pudu sebezáchovy [lidí i zvířat], ale mají také významnou psychologickou dimenzi, jelikož posilují pocit sebejistoty a příslušnosti“ (Pipes, 1999: 116). Hoppe (2004) k apriorismu uvedených čtyř Lockových pravidel uvádí, že je lze vyvrátit pouze tehdy, prokážeme-li prospěšnost či udržitelnost jejich opaku (tzn. obhájíme otroctví oproti vlastnictví sebe sama nebo státní vlastnictví zdrojů oproti soukromému vlastnictví apod.). Přijmeme-li tato pravidla jako nutnou podmínku ekonomické efektivnosti a společenského blahobytu, musíme je důsledně aplikovat na všechny vzácné statky (tedy i přírodní zdroje).

V souladu s těmito principy žalují původní vlastníci vydržených (tzn. prvotně převlastněných) zdrojů ve vysoké kvalitě znečišťovatele, kteří jim následně začali omezovat výkon práv znečištěním. Funkčnost takových řešení ilustrují představitelé tržních přístupů na historických soudních sporech ze zemí s anglosaskou právní tradicí založenou na zvykovém právu (*common law*) (viz rámeček).

### **Jak *common law* chrání životní prostředí?**

V roce 1913 řešil newyorský soud spor majitele pobřežního pozemku s nově zprovozněnou papírnou. Výsledek případu ukazuje, že spor vyhrál jediný občan nad podnikatelskými zájmy velkého subjektu. Nově zprovozněná papírna znečišťovala řeku, proto statkář, který měl své polnosti níže na vodním toku, nemohl dále říční vodu využívat pro napájení svých zvířat ani k závlahám a byl nucen obstarat si náhradní zdroj. Následně papírnu zažaloval. Soud mu přiznal finanční náhradu papírně nařídil zamezit znečišťování, třeba i ukončením provozu. Toto soudní rozhodnutí bylo potvrzeno odvolacím soudem, který neuznal argumenty protistrany, že papírna byla pro danou oblast vzhledem ke svému ekonomickému přínosu a podpoře zaměstnanosti hodnotnější než voda pro farmáře a náklady na její výstavbu mnohonásobně převyšovaly škodu žalobce (Meiners a Yandle, 2000).

Ze současnosti lze uvést příklad rybářských práv na drobných vodních tocích v Anglii. Právo rybařit je historicky doplňkovým právem k břehovým právům a jako takové může být vlastníky břehových pozemků pronajímáno třetím osobám. Se zvyšující se poptávkou po volnočasových aktivitách od 2. poloviny 20. století zažívá uplatňování tohoto práva renesanci a stává se významným nástrojem k zabezpečení kvality vody v tocích. Ekonomickou motivací je pronájem kvalitních pstruhových revírů sportovním rybářům. Za účelem snížení nákladů monitoringu kvality vody a následných žalob proti znečišťovatelům zakládají vlastníci rybářských práv sdružení, jež je následně zastupují u soudů. Jedním z nich je např. Angler's Cooperative Association (ACA), jež od svého založení v roce 1948 vyšetřovala stovky případů znečištění a ve většině případů v rámci občanskoprávních žalob dosáhla zamezení škodlivé činnosti či odškodnění (Anderson, 2007).

Na druhé straně si lze představit i opačnou situaci – znečišťovatel si jako první přivlastní právo emitovat znečištění do nikým nevlastněných složek životního prostředí. Pokud následně nastane konflikt s ostatními vlastníky, soudy postupující podle výše uvedených přirozených práv přiznávají právo znečišťovateli. V takovém případě nedochází ke zlepšení kvality životního prostředí. Jak uvádí Rothbard (2007: 277–278): „Znečištění ovzduší za těchto podmínek pak není deliktem, ale nezpochybnitelným právem znečišťovatele, pohybuje-li se v mezích vydrženého věcného břemene.“ Tímto věcným břemenem se rozumí právě prioritní právo znečišťovatele, kterým zatěžuje všechny pozdější uživatele stejného zdroje.

Z popsaného způsobu ochrany životního prostředí, jenž je vedlejším efektem ochrany individuálních majetkových hodnot, vyplývá specifický přístup k problému znečištění – jedná se o nežádoucí jev pouze v případě, že dochází ke konfliktu mezi jednotlivci o využití zdroje. Jak uvádí Cordato (2004: 7): „Lidé nemohou poškodit životní prostředí. Mohou ho pouze změnit do té míry, že poškodí jiné lidi, kteří plánovali využít jeho složky jiným (konfliktním) způsobem.“ Toto pojetí znečištění splňuje řada klasických příkladů, jako např. vypouštění odpadních látek z továrny, které poškozují farmáře na dolním toku řeky, nebo případ chovatele dobytka, jehož stádo ničí úrodu na farmářově poli. Hlavní rozdíly oproti přístupům prezentovaným v předchozích kapitolách shrnují následující tři body (Cordato, 2004):

- Kde není žalobce, není soudce. Takže nejsou-li po proudu řeky žádní další vlastníci pozemků, nemohou být splašky ze zemědělské usedlosti na horním toku řeky označeny za znečištění, jelikož nevzniká žádný konflikt. Z pohledu rakouské ekonomie životního prostředí nemohl být např. Robinson Crusoe znečišťovatelem.
- Neexistuje žádná optimální (uzákoněná) úroveň znečištění životního prostředí, tzn. žádné limity či platby legalizující určitou část vypouštěných odpadních látek. O míře tolerování negativního jevu rozhoduje poškozený na základě svých subjektivních preferencí a s přihlédnutím ke způsobu užívání svého majetku. Např. chovatel pstruhů nebude tolerovat žádné znečištění řeky, které by ohrozilo jeho podnikání, naopak lidé ve městě se mohou rozhodnout tolerovat vyšší úroveň hluku apod. O „nepřípustnosti“ znečištění rozhoduje vždy vlastník poškozovaného majetku v konkrétním místě a čase.
- Společenské náklady a přínosy nehrají při konfliktech mezi znečišťovatelem a poškozeným žádnou roli.

## 6.5 Závěr

Tržní přístupy k ochraně životního prostředí založily svou argumentaci na tvrzení, že degradaci přírodních složek můžeme zabránit pouze ustanovením individuálních vlastnických práv. Stejně jako institucionální ekologická ekonomie se tudíž zabývají změnou institucionálního rámce, avšak s tím rozdílem, že neexistují pochybnosti o tom, jaký režim správy přírodních zdrojů je nejvhodnější. Jednotlivci, kteří usilují o dlouhodobé zhodnocení svého majetku, jsou schopni pomocí ochrany svých majetkových hodnot realizovat zároveň ochranu složek životního prostředí.

Tento postoj v teoretické rovině obhajovali především představitelé rakouské ekonomie životního prostředí pomocí analýzy individuálního lidského jednání. Základem této analýzy byl soubor přirozených lidských práv, jež eliminuje konflikty ve společnosti, umožňuje její další rozvoj. Za součást přirozených práv byla považována i majetková práva. Představitelé tržního environmentalismu se soustředili na obhajobu soukromého vlastnictví z pohledu efektivnosti a shromažďují empirické důkazy o fungování soukromoprávních řešení. Nedílnou součástí obou protřžních směrů je rovněž důsledná analýza vládních selhání (opět v teoretické i empirické rovině), jež poskytuje argumenty pro odmítnutí současné environmentální politiky.

## Komparace myšlenkových směrů a analýza vzájemných vazeb

V předchozích kapitolách jsme popisovali jednotlivé myšlenkové směry v rámci ekonomie životního prostředí. Uvedli jsme jejich východiska, postupy a jaké závěry a doporučení pro ochranu životního prostředí z nich vyplývají. Vědomě jsme se vyhýbali jejich vzájemným interakcím a komparaci, byť je zřejmé, že jednotlivé přístupy se v řadě ohledů významně odlišují. Myšlenkové směry přinášejí zejména zcela odlišný popis příčin poškození životního prostředí a logicky navrhuji i jiná řešení těchto problémů.

Z existujících analýz vyplývá poznatek o celkové nízké míře propojení existujících směrů. Interakce spočívají zejména v silné kritice neoklasické environmentální ekonomie ze strany představitelů (institucionální) ekologické ekonomie a tržních přístupů k ochraně životního prostředí. Na tuto kritiku je však ze strany environmentálních ekonomů minimální odezva, dílčí metodologické názorové výměny existují spíše mezi představiteli mladších směrů. Tato kapitola se zabývá shrnutím kritických argumentů, vzájemných vazeb a zejména komparací popsanych teorií.

### 7.1

#### Společná kritika neoklasické environmentální ekonomie - instituce a vládní selhání

Z předpokladů a východisek mladších myšlenkových směrů – institucionální ekologické ekonomie a tržních přístupů – jasně vyplývají hlavní ohniska společné kritiky na adresu neoklasické environmentální ekonomie. Jedná se zejména o obtížně akceptovatelný předpoklad o alokační neutralitě institucí (v podmínkách nulových transakčních nákladů, včetně nákladů na získávání informací) a minimální reflexi teoretických poznatků o fenoménu vládních selhání.

**Existenci institucí** neoklasika vnímá, ale má se za to, že jejich dopad na výstup ekonomiky je neutrální, proto jsou ignorovány. Jinými slovy „instituce jsou ‚alokačně neutrální‘. Neoklasická ekonomická teorie může proto být pro

řešení alokace zdrojů aplikována pouze ve velmi abstraktním smyslu“ (Fu-rubotn a Richter, 2005: 2, 12). Neoklasická environmentální ekonomie problematiku institucí reflektuje pouze při diskusi závěrů Coasova teorému. Její představitelé však uvádějí, že je-li do vyjednávání zahrnuto mnoho stran (což je situace u většiny environmentálních problémů), je řešení pomocí dohody či soudu neefektivní a problém by se měl řešit s pomocí vládní regulace (Tietenberg, 2010). Kolstad k tomu podotýká, že pokud se pohybuje v reálném světě pozitivních transakčních nákladů, „je důležité, aby vláda rozdělila vlastnická práva efektivně a snažila se snížit transakční náklady spojené s obchodováním práv“ (Kolstad, 2000: 114). Co je však považováno za efektivní rozdělení vlastnických práv, environmentální ekonomové nespécifikují. Výsledkem této situace je chápání existujícího institucionálního rámce jako východiska pro další analýzu.

Institucionální ekologická ekonomie i tržní přístupy naproti tomu chápou instituce jako významné alokační proměnné a determinanty lidského jednání. První jmenovaná skupina, ovlivněná tradiční institucionální školou, zdůrazňuje vliv institucí na hodnotové škály jednotlivců (Vatn, 2005a). Zastánci tržních přístupů tento postoj z metodologického hlediska odmítají (viz dále), avšak zdůrazňují, že environmentální problémy jsou řešitelné pouhou změnou institucionálního rámce – konkrétně nahrazením veřejného vlastnictví soukromým, resp. odstraněním bariér pro vznik individuálních vlastnických práv. Různí autoři se odlišují v pohledu na roli vlády (resp. obecně vnějšího přinucení) při alokaci a prosazování vlastnických a uživatelských práv k přírodním zdrojům.

Uvedli jsme, že neoklasická environmentální ekonomie považuje trh za vhodný nástroj k alokaci vzácných statků, avšak uvádí důvody, proč v případě přírodních zdrojů tento mechanismus selhává. Řešením selhání jsou především vládní korekce tržních cen. Schopnostem vlády realizovat konzistentní a efektivní environmentální politiku včetně analýzy fenoménu **vládních selhání** není věnován významný prostor. Naproti tomu představitelé tržních přístupů k ochraně životního prostředí uvádějí, že znečištění životního prostředí je výsledkem absence působení tržních mechanismů a dominancí regulačního přístupu, v rámci kterého kvalitní životní prostředí zabezpečuje vláda. Zatímco individuálním podnikům poskytovaným jednotlivcům na trzích je v rámci neoklasické environmentální ekonomie věnována pozornost, stejným podnikům v rámci politické arény se tento směr vyhýbá. Dochází tak k přeceňování schopností vlády, která svými zásahy do alokace zdrojů nepřináší automaticky lepší výsledky než alternativní režimy správy založené na soukromém či komunitním vlastnictví.

Institucionální ekologická ekonomie o problému vládních selhání diskutuje. Např. Bromley (1991) uvádí, že by bylo naivní ignorovat závěry školy veřejné volby v této oblasti a že jevy jako dobývání renty a vliv zájmových skupin



jsou při tvorbě a prosazování politik významné. Na druhé straně však Vatn zdůrazňuje, že je chybné vnímat jednotlivce pohybující se jak v tržní, tak politické aréně pouze jako sobecké bytosti, jež sledují vlastní prospěch: „Jednání na úrovni spotřebitele i plánovače zahrnující racionalitu a určitou mírou odpovědnosti je ovlivněno institucemi, které podporují konkrétní zájmy a představy o tom, co je pro společnost správné“ (Vatn, 2005b: 108). Zatímco tržní prostředí umocňuje sobecké jednání, podpora sdílených hodnot a dialogu, jež jsou přítomny při rozhodování o kolektivních stacích, aktivuje v jednotlivcích odpovědnost vůči společenským cílům. Tato tvrzení plně reflektují víru tradičního institucionalismu v moc různých typů institucí ovlivňovat individuální preference a postoje lidí. Vládní regulaci je proto navzdory nebezpečí vládních selhání přiznána aktivní role v procesu alokace přírodních zdrojů. Charakteristická pro tento postup je víra v kontrolu výkonné a zákonodárné moci pomocí volebních mechanismů. Dle Bromleyho (in Anderson a Leal, 2001:11): „Jakkoli nedokonale může tento mechanismus fungovat, musíme přijmout předpoklad, že vůle občanů je mnohem lépe vzata v úvahu, než by tomu bylo v případě, kdyby veškerá ochrana životního prostředí byla ponechána na ochotě několika členů společnosti přispívat na charitu.“

## 7.2 Metodologické diskuse

Polemiky nad motivacemi jednotlivců v politické aréně nás přesouvají k metodologickým diskusím o podstatě člověka a jeho jednání. Zatímco v rámci předchozí kritiky bylo možné zaznamenat určitou míru shody mezi dvěma mladšími směry, vymezujícími se vůči neoklasické environmentální ekonomii, metodologické výhrady napříč různými přístupy jsou zcela protichůdné. Zaměříme se zejména na problematiku metodologického individualismu versus kolektivismu, racionalitu lidského jednání a roli hodnotových soudů v ekonomii životního prostředí. Okrajově se zabýváme i preferovanou metodou výzkumu. Police jednotlivých myšlenkových směrů mapuje příložená tabulka 4.

### 7.2.1 Člověk ekonomický nebo člověk společenský?

Neoklasika a tržní přístupy vycházejí z metodologického individualismu a subjektivismu hodnot, a proto se při analýze soustředí na individuální (racionální) lidské jednání. Člověk je primárně ekonomická bytost (*homo economicus*), porovnává náklady a užitky svého jednání a volí takové postupy, jež jeho subjektivní uspokojení maximalizují. I pro dosažení společensky optimální kvality

	<b>neoklasická environmentální ekonomie</b>	<b>(institucionální) ekologická ekonomie</b>	<b>tržní přístupy k ochraně životního prostředí</b>
<b>deklarovaná metodologie</b>	individualismus (na straně poptávky)	kolektivismus institucionalismus	individualismus
<b>pohled na lidské jednání</b>	absolutně racionální	determinované kontextem	racionální
<b>zdroj hodnoty</b>	jednotlivec- -hodnotitel	jednotlivec- -hodnotitel v některých situacích společenské normy příroda sama o sobě	jednotlivec- -hodnotitel
<b>přístup k hodnotě životního prostředí</b>	antropocentrismus	ekocentrismus	antropocentrismus
<b>metoda výzkumu</b>	abstraktně deduktivní	empiricko- -induktivní	abstraktně deduktivní

Tab. 4: Shrnutí metodologických aspektů napříč teoretickými směry

životního prostředí v rámci neoklasiky se uvažuje o opatřeních působících na úrovni jednotlivců a firem, jež ovlivňují individuální kalkulaci nákladů a užitků. Neoklasický individualismus je však kritizován představiteli rakouské ekonomie životního prostředí pro svou nekonzistentní aplikaci – k té dochází zejména v souvislosti se snahou o agregaci celospolečenského blahobytu (v tradičním i novém pojetí) a porovnáváním jeho změn v závislosti na realizované politice.<sup>28</sup> Celospolečenské veličiny považují rakouští ekonomové za neslučitelné s metodologickým individualismem.

<sup>28</sup> Dle Cordata neoklasická environmentální ekonomie definuje např. situace, ve kterých „mezní individuální užitek určité aktivity převyšší mezní společenské náklady. To však nevyhnutelně zahrnuje interpersonální srovnání užitků a sčítání tohoto srovnání napříč jednotlivci. Ani jeden z těchto postupů však nelze považovat za metodologicky platný“ (Cordato, 2004: 5).

Naproti tomu institucionální ekologická ekonomie staví své základy s využitím metodologického kolektivismu, resp. institucionalismu (Vatn, 2005a) a při akceptaci jiných než individuálních hodnot (např. vnitřní hodnoty přírody). Člověk je chápán jako společensky determinovaná bytost, jejíž rozhodování významně ovlivňuje okolí. Změnou institucionálního uspořádání můžeme dosáhnout sladění individuálních a společenských hodnot. Metodologický individualismus není pro vysvětlení společenských jevů postačující.

Proti sobě tak stojí **člověk ekonomický** (kalkulující svůj osobní prospěch) a **člověk společenský** (občan říditel se společenskými normami). Který z těchto dvou uplatňovaných konceptů lépe vystihuje podstatu člověka a jeho jednání ve vztahu k vzácným přírodním statkům?

Podle Andersona (Anderson a Leal, 2001) se všechny potřeby jednotlivce (hmotné i nehmotné, konzumní i altruistické) nacházejí na jedné hodnotové škále. I společensky prospěšné jednání, pokud ho člověk dobrovolně podstoupí, demonstruje uspokojení jeho aktuálních potřeb (Mises, 2006). Hodnotové škály jednotlivců mohou být ovlivněny okolnostmi (např. výchovou, vzděláním, hodnotami, jež sdílí většina společnosti apod.), tyto jevy se však nacházejí mimo záběr ekonomické analýzy. Základním prvkem této analýzy je individuální lidské jednání, jež je charakterizováno jako „použití prostředků k dosažení cílů“ (Mises, 2006: 12) a jež je konečnou daností, tj. jeho příčiny nejsou dále objasňovány. Tvrzení, že člověk jedná, je axiomem, od kterého se následně odvíjejí další apriorní ekonomické zákony. Koncept „ekonomického člověka“ je tedy možné použít univerzálně na všechny typy individuálních voleb.

S tímto pojetím člověka i předmětu ekonomie polemizuje Arild Vatn, podle kterého je obhajoba individualismu představiteli rakouské školy „charakteristická několika fundamentálními problémy a má tendenci skončit u pouhých tvrzení: jelikož je jednání založeno na individuálním účelu, individuální účel musí vysvětlit jednání“ (Vatn, 2005a: 49). K individualismu uvádí, že „individualistická perspektiva je rovněž společenským konstruktem. Jedná se o zvláštní způsob nahlížení chování... Ti, kdo tuto pozici podporují, v níspíše vidí ‚přirozený řád věcí‘ či ‚člověka takového, jaký skutečně je‘... Ač- koli se jedná o bytelnou teoretickou strukturu, její aplikace na jevy reálného světa způsobuje nekonzistentnosti. Navíc je její význam často napadán, jelikož maximalizace individuálního užítu je logická pouze pro určitou podskupinu individuálních voleb“ (Vatn, 2005a: 39). Hlavní Vatnovy věcné argumenty proti individualismu lze shrnout do následujících bodů (Vatn, 2005a):

- Lidé jednájí jako součást společenství, do kterých patří, jednání jednotlivců je tedy ve značné míře ovlivněno jejich okolím.
- Jednotlivec tedy pouze nemaximalizuje individuální užitek. Kritéria, jejichž naplnění sleduje, jsou ovlivněna institucionálním rámcem (tržní

prostředí motivuje k maximalizaci užitku, společné vlastnictví zdrojůk obecně prospěšnému jednání).

- Je nepravděpodobné, že lidé provádějí kalkulaci nákladů a užitků v souvislosti s altruistickým chováním, toto chování patří do jiné kategorie než maximalizace užitku na trzích.<sup>29</sup>

Zatímco představitelé tržních přístupů k ochraně životního prostředí nevyklučují, že člověk není ovlivňován společností, v níž žije, domnívají se, že analýzou kolektivních entit se nedobereme podstaty lidského jednání, tj. neodhalíme obecně platné ekonomické zákony. Naproti tomu institucionální ekologická ekonomie trvá na tom, že pouze analýza individuálního lidského jednání neposkytne dostatečnou odpověď, do jaké míry je toto jednání předurčeno existujícím institucionálním rámcem.

Tento rozpor se zdá obtížně řešitelný především proto, že oba směry odlišně vymezují **předmět zkoumání** v rámci ekonomie životního prostředí. Zatímco zastánci individualismu považují preference lidí za dané a dále se soustředí pouze na jednání, zastánci kolektivismu usilují o nalezení mechanismů k ovlivnění těchto preferencí. Tento poznatek odvozujeme z následujících citací. Dle Vatna jsou hlavním tématem institucionální ekologické ekonomie mechanismy rozhodování společnosti o kolektivních (resp. veřejných) statcích, jež by měly přispívat ke sladění konfliktních zájmů. Poté, co se společnost rozhodne, jaké jsou její cíle, je potřeba „ustanovit struktury, jež motivují lidi jednat v souladu s tím, co jsme shledali společensky rozumným. To znamená, že potřebujeme vědět, co motivuje lidi při provádění jejich voleb. Uvažují pouze to, co ovlivňuje je samé, nebo rovněž zohledňují dopady na ostatní? Závisí snad sklon k sobeckému či kooperativnímu jednání na společenském kontextu? Pokud ano, stává se vytvoření ‚správného společenského kontextu‘ klíčovým bodem“ (Vatn, 2005a: 1). Jinými slovy je konečným cílem analýzy dobrat se odpovědi, jaký institucionální rámec je vhodný pro změnu jednání lidí směrem ke společenským cílům, mezi něž kromě jiného patří i ochrana životního prostředí. Vatn a další tedy zkoumají nejen to, jak lidé jednají, ale především jak se utvářejí jejich preferenční škály. Tomuto vymezení ve svých pracích silně oponuje rakouský ekonom Mises, který uvádí, že tématem ekonomie

<sup>29</sup> Vatn (2005a: 124–125) uvádí: „Nepopírám, že takové jevy [sobecké dobré skutky] skutečně existují. Avšak bylo by špatné označit všechna neegoistická jednání v konečném důsledku jako egoistická . . . Pomoci starému muži přes ulici může přinést uspokojení, ačkoli spěcháte na schůzku. Přesto byste to možná neudělali, kdybyste nebyli takto vychováni. Zkrátka jste udělali, co bylo správné . . . Mnoho jednání je jasně podstupováno proto, že to, co děláte, pramení z norem, tj. z toho, co je v dané situaci považováno za správné, bez uvažování následků . . . Chovat se společensky odpovědně souvisí dodržováním závazku [vůči společnosti]. Nejedná se o kalkulační byznys.“

(či v obecnější rovině praxeologie<sup>30</sup>) je „lidské jednání, nikoli psychologické události, které jednání předcházejí“ (Mises, 2006: 12).

## 7.2.2

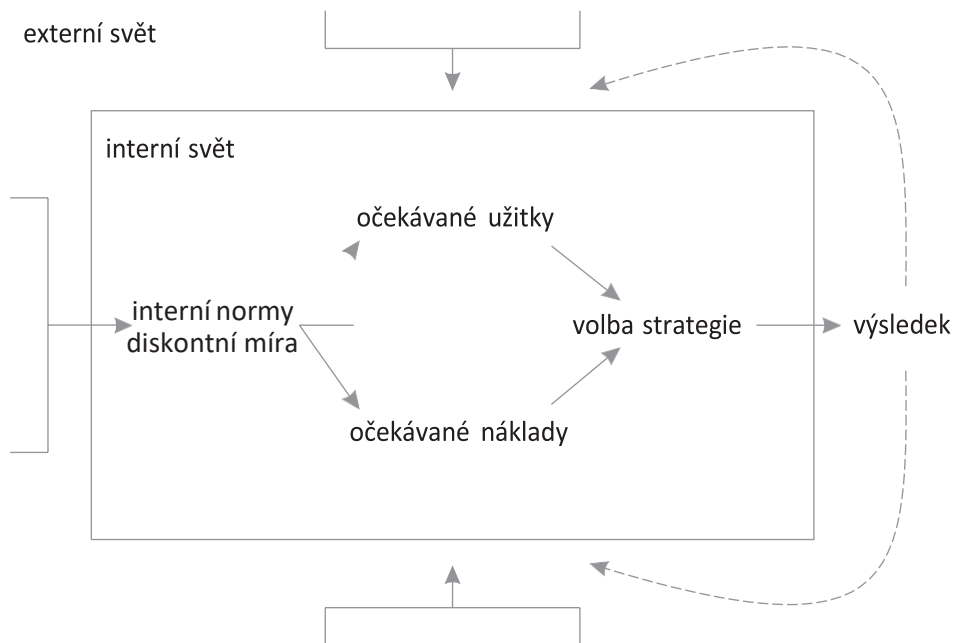
### Racionalita a iracionální jednání

S metodologickým individualismem versus kolektivismem úzce souvisí i přístup k racionalitě jednání jednotlivce. Neoklasický přístup vychází z **absolutní** (perfektní) **racionality** jednání jednotlivce, má úplné informace a jeho preference jsou konzistentní a stabilní v čase. Tento statický a v řadě ohledů schematický koncept jednání umožňuje modelovat různé situace optimální volby na trzích s využitím matematického aparátu.

Proti absolutní racionalitě staví institucionální ekologičtí ekonomové koncept tzv. **společenské racionality** (*social rationality*). Ta zahrnuje či vysvětluje jednání motivovaná nikoli užitkem (jednotlivce-spotřebitele), ale společenskými normami (jednotlivce-občana). V roli občana se jednotlivec řídí tím, co je považováno za správné a prospěšné pro společnost (Bromley, 2004; Vatn, 2005a). Z konceptu společenské racionality vychází přesvědčení, že jednotlivci tvořící společnost se chovají altruisticky (resp. určitou část jejich jednání lze takto vysvětlit) a hledají uspokojivá řešení pro sdílení kolektivních statků. I jednotlivec jako spotřebitel na trhu může jednat společensky prospěšně (např. bojkotovat výrobky environmentálně problematické firmy, kupovat bioprodukty za vyšší cenu), což je však z pohledu maximalizace jeho individuálního užitku iracionální. Jelikož člověk se v některých situacích řídí spíše maximalizací svého užitku, zatímco v jiných situacích má tendenci jednat altruisticky, hovoří institucionální ekologičtí ekonomové někdy o tzv. multiracionalitě (Vatn, 2005a) nebo o radikálním pluralismu hodnot (Paavola, 2007). Určitý typ racionality je tak determinován kontextem jednání a může být podpořen či naopak utlumen existujícími institucemi. Toto širší pojetí racionálního jednání do jisté míry zobrazuje ve své analýze také Elinor Ostrom pomocí následujícího schématu (obrázek 17).

Individuální volbu ovlivňují očekávané užitky a náklady určitého jednání, avšak důležitou roli hrají i interní normy a individuální diskontní míra. Jak uvádí Ostrom, interní normy jednání jednotlivce jsou ovlivněny „sdílenými normami ostatních členů společnosti ve vztahu k určitému typu situace. Obdobně interní diskontní míry jsou ovlivněny příležitostmi, jež se jednotlivci nabízejí mimo rámec určité situace“ (Ostrom, 2006: 37). Jednotliví autoři tedy nepopírají skutečnost, že jednotlivci kalkulují a mají tendenci volit takové

<sup>30</sup> Praxeologii nazýval Mises obecněplatnou teorií o lidském jednání, jejíž nejlépe rozvinutou částí byla ekonomie (Mises, 2003).



Zdroj: Ostrom, 2006

Obr. 17: Interní svět individuální volby

varianty jednání, které pro ně mají největší čistý užitek. Za nedílnou součást rozhodování jednajících aktérů však považují vliv okolí (sdílené hodnoty a normy chování), které mají schopnost tlumit individuální zájem a zvyšují váhu společensky prospěšných jevů.

Tržní přístupy k ochraně životního prostředí nesdílejí neoklasické pojetí absolutní racionality, avšak zdůrazňují **apriorní racionalitu** lidského jednání. Dle Misesa (2003) je lidské jednání ze své podstaty vždy racionální. Označíme-li je za iracionální, pouze vyjadřujeme svůj individuální nesouhlas (nebo pochybnost) s volbou někoho jiného. Existence altruistického jednání nediskredituje skutečnost, že jednotlivci zvažují své náklady a užitky (jež mohou mít peněžní, ale i nepeněžní povahu) a rozhodují se podle svého nejvyššího čistého uspokojení. Je-li užitek subjektivní veličinou, pak je jakékoli zpochybnění racionality lidského jednání normativním (hodnotovým) soudem. Přístup k jednotlivci se nemění podle toho, zda jedná z něčího pohledu „hloupě“ či „chytře“ nebo zda preferuje hmotné statky či uspokojení altruistických potřeb. Příčina jednání cíle jsou vždy mimo rámec hodnocení.<sup>31</sup>

<sup>31</sup> Jak dále Mises (2006: 20) podotýká: „Již samotná existence asketů a lidí, kteří odmítají hmotné zisky kvůli svému přesvědčení či zachování důstojnosti a sebeúcty je důkazem, že usilování o hmotné

Je třeba podotknout, že zpochybněním individuální racionality ve jménu celospolečenských cílů se zaobírali i představitelé tradiční neoklasické teorie blahobytu. Např. Pigou uvádí, že chybné individuální preference je nutno optimalizovat pomocí vládních zásahů, které budou např. lidi motivovat, aby více spořili a méně spotřebovávali, udržitelněji využívali přírodní zdroje apod. (Pigou, 1932).<sup>32</sup> Rakouští ekonomové ve svých statích poukazují na to, že se současné neoklasické environmentální ekonomii od tohoto tradičního pojetí nepodařilo zcela oprostít (např. Herbener, 1997; Cordato 2004).

### 7.2.3

#### Hodnota a hodnotové soudy v souvislosti se zásahy veřejného sektoru

Neoklasická environmentální ekonomie a tržní přístupy k ochraně životního prostředí se hlásí k subjektivní teorii hodnoty, v rámci které je hodnota odvozena od individuálních potřeb a schopnosti statků tyto potřeby uspokojit. Určitý prostor v rámci neoklasiky je věnován pokusům o zohlednění nároku budoucích generací na určitou kvalitu života, který indikuje, že nositeli hodnot nemusí být pouze „současní jednotlivci“. Jak nahlíží neoklasická environmentální ekonomie na potřeby budoucích generací, zachycuje rámeček.

Naproti tomu institucionální ekologičtí ekonomové přinášejí opět vlastní pojetí hodnoty – odlišují preference uplatňované na trzích a hodnoty, které zahrnují představu o tom, co je kvalitní život, dobře fungující společnost principy, co je správné či špatné dělat. Hodnoty jsou utvářeny či podporovány společenskými normami, mohou však ovlivňovat jednání jednotlivců na trzích. V neposlední řadě hodnoty ovlivňují i vznik samotných trhů, tj. co je či není přípustné učinit předmětem obchodu (Vatn, 2005a). V tomto pojetí je potlačena role jednotlivce-hodnotitele ve prospěch rozhodování společnosti.

Z předchozího výkladu je patrné, že myšlenkové směry s tendencí k metodologickému kolektivismu zpochybňují racionalitu individuálního lidského jednání a usilují o zohlednění společenských hodnot. Jsou více nakloněny uplatnění hodnotových soudů (tj. určité představy o tom, co je správné) při rozhodování o alokaci přírodních zdrojů. I v rámci ekonomie jako celku jsou na toto téma vedeny polemiky (např. Sen, 2002). Otevřenost hodnotovým soudům

*statky není nutností, nýbrž výsledkem volby... Považovat pouze uspokojení fyziologických potřeb za „přirozené“, tedy „racionální“, a vše ostatní za „umělé“, tedy „iracionální“, je zcela arbitrární.“*

<sup>32</sup> *Pigou (1932: 28–29) k tomuto dále podotýká: „Stejná touha, která žene lidi spotřebovávat co nejvíce dnes, než odkládat spotřebu do budoucnosti, způsobuje plýtvání při vyčerpávání darů přírody... Rybolov je prováděn způsobem, který ignoruje období tření, což postupně vede k vymírání některých druhů ryb. Pěstování plodin se provádí tak, že se snižuje úrodnost půdy... Obecně se tedy shodneme na tom, že by stát měl v určité míře ochraňovat budoucí zájmy v této oblasti proti našemu iracionálnímu diskontování budoucnosti.“*

### Budoucí generace v neoklasické environmentální ekonomii

Neoklasická environmentální ekonomie se v rámci svého rozboru udržitelného rozvoje zabývá blahobytem budoucích generací. Důvodem je požadavek maximalizace společenského blahobytu, který je závislý na diskontované sumě blahobytu všech lidí ve společnosti napříč generacemi (např. Hanley a kol., 2007). Neoklasické úvahy o blahobytu budoucích generací však stojí i na etickém předpokladu mezigenerační spravedlnosti, jež u různých autorů nabývá různých forem. Ve svých článcích o ní diskutují např. Solow (1974) nebo Arrow (1973). Průlomovým článkem v otázce udržitelného rozvoje optikou neoklasické environmentální ekonomie byl článek Hartwicka (1977), který popsal předpoklady, kdy nebude v důsledku vyčerpávání neobnovitelných zdrojů klesat spotřeba průměrného jedince, a tedy jeho blahobyt. Pro tyto předpoklady se ustálil termín **Hartwickovo pravidlo**. Současná generace zajistí udržitelný rozvoj tím, že přenechá následující generaci nezmenšenou zásobu celkového kapitálu, který obsahuje kromě lidmi vytvořeného kapitálu i přírodní kapitál (viz kapitola 8.3.3).

pak obvykle přímo souvisí s prosazováním vládních zásahů do ekonomiky, neboť stát jako silná kolektivní entita disponuje mocí přerozdělovat zdroje jménu různých celospolečenských cílů (efektivnosti, spravedlnosti, udržitelnosti aj.). Legitimitu ke své činnosti získává stát v moderních demokraciích od občanské společnosti, a proto se předpokládá, že představitelé státu jednají v zájmu veřejnosti.

Konkrétně neoklasikové obhajují nutnost využít veřejné autority k uvalení pigouviánských plateb vedoucích k optimální kvalitě životního prostředí (v rámci současné generace i mezigeneračně), případně nutnost využít společenskou volbu (rozhodování demokraticky zvolených orgánů) pro určení standardů kvality životního prostředí (Baumol a Oates, 1971). Institucionalisté v čele s Vatnem a Bromleym vyzývají k obhajování „správných“ hodnot při rozhodování o režimech správy přírodních zdrojů. Ideální by bylo, kdyby nositelem těchto hodnot ve vztahu k životnímu prostředí byla většinová společnost. Než to však nastane, je nutné arbitrárními zásahy veřejné autority zabránit nevratnému poškození ekosystémů.

Hodnotová neutralita je naopak silně obhajována v rámci tržních přístupů k ochraně životního prostředí. Jednotliví autoři útočí na nevědeckost hodnotově zabarvených tvrzení, která nelze potvrdit ani vyvrátit. Upozorňují na



manipulovatelnost společenských cílů, jež musí vždy projít politickým procesem (Anderson a Leal, 2001; Mises, 2006). Vatn (2005a) však oponuje, že ani tržní přístupy nejsou zcela prosté hodnotových soudů, jelikož automatická preference soukromého vlastnictví je sama o sobě ideologií. Navíc jsou v rámci této teorie vyznávány pluralitní společenské hodnoty – svoboda a blahobyt. Zatímco blahobyt je obhajován individualisticky jako blaho jednotlivých členů společnosti, svoboda je hodnotou sama o sobě (a má vždy před blahobytem přednost). Z toho vyplývá údajná metodologická nekonzistentnost. Dle Vatna (2005a: 200): „Důraz kladený na svobodu vlastně znamená určitou objektivistickou představu o tom, co je správné. Zdůrazňuje se konkrétní statek – svoboda. Argumentuje se pro její primát a jde se daleko za prosazovanou myšlenku, že co je správné, je ryze subjektivní záležitostí.“

Názory na zahrnutí či absenci hodnotových soudů v ekonomii životního prostředí (i v ekonomii obecně) se radikálně liší. Dle Chalupníčka (2007: 2) dokonce i sama metodologie vědy „bývá označována za ideologii svého druhu, která není racionálně ospravedlnitelná a kterou vědec volí v souladu se svými hodnotami“.

#### 7.2.4

#### Metoda zkoumání environmentálních problémů

Větší otevřenost přírodním vědám odlišuje metodu zkoumání environmentálních problémů institucionální ekologické ekonomie od ostatních, v ekonomii silněji ukotvených přístupů. Tato metoda vychází z **empiricko-induktivního** přístupu. Oproti tomu neoklasika i rakouská škola (tudiž i základy tržních přístupů k ochraně životního prostředí) využívají **abstraktně deduktivní** přístup.

Jak deklaruje Ostrom, cílem vědeckého snažení je vyvinout empiricky platné teorie, tj. nejsou-li teoretické závěry empiricky testovány, nemají vypovídající schopnost. Rovněž nejsou-li empirická data v souladu s teorií, musí se teorie změnit (Ostrom, 1999; 2006). Tato pozice je zřejmá z analytických postupů představitelů institucionální ekologické ekonomie, kteří považují za klíčové shromáždit detailní informace o konkrétním studovaném případě předtím, než bude provedeno hodnocení institucionálního rámce. Obecné závěry jsou pak odvozeny na základě agregace empirických poznatků, jejich platnost je však relativizována s ohledem na typ zkoumaných jevů.

Význam empiricko-induktivní metody pro ekonomickou analýzu popírají někteří rakouští ekonomové. Např. Hulsman (2003: xi) uvádí: „Platnost ekonomické teorie nestojí a nepadá s empirickými výzkumy. Ekonomické zákony je nutno chápat jako apriorní zákony, jež nemohou být potvrzeny ani odmítnuty pomocí metod převládajících v přírodních vědách...“ Dle Misesa (2003: 14):

„Co víme o základních kategoriích jednání (jednání, ekonomizování, preferování, vztah prostředků a cílů), není odvozeno ze zkušenosti.“ Dvěma základními apriorními zákony jsou tvrzení, že člověk jedná a že volí prostředky k dosažení svých cílů. Na tyto zákony navazují další<sup>33</sup>, přičemž neplatnost těchto zákonů nelze prokázat v praxi, ale pouze argumentačně. Jelikož člověk může obtížně nejednat a jeho jednání je vždy motivováno dosažením určitého cíle, jsou tyto i další ekonomické zákony považovány za nezpochybnitelné. Představitelé tržních přístupů k ochraně životního prostředí využívají případových studií pouze jako podpůrné dokumentace pro své teoretické závěry. Empirická data nejsou zdrojem nového poznání.<sup>34</sup>

O vhodnosti aplikace jedné nebo druhé metody zkoumání společenských jevů se představitelé různých ekonomických směrů přou již desítky let. Jedním ze závěrů v rámci těchto sporů je konstatování, že deduktivní a induktivní metoda nevyklučují jedna druhou, ale že se doplňují a mohou tedy existovat vedle sebe (Loužek, 1999).

Zřejmou nevýhodou empiricko-induktivní metody využívané institucionální ekologickou ekonomikou je fakt, že závěry analýz jsou závislé na kontextu a obtížněji zobecnitelné. Většinou se opírají o požadavek shromáždění dalších empirických podkladů. Než se tak stane, je vůči přírodním zdrojům aplikována konzervativní politika založená na principu předběžné opatrnosti (viz kapitola 8.2). Těmito neduhy netrpí neoklasická environmentální ekonomie ani tržní přístupy k ochraně životního prostředí – na základě abstraktně deduktivních postupů jsou zde jasně formulovány požadavky ve vztahu k optimálnímu čerpání přírodních zdrojů. Existuje však riziko, že implementace těchto požadavků do praxe nezohlední reálné podmínky konkrétního případu (např. institucionální bariéry, transakční náklady apod.) a skutečný výsledek nebude odpovídat modelovému řešení.

### 7.3

#### Kritika Coasova přístupu rakouskými ekonomy

Od metodologické komparace tří nejsilněji profilovaných směrů v rámci ekonomie životního prostředí se nyní přeneseme ke kritice Coasova přínosu, jenž je často prezentován jako integrální součást neoklasické environmentální

<sup>33</sup> *Např. že člověk preferuje uspokojení potřeb dříve před uspokojením potřeb později; snížila-li se cena zboží, lidé budou kupovat stejně nebo spíše více než naopak; konflikty mezi lidmi vznikají, pouze pokud jsou věci vzácné; žádná věc nebo část věcí nemůže být v stejné době vyhledávána a získávána výlučně vlastněnecem jediným člověkem apod. (Hoppe in Hulsmann, 2003).*

<sup>34</sup> *Empirický výzkum hraje významnější roli v Andersonově tržním přístupu než v rámci rakouské ekonomie životního prostředí, oba tržní směry však vycházejí z toho, že soukromé vlastnictví je empiricky nezpochybnitelnou institucí.*

### **Vědecký časopis *Ecological Economics* jako základna pro kritiku neoklasické metody**

Ramos-Martin a další odmítají standardní analýzu neoklasické environmentální ekonomie vycházející z dokonale konkurenčních modelů. Domnívají se, že matematizace společenských jevů nevyústí v určení účinného řešení environmentálních problémů (Ramos-Martin, 2003; Sousa a Domingos, 2006; Bromley, 2007). Místo predikcí nástrojů odvozených z virtuálních rovnovážných podmínek je upřednostňován empirický výzkum, tj. zkoumání jevů v reálném prostředí a formulace hospodářsko-politických doporučení na základě pozorovaných skutečností (Paavola a Adger, 2005; Vatn, 2005b). S odmítnutím abstraktně deduktivní metody souvisí i přehodnocení chápání člověka jako absolutně racionálního jednotlivce, který se řídí cenovými signály (Söderbaum, 1999; Fabera kol., 2002). Jak podotýkají Gowdy a Ericksson (2005), výzkumy prokázaly, že lidé konzistentně přisuzují vyšší hodnotu věcem, které již vlastní, a vykazují (iracionální) averzi k jejich pozbytí (což zpochybňuje tvrzení Coasova teorému irelevantnosti počátečního rozdělení zdrojů, jsou-li náklady na vyjednávání nulové). Zavedení platby (např. dotace) za společensky přínosné jednání může v konečném důsledku způsobit snížení motivace pro toto jednání v důsledku efektu vytěsňování – morální motivace byla nahrazena platbou (což narušuje koncept pigouviánských plateb). Tyto psychologické motivace k jednání nejsou postiženy standardní neoklasickou analýzou, jak je uplatňována v rámci environmentální ekonomie.

Řada kritiků neoklasické environmentální ekonomie se rovněž dotýká etických otázek, zejména v souvislosti s rozšířeným využíváním mimotřžních oceňovacích metod, které tak, jak jsou v současné době aplikovány, neberou dostatečně v úvahu společenské hodnoty životního prostředí (estetickou a existenční hodnotu). Nedostatky jednotlivých oceňovacích metod jsou patrné zejména v okamžiku, kdy se snažíme zachytit hodnotu přírody jako společného bohatství nad rámec užitných hodnot (Jenkins, 1998; Gowdy, 2005; Azqueta a Delacámara, 2006). V návaznosti na tuto kritiku je rovněž odmítán Kaldor-Hicksův kompenzační mechanismus jako smysluplné vodítko pro společenskou volbu (Farrow, 1998).

ekonomie. Se silnou kritickou polemikou Coasova řešení environmentálních problémů přichází rakouský ekonom Walter Block. Tato polemika se odehrává v podobě názorové výměny ve vědeckých člancích mezi ním a Coasovým významným následovníkem Haroldem Demsetzem (Block, 1977; Demsetz, 1979; následně Block, 1995) a je jednou z mála interakcí tohoto druhu na poli ekonomie životního prostředí. Předmětem kritiky jsou zejména dvě skutečnosti:

- obhajoba zásahů do systému tvorby vlastnických práv;
- psychické náklady a užítky.

Kritika cílí zejména na Coasovu diskusi reciprocit externích jevů a na různé dopady vyjednávání do rozpočtů zúčastněných stran i ve světě nulových transakčních nákladů.

### 7.3.1

#### Zásahy do systému tvorby vlastnických práv Coasovými následovníky

Základní problém v souvislosti s Coasovým teorémem vidí rakouští ekonomové ve **zneužití myšlenky vlastnických práv**, což je překvapivé zejména proto, že je Coase na poli neoklasické environmentální ekonomie prezentován spíše jako jejich obhájce. Coasův článek z roku 1960 totiž rozpoutal diskusi o tom, zda lze pomocí přerozdělování vlastnických práv ovlivňovat výši ekonomického výstupu. Dle Blocka (1977) byla v předcoasovské éře vlastnická práva chápána v duchu Lockových principů. Hlavní charakteristikou tohoto tradičního pojetí byla dlouhodobá stabilita instituce soukromého vlastnictví a ochrana vlastníků proti jakékoli formě vnější invaze. O přerozdělování práv podle společenských priorit se neuvažovalo.

Potřebnost zásahů (soudů nebo společnosti) do vlastnických práv ve prospěch vyššího společenského výstupu hájili především Coasovi následovníci Posner a Demsetz. Dle Blocka bylo však nutným důsledkem těchto úvah nadřazování rozhodování vládních autorit soukromým vlastníkům ve jménu různě definovaných veřejných zájmů. To rakouští ekonomové zásadně odmítají (Block, 1995).

Jasným stanoviskem je, že ekonomie musí formulovat obecně platné principy a hájit univerzálně použitelné koncepty. Připustíme-li okolnosti, za kterýchby přerozdělení vlastnických práv mohlo být obhajitelné, otevřeme tím cestu jejich postupné erozi. Block uvádí, že ve společnosti se mohou vyvinout pouze dvě formy nakládání s vlastnickými právy podle toho, zda se přikloníme k efektivní nebo tradiční teorii: „Na jedné straně může existovat provizorní systém vlastnických práv, ve kterém jsou práva chráněna pouze do chvíle, než někdo přijde s přijatelným důvodem pro to, aby byla násilím odebrána. V rámci tohoto systému mají klíč k vlastnickým právům ve svých rukou diktátoři nebo

### *Austrian Pure Snow Treas* (Demsetz, 1979)

V rámci zmíněné diskuse mezi Blockem a Demsetzem použil Demsetz (1979) příklad vzácných stromů (*austrian pure snow treas*), ze kterých je možné vyrobit lék na rakovinu. Rostou však na jednom jediném ostrově vlastněném náboženskou sektou, která tyto stromy uctívá jako své bohy. Sektáři nehodlají stromy prodat, ani nechtějí umožnit jejich užití k výrobě léku, a to za žádnou cenu. Demsetz se táže, zda je i v tomto krajním případě možné nadále obhajovat vlastnická práva, nebo zda je možné připustit případy, kdy je porušení principu ochrany vlastnictví obhajitelné kvůli zlepšení situace všech členů společnosti.

Takto popsaná situace připravuje půdu pro obhajobu přerozdělování práv na základě společenského rozhodnutí lépe než Coasovy klasické příklady dobytkaře a pěstitele obilí. Block (1995) však namítá, že aniv takto emotivním příkladem se nelze odchýlit od obecných pravidel fungování společnosti, jež je založena na ochraně soukromého vlastnictví. Porušení liberálních principů umožňuje nejen vzít stromy sektě (což může někdo považovat za morálně obhajitelné), ale např. i vystěhovat vesnici kvůli přehradě nebo ochránit strategicky významného znečišťovatele na úkor poškozených apod. Dle Blocka (1995: 77): „Musíme trvat na tom, že vlastnická práva jsou svatá a nesmějí být porušena aniz ‚dobrých‘ důvodů.“

většiny (nebo diktátorské většiny).“ To je systém, který nepřímou obhajuje Demsetz (když říká, že vzácné stromy mají být sektě odebrány; viz rámeček). „Na druhé straně stojí kontinuální a bezpečný systém vlastnických práv, ve kterém jednotlivci mají nezpochybnitelné právo ‚držby‘. Jediný problém je, že za určitých okolností může existovat pokušení systém svrhnout, aby společnost dosáhla nějaké významné výhody“ (Block, 1995: 83–84).

### 7.3.2

#### Psychické náklady a užítky v Coasově vyjednávání

Podle efektivnostní teorie práv by tedy soudci měli být schopni racionálně rozhodovat ve prospěch společnosti, a to na základě porovnání nákladů a užiteků různých variant vlastnických uspořádání. Obhájci tohoto tvrzení (zejména Posner) však vycházejí z neoklasického pojetí peněžních nákladů a navíc předpokládají interpersonální srovnávání užiteků. Např. v Coasově příkladu sporu mezi farmářem a dobytkařem by právo v reálném světě mělo být přiřčeno

dobytkáři, má-li pro společnost vyšší (tržní) hodnotu dodatečné maso než dodatečně zničené obilí a naopak. Rovněž soudní rozhodnutí by mělo padnout ve prospěch továrny znečišťující farmářovo pole, jsou-li náklady na instalaci filtru vyšší než farmářova peněžní škoda v důsledku znečištění. Ve světě vysokých transakčních nákladů jsou tedy soudy nebo vláda těmi, kteří určují, kdo ponese břímě způsobené v důsledku externality. Kritici však zdůrazňují nemožnost provádění potřebných propočtů nákladů a užitků ze strany veřejných institucí. Soudy ani nikdo jiný proto nemůže určit, kdo využívá majetek nejefektivněji ani kdo je schopen zamezit externalitám s nižšími náklady (Block, 1977).

Subjektivní náklady zahrnují i nepeněžní (psychické) újmy, které ovlivňují rozhodování jednotlivých stran a které mohou být v konkrétních případech pro jednotlivé účastníky velmi významné. Block (1995) ve svém článku ukazuje, že tyto náklady nejenže nemohou být vodítkem pro rozhodnutí soudu, ale že rovněž způsobují problém s alokací práv v ideálním světě nulových transakčních nákladů, ve kterém by na rozhodování soudců vůbec záležet nemělo. „I za předpokladu nulových transakčních nákladů a při ignorování efektů bohatství<sup>35</sup> záleží při alokaci zdrojů na tom, které straně je přiznáno vlastnické právo. Je tomu tak proto, že nemůžeme s jistotou říci, že poražený bude mít dostatek nezbytných zdrojů ke kompenzaci vítěze i v případě, že sícení konkrétních vlastnických práv více než druhá strana“ (Block, 1995: 65). Coase ve svém výkladu předpokládá, že dochází k reálným ztrátám na majetku, jako je např. ztráta úrody, kterou by jinak zemědělec mohl prodat na trhu. Eliminace těchto ztrát pak umožňuje získat zdroje na kompenzaci. V případě **psychických nákladů nebo přínosů** (*psychic loss* nebo *psychic income*) ale žádné takové zdroje neexistují.

Např. farmářova ztráta obilí z dodatečné krávy může být (v tržním vyjádření) nižší než cena masa z této krávy, ale jeho frustrace ze zbytečné práce (je-li dobytčářovým kravám povoleno úrodu ničit) může být daleko větší. Pokud krávy místo pole ničí starý strom, který zasadil farmářův otec, či vysoce ceněný záhon květin, tržní hodnota ztráty je nulová, ačkoli farmářova psychická újma je značná. Přizná-li soud právo dobytkáři, může se farmář snadno dostat do situace, kdy nebude mít peněžní prostředky na kompenzaci dobytkaře, tj. v případě starého stromu nezíská zamezením fyzické invaze na svůj pozemek žádnou dodatečnou produkci (např. dodatečné obilí), kterou by mohl zpeněžit. Naopak je-li v případě starého stromu právo přiznáno farmáři, dobytkař nedosáhne přerozdělení práv prostřednictvím nabízené kompenzace, a to i přesto, že dodatečná tržní hodnota masa je vyšší než „nulová“ tržní hodnota starého stromu.

<sup>35</sup> Za důchodové efekty (nebo také efekty bohatství) jsou považovány např. rozdíl mezi ochotou platit a ochotou přijímat kompenzaci nebo skutečnost, že různá míra bohatství vyjednávajících stran ovlivňuje výsledek vyjednávání.

Připustíme-li existenci psychických nákladů zúčastněných stran, neplatí tedy Coasův teorém ani v ideálním světě nulových či velmi nízkých transakčních nákladů. Na rozdělení vlastnických práv záleží v každém okamžiku, kompenzace ve prospěch optimálního společenského výstupu se za určitých okolností nemusí uskutečnit.

### 7.3.3

#### Kritika teorie externalit rakouskými ekonomy

Rakouská ekonomie životního prostředí se staví odmítavě k teorii externalit, která je jedním ze základních stavebních kamenů neoklasické environmentální ekonomie. Kritika navazuje na výklad rakouské teorie blahobytu (viz kapitola 6.4.2), v rámci které je za kritérium optima (tj. efektivního fungování ekonomiky) považována maximální podpora dobrovolné směny na svobodných trzích. Toto pojetí je v ostrém kontrastu s neoklasickou teorií blahobytu, jež za optimální považuje alokaci zdrojů na dokonale konkurenčních trzích při určitém počátečním rozdělení bohatství ve společnosti. Rovnováha na těchto trzích v podobě určité kombinace statků a služeb je považována za konečný cíl a odchylky v důsledku tržních selhání jsou napravovány vládními zásahy. Dle rakouských ekonomů však díky neustálým změnám v ekonomice (např. v technologiích, preferencích spotřebitelů aj.) není možné žádného konečného (optimálního) stavu nikdy dosáhnout (Rothbard, 2005). Navíc optimum nejsme kvůli subjektivní povaze preferencí a nákladů schopni stanovit, tj. neznáme cílový soubor statků a služeb, jež jsou optimálním výstupem ekonomiky. Na základě jakého měřítka tedy určíme, že současná úroveň produkce je horší či lepší než jakákoli jiná úroveň produkce? (Brownstein, 1980). V kontextu této kritiky ztrácí výklad problému externalit, jež představují odchylky od neznámého optima, i jejich řešení význam.

Abychom nebyli nuceni koncept externalit pro jeho nekonzistentnost zcela odmítnout (viz rámeček), je nutno jej přehodnotit a rozlišit společensky akceptovatelné externality od těch, jež jsou určeny k nápravě (Cordato, 1992). Náповědou pro toto členění je obrázek 18.

Hlavním problémem negativních externích efektů je vznik konfliktu mezi znečišťovatelem a poškozeným o využití vzácného zdroje. Při existenci fyzické invaze, jež způsobila újmu (např. zemědělec versus chovatel pstruhů), se jedná o jev určený k nápravě (**sektor C**). Poškozený žádá o kompenzaci škody a zamezení negativní činnosti.

Určitá část negativních externalit, u nichž např. nelze prokázat příčinnou souvislost mezi újmou a znečišťovatelem, se nachází v **sektoru A**. Tyto jevy se řeší dohodou mezi znečišťovatelem a poškozeným nebo se jedná o situace, jež mohou být za určitých okolností poškozenými tolerovány (např. zápach z polí obtěžující vesnici v době hnojení, hluk během silvestrovských oslav apod.).

**Filozofický argument pro odmítnutí konceptu externalit** (Simpson, 2005)

Dle Briana Simpsona (2005) je samotný koncept externalit neplatný, neboť pod něj lze zahrnout zcela odlišné typy jevů. Vymezení konceptu podle tradiční definice externality neumožňuje „znalosti získané o určité jednotce v dané kategorii aplikovat na všechny jednotky této kategorie . . . zahrnuje fundamentálně odlišné jevy, ke kterým nelze v realitě přistupovat stejným způsobem“ (Simpson, 2005: 5).

Konkrétně definici externality splňují situace, u kterých dochází k porušení vlastnických práv (např. dobytkařovy krávy ničící sousední obilné pole), i situace, u kterých tomu tak není (např. Fordova hromadná výroba osobních automobilů a její negativní dopad na chovatele koní). Obě aktivity „lze zahrnout do stejného konceptu, negativní externalita a v takovém případě je nutné na ně pohlížet tak, jako by jejich podstata (a tedy i řešení) byla stejná, což ve skutečnosti není pravda. Budeme-li tedy aplikovat koncept negativních externalit důsledně, znamená to obhajovat názor, že vláda musí použít síly vždy, když jsou jednotlivci vystaveni působení negativních jevů jiné lidské činnosti“ (Simpson, 2005: 6).

Tento problém do jisté míry řeší pozdější rozdělení na technologické a pekuniární externality (viz kapitola 2.4.1).

V rámci této kategorie mohou rovněž figurovat jevy, které by poškození rádi uplatnili u soudů k nápravě, ale doposud neexistuje (technický) způsob, jak prokázat újmu, případně nelze vysledovat vazbu mezi újmou a znečišťovatelem. V takovém případě však mají poškození významnou motivaci poptávat nové technické prostředky, pomocí nichž bude možné vysledovat transfer znečištění v ovzduší zpět k jeho zdroji, prokázat újmu na majetku či lidském zdraví apod. Kromě toho spadají do sektoru A také psychické újmy (např. ztráta dobrého jména, ztráta hodnoty majetku v důsledku vývoje cen na trzích apod.), jež však nemají povahu fyzické invaze, a proto oprávněně nejsou určeny k nápravě (Cordato, 1992).

Uvedené členění je obecným návodem k tomu, jaké negativní externality napravovat a jak. To, jaký způsob řešení (žaloba, domluva, tolerování jevu) bude v konkrétních případech zvolen, závisí na subjektivním rozhodnutí poškozeného, jeho schopnosti prokázat míru narušení vlastnických práv. Není cílem kompenzovat za každou cenu všechny jevy nabývající charakteru negativní externality (Cordato, 1992).



	negativní externality	pozitivní externality
akceptované	A	B
určené k nápravě	C	D

Zdroj: Cordato, 1992

Obr. 18: Členění externalit

Pozitivní externality naproti tomu nejsou chápány symetricky jako opak negativních externalit, jelikož s jejich existencí není spojen vznik žádného konfliktu ani narušení vlastnických práv. Člověk podstupující náklady konkrétní činnosti svým jednáním demonstruje, že jeho individuální blaho se oproti dřívější situaci zvyšuje. Skutečnost, že jeho projekt přinese dodatečné užítky jiným lidem, mu v činnosti nezabrání (Cordato, 1992). Jelikož neexistuje žádné měřítko k posouzení optimálního společenského výstupu, nelze říct, že činností generujících pozitivní externality je prováděno málo. Z pohledu teorie blahobytu rakouské školy nepředstavují proto tyto jevy žádný problém, kterýby bylo nutné řešit.<sup>36</sup> Z toho důvodu se naprostá většina pozitivních externalit nachází v **sektoru B** a existuje reálné nebezpečí, že **sektor D** zůstane zcela prázdný (Cordato, 1992).<sup>37</sup>

<sup>36</sup> Připomeňme, že podle neklasické teorie blahobytu snižují pozitivní externality společenský blahobyt, protože statků, které tyto pozitivní efekty generují, je vyráběno příliš málo. Pak je efektivní, aby takové statky poskytovala vláda nebo aby jejich producenti byli dotováni.

<sup>37</sup> Mezi ekonomy rakouské školy existují v této otázce rozpory. Mises uvádí případy, zejména v souvislosti s vynálezy a publikacemi, u kterých se domnívá, že pozitivní externality mohou v této souvislosti mít negativní dopad na společenský blahobyt. Ani v tomto případě se však nejedná o problém externích užiteků per se, ale opět o problém jasně definovaných a prosaditelných vlastnických práv (Cordato, 1992).

Přehodnocení konceptu externalit respektující metodologii rakouské ekonomie životního prostředí je však pouze dokreslením výkladu z kapitoly 6 s využitím terminologie neoklasické environmentální ekonomie. Liberálně orientované myšlenkové směry s tímto konceptem dále nepracují a významně jej nerozvíjejí.

## 7.4 Komparace navrhovaných řešení a možná společná východiska

V předchozím výkladu jsme popsali společné výhrady alternativních myšlenkových směrů – institucionální ekologické ekonomie a tržních přístupů – vůči neoklasické environmentální ekonomii. Z nich vyplývá významný přesun pozornosti od vyčíslování nákladů a užitků k analýzám institucionálního rámce, jimiž je zpochybňována výhradní funkce vlády jakožto nositele rozhodnutí o alokaci přírodních zdrojů.

Z metodologických diskusí jsou naopak patrné zásadní rozpory v jednotlivých přístupech. Východiska současných analýz environmentálních problémů a návrhy hospodářsko-politických doporučení se zásadně odlišují podle příslušnosti autorů k některému ze sledovaných myšlenkových směrů. To vede k fragmentaci prováděného výzkumu a často i k paušálnímu odmítání výstupů vědců z jiného než „domácího“ týmu. Existují problémy v souvislosti se vzájemným porozuměním procesu tvorby výsledků, terminologii i etickým východiskům.

Přírodní zdroje se mohou nacházet v soukromém, komunitním či státním vlastnictví nebo k nim může být volný přístup. Typ vlastnictví funguje v interakci s formálními i neformálními pravidly užívání určitého zdroje, s nimiž společně tvoří specifický režim správy kombinující různé prvky uživatelských a vlastnických práv.

Všechny analyzované myšlenkové směry se shodují v tom, že je-li přírodní zdroj vzácný, volný přístup způsobí jeho postupnou degradaci. Rozcházejí se však v názorech na to, jaký typ vlastnictví má být zaveden (případně spolu s jakými pravidly užívání), aby bylo dosaženo rovnováhy mezi užitím a zachováním určitého zdroje. Představitelé neoklasické environmentální ekonomie upozorňují na nedělitelnost vybraných přírodních zdrojů a nevylučitelnost ze spotřeby, v důsledku čehož jsou takové přírodní zdroje považovány za veřejné statky, které by měly být ve správě státu. Alternativnímu režimu správy není věnován významný prostor. Institucionální ekologická ekonomie zdůrazňuje pozitiva prvků komunitního vlastnictví, tržní přístupy k ochraně životního prostředí prosazují zavedení soukromého vlastnictví vzácných přírodních zdrojů.

	<b>neoklasická environmentální ekonomie</b>	<b>institucionální ekologická ekonomie</b>	<b>tržní přístupy k ochraně životního prostředí</b>
<b>postoj k vládním selháním</b>	Nemají zásadní negativní vliv na alokaci zdrojů.	Mají negativní vliv, ale lze jej překonat tlakem občanské společnosti.	Mají zásadní a převažující negativní vliv.
<b>role státu</b>	Garant práv. Tvůrce práv (zásahy do alokace zdrojů ve jménu efektivnosti a spravedlnosti).	Garant práv. Tvůrce práv (zásahy do alokace zdrojů ve jménu spravedlnosti a udržitelnosti).	Garant práv.
<b>preferovaný režim správy</b>	Státní správa veřejných zdrojů.	Víceúrovňová správa s prvky komunitních režimů správy.	Soukromé vlastnictví Individ. vlastnická práva.

Tab. 5: Role státu a preferovaný režim správy

Na první pohled se zdá, že mezi uvedenými teoriemi neexistuje žádný názorový průnik. Přesto lze při bližším pohledu odhalit přinejmenším dvě situace, které představují určitý potenciál pro společnou diskusi. Jedná se o:

- dílčí shodu ohledně spontánní evoluce režimů správy přírodních zdrojů;
- shodu o roli vlády v reálné environmentální politice.

### 7.4.1

#### Spontánní evoluce režimů správy založených na soukromém nebo komunitním vlastnictví

Terry Anderson a Elinor Ostrom se oba v rámci svých prací zabývají spontánní evolucí vlastnických práv k přírodním zdrojům. Společným prvkem je skutečnost, že tato práva byla vytvořena přímo uživateli s ohledem na jejich potřeby (obvykle kvůli zamezení konfliktů) bez intervence vládních autorit. Oba autoři zmiňují příklad zavlažovacích soustav v suchých oblastech, jež byly zbudovány a spravovány uživateli na základě jasně vytvořených pravidel.<sup>38</sup> Zatímco pro

<sup>38</sup> Případové studie pocházejí z prostředí USA (Anderson a Snyder, 1997), Španělska a Filipín (Ostrom, 2006).

Andersona je tento vývoj důkazem pozvolného vzniku trhů s vodou na základě postupně institucionalizovaných soukromých práv, Ostrom považuje společenskou dohodu za důkaz fungování režimů správy založených na komunitním vlastnictví. V následujícím textu ukážeme, že v této situaci nemají představitelé obou myšlenkových směrů problém akceptovat prvky soukromého nebo komunitního vlastnictví a že zde tedy dochází ke shodě ohledně dobrovolně ustanovených režimů správy.

Ostrom ve svých textech obhajuje komunitní vlastnictví a odmítá automatickou nadřazenost soukromého vlastnictví. Na praktických příkladech dokazuje, že přírodní zdroje v komunitním vlastnictví nebyly zničeny a že náklady vyjednávání v rámci komunity nebyly prohibitivní a umožnily evoluci potřebných institucí v čase podle aktuálních potřeb (Ostrom, 2006).<sup>39</sup> Byl zaveden robustní režim správy, který v řadě případů kombinoval prvky soukromého a komunitního vlastnictví. Jelikož komunity takové režimy samy ustanovily a udržovaly, není důvod se domnívat, že byla trpěna nějaká těžkopádná či nevyhovující forma správy. Neexistuje rovněž důvod v těchto situacích prosazovat úplnou privatizaci zdroje jako jediné vhodné řešení (Ostrom, 1999). Jak dále Ostrom uvádí, výlučná vlastnická práva vznikala především tam, kde náklady vylučitelnosti ostatních uživatelů byly nízké a spotřeba zdroje jedním uživatelem nebyla ve vztahu k celkové zásobě zdroje významná. Za těchto podmínek vedlo soukromé vlastnictví k vyšší míře produktivity a jednalo se jednoznačně o preferovaný institucionální rámec (Ostrom, 1999). Režimy správy založené na soukromém vlastnictví byly v uvedených případech využívanou alternativou komunitního vlastnictví.

Na druhé straně liberální ekonomové k legitimitě komunitního vlastnictví uvádějí, že „lze nalézt dobré důvody pro to, aby společné vlastnictví představovalo nejlepší dostupnou alternativu“ (Šíma, 2004: 63). K tomu dochází zejména v důsledku nákladnosti vymezení individuálních vlastnických práv ke zdroji, což však může být v čase překonáno technologickým pokrokem nebo zvýšením vzácnosti zdroje. V souladu s tvrzením Elinor Ostrom tedy lze uzavřít, že tam, kde v minulosti došlo ke spontánnímu ustanovení komunitního vlastnictví, jednalo se pro uživatele přírodního zdroje o nákladově nejvýhodnější alternativu. Rovněž tam, kde vzniklo soukromé vlastnictví, náklady vymezení a prosazování práv byly buď nižší, nebo byly ospravedlněny vyššími toky užitků.

<sup>39</sup> *S touto obhajobou souvisí i vyjasnění pojmového zmatení – především rozdílu mezi kolektivními statky (commons) a veřejnými statky, případně mezi státním a komunitním vlastnictvím a volným přístupem. Řada ekonomů považuje tzv. commons za statky s volným přístupem, které podléhají Hardinově tragédii obecní pastviny. Ostrom používá stejný výraz pro kolektivní statky v komunitním vlastnictví, které naopak mohou být v rámci komunity dlouhodobě efektivně spravovány.*

Domnělou absolutní nadřazenost výlučných individuálních vlastnických práv v rámci tržních přístupů k ochraně životního prostředí dále relativizuje E. Dolan poukazem na Lockovu povinnost „zanechat při přivlastnění si části společného zdroje dostatečné množství zdroje ve stejné kvalitě pro ostatní“ (Dolan, 2007: 168). Ve chvíli, kdy přivlastnění si další **technologické jednotky** (*technological unit*) (viz rámeček) přírodního zdroje omezuje další uživatele dosud nepřivlastněného statku, nelze uplatnit zásadu smísení práce se zdrojem, tj. např. obdělat a oplotit si část zbývající půdy. Podle Dolana (2007: 170): „K dalšímu přisvojení sice docházet může, ale v takovém případě semusí pokračovat pomocí nějakého jiného mechanismu, který vyžaduje shodu všech držitelů práv ke zbývajícímu společnému zdroji.“ Např. „pokud se má zbytek pastviny privatizovat, musí se tak stát za souhlasu všech spoluvlastníků. Máme-li použít moderní terminologii, musí být vlastníci vyplaceni, nikoli pouze vyvlastněni.“

#### **Co je technologická jednotka pro účely přivlastnění? (Rothbard, 2007)**

Rothbard (2007) v rámci diskuse velikosti technologické jednotky hledá odpověď na otázku, jak velká část zdroje má přejít do vlastnictví jednotlivce při aplikaci principu prvotního přivlastnění. Nejedná se automaticky o celý zdroj nebo o jeho libovolné množství. Velikost této jednotky závisí na typu zdroje a musí být soudci či rozhodci vymezena tak, aby vlastnictví „zahrnovalo všechny nezbytné příslušnosti“ (Rothbard, 2007: 265), tj. aby bylo vlastníkovi umožněno využívat zdroj za účelem, za kterým si jej osvojil, ale aby se na druhé straně nejednalo pouze o nabytí vlastnictví prohlášením, že určitý zdroj X patří osobě Y.

Na příkladu půdy v USA je ilustrován proces hledání optimální velikosti technologické jednotky: „Roku 1862 byla nařízením o prvotním přivlastnění v rámci federálního zákona o půdě stanovena jednotka 160 akrů. Pokud osoba tuto jednotku půdy vymýtila a po určité době využívala, bylo její vlastnictví přiznáno této osobě. Bohužel se později, když začaly být osídlovány sušší oblasti prérií, ukázalo, že 160 akrů je příliš málo pro jakékoli smysluplné využití (obecně farmaření či pastvu). Výsledkem bylo, že po několika desetiletích jen velmi malá část západní půdy přešla do soukromého vlastnictví“ (Rothbard, 2007: 266).

Představitelé tržních přístupů k ochraně životního prostředí tedy neobhajují postup, že zdroj sdílený všemi (les, jezero) si najednou přivlastní jedna osoba, která všem ostatním omezí přístup. Stejně jako soukromé vlastnictví vzniká

komunitní vlastnictví evolucí v závislosti na potřebách uživatelů. Vznikne-li tlak na změnu režimu správy, je řešení přijímáno na základě společenské dohody přímých uživatelů.

S ohledem na přirozenou evoluci různých forem vlastnických titulů nepřikládají Anderson ani Ostrom žádnému typu vlastnictví normativní hodnotu. Komunitní i soukromé vlastnictví sloužilo k eliminaci konfliktů a zabraňovalo snižování hodnoty přírodních zdrojů. Je vyjadřována důvěra ve svobodné jednání jednotlivců v rámci vytvořených pravidel. Jednotlivci za výše uvedených podmínek nevytvářejí tlak na vyčerpávání zdrojů (je však obtížné odhadnout, zda by se s tímto závěrem Elinor Ostrom v případě soukromého vlastnictví ztožnili i ostatní představitelé institucionální ekologické ekonomie<sup>40</sup>). Zajímavé rovněž je, že zatímco Ostrom k výše uvedeným závěrům dochází s využitím empiricko-induktivní metody, Šíma, Dolan a další obhajují existenci komunitního vlastnictví v určité situaci na základě abstraktně deduktivních postupů.

### 7.4.2

#### Tvorba a garance režimů správy přírodních zdrojů vládou

Situace se mění v okamžiku, kdy na scéně figuruje vláda jakožto garanta tvůrce práva a obhájce veřejných zájmů. Stát určuje, jaké režimy správy přírodních zdrojů budou zavedeny či zachovány, a rovněž prosazuje vlastní (společenské) cíle ve vztahu k přírodním zdrojům. V těchto podmínkách se zachování historických soukromých práv či komunitních systémů jeví jako obtížné. Závěry jednotlivých teorií o tom, jakou roli má stát ve vztahu k přírodním zdrojům hrát, se však diametrálně rozcházejí. Má vláda pouze garantovat evoluci vzniklý institucionální rámec? Má iniciovat změny práv tam, kde lze dosáhnout vyšší produktivity přírodních zdrojů? Nebo má aktivně ovlivňovat rozhodování jednotlivců o míře spotřeby přírodních zdrojů, případně alokaci strategických zdrojů zcela převzít? V následujícím textu rekapitulujeme, jaké režimy správy přírodních zdrojů jsou za těchto podmínek jednotlivými autory považovány za vhodné a jakým způsobem má vláda ve prospěch těchto režimů intervenovat.

Společným postojem autorů zabývajících se spontánní evolucí režimu správy je kritika zásahů externích autorit do tohoto vývoje. Anderson popisuje erozi zvykového práva pod tlakem federálních zákonů (Anderson a Snyder, 1997). Ostrom kritizuje vládní intervence ve prospěch zavádění státního i soukromého vlastnictví, jež narušily fungování historicky stabilních komunitních systémů.

<sup>40</sup> Např. Vatn uvádí, že „neexistuje jednoduchá cesta, jak zjistit, že spontánní vývoj institucí ‚nutně‘ vytváří řád“ (Vatn, 2005a: 95). Existují názory, že pravidla implementovaná státem jsou určitou formou násilí, neboť nezahrnují jednomyslný souhlas. Naopak pravidla vyplývající z tradic či zvyků takto vnímána nejsou, ačkoli neexistuje důvod domnívat se, že tradice jsou méně násilné než pravidla vytvořená státem. Obojí jsou společenské konstrukty (Vatn, 2005a).

Víra v soukromoprávní doktrínu „pomohla ospravedlnit pasáže v zákonech, jež odstranily kolektivní práva k držení půdy a povolily ohrazení a převzetí komunitního majetku individuálními vlastníky“ (Ostrom, 1999: 333). Na druhé straně, „[v] zemích, kde malé osady po generace vlastnily a regulovaly své lokální obecní lesy, se zestátnění rovnalo vyvlastnění . . . Konečným důsledkem zestátnění bylo vytvoření volného přístupu ke zdroji tam, kde předtím existovalo komunitní vlastnictví s omezeným přístupem“ (Ostrom, 2006: 23).

Představitelé tržních přístupů k ochraně životního prostředí a v zásadě i Ostrom proto požadují, aby centrální vláda **chránila spontánně vzniklá práva** a pouze případně snižovala náklady jejich vymáhání. Stát má prosazovat pravidla hry (jež se řídí principem nenarušitelnosti vlastnických práv) a chránit občany a jejich majetek proti invazi. Toto pojetí odpovídá ideálu liberálního státu, o němž se předpokládá, že „se zdrží jakéhokoli tlaku na osobní bohatství svých občanů a nepůjde ani o krok dále, než je nutné k ochraně svých občanů před vnitřní či vnější invazí; kvůli žádným jiným důvodům by stát neměl omezit jejich svobodu“ (Furubotn a Richter, 2005: 15, *vnitřní citace vypuštěny*).

Proti uvedenému přístupu se namítá, že v moderních demokratických státech vláda takto nefunguje a ani fungovat nemůže. Stát je mocným aktérem, vládní instituce získávají mandát ke své činnosti od většinové společnosti.

Dle Furubotna a Richtera (2005: 15): „Je-li stát natolik silný, aby chránil vlastnická práva a prosazoval uzavřené smlouvy, má také dostatek síly na to, aby konfiskoval majetek svých občanů.“ Předpoklad státu, který „nejde ani o krok dále“, se v realitě příliš nevyskytuje. Zneužití, resp. tlak na rozšíření moci státu pramení z jeho monopolního postavení. S aktivní rolí státu je při **tvorbě institucí a alokaci práv k přírodním zdrojům** nutné počítat, ať už se to někomu líbí či ne. Zaměříme se proto na to, jakou míru intervencí za této situace připouštějí či požadují představitelé jednotlivých teorií.

Neoklasická environmentální ekonomie obecně přiznává státu silnou roli v oblasti tvorby a přerozdělování práv k přírodním zdrojům. Jako příklad přerozdělování práv k přírodním zdrojům si můžeme uvést odebrání práva továrně na vypouštění znečištění do ovzduší a přiznání tohoto práva např. místním obyvatelům. Čistá neoklasická environmentální ekonomie a její pigou-viánská daň v sobě nesou myšlenku „znečišťovatel platí“ aneb znečišťovatel nevlastní právo na znečišťování životního prostředí a musí za ně odvádět daň. Pod vlivem Coasova teorému neoklasičtí environmentální ekonomové diskutují o efektivní alokaci práv mezi různé subjekty v souvislosti s výší transakčních nákladů na změnu alokace těchto práv (např. má-li mít znečišťovatel právo na znečišťování, případně do jaké úrovně, nebo má-li mít poškozovaný právo na zdravé životní prostředí). V reálném světě existují překážky ke změně alokace těchto práv mezi znečišťovatelem a poškozovým, tedy k tomu, aby sejiž přiznaná práva na čisté životní prostředí (resp. na znečištění) dostala do

rukou těch, kdo si jich nejvíce cení. Stát proto musí napomáhat takovému rozdělení těchto práv, aby je vlastnili ti, kteří si jich nejvíce cení, a nemuselo docházet k realokaci vyjednáváním. Dále musí podporovat snižování transakčních nákladů ve společnosti, aby případné realokace těchto práv byly možné (Kolstad, 2000). V praktické politice aplikace tohoto přístupu znamená, že je znečišťovatelům obvykle přiznáno právo znečišťovat do určitých limitů, jinak jsou státními orgány hnáni k odpovědnosti.

Závěr zůstává takový, že „životní prostředí obecně nemůže být ponecháno nespoutaným trhům“ (Turner a kol., 1994: 155).<sup>41</sup> Preferovaným a prakticky nezpochybňovaným režimem správy je u řady přírodních zdrojů státní vlastnictví. Stát disponuje mechanismy, pomocí kterých je schopen dosáhnout efektivní alokace veřejných přírodních zdrojů (nebo zdrojů regulovaných ve veřejném zájmu).

Poněkud rezervovanější postoj vůči státu zaujímá institucionální ekologická ekonomie, ačkoli je nutno podotknout, že názory jednotlivých autorů se liší (srovnej přístup Ostrom s Vatnem, Bromleym a dalšími). Uvedli jsme, že autoři vnímají fenomén vládních selhání, ale zároveň se domnívají, že se lidé neřídí výhradně svým individuálním zájmem. O hodnotách a o tom, jaké instituce jsou správné (k dosažení jakých cílů), je nutno vést diskusi v celé společnosti. Státní orgány hrají v celém tomto procesu významnou roli, avšak společnost (vědci, veřejnost, apod.) je tlačí k tomu, aby zohledňovali společenské cíle a zaváděli takové instituce, které podpoří vznik společenského kapitálu, decentralizaci rozhodování a celkově budou podporovat občanskou společnost.

Stát je nezpochybnitelným tvůrcem práv, neboť právo je společenský vztah mezi držitelem práva a kolektivní entitou, jež právo přiděluje. Stejná entita může právo také odejmout či omezit (Vatn, 2005a). Ve vztahu k přírodním zdrojům by stát měl zavádět takové režimy správy, jež neaktivují individuální sobecké jednání, ale společenskou racionalitu, tj. státní vlastnictví s prvky decentralizovaného rozhodování nebo komunitní vlastnictví. Prosazování těchto institucí je (či by se dříve nebo později stalo) výsledkem zmiňovaného společenského dialogu (Vatn, 2005a).

Názory představitelů tržních přístupů k ochraně životního prostředí byly víceméně zahrnuty v diskusi o ochraně spontánně vzniklých práv. Vládní regulace je významně zatížena selháními, proto by stát měl pouze garantovat vzniklý institucionální rámec a přijímat opatření ke snížení transakčních

<sup>41</sup> *Marginálně se objevují názory volající po střídmejším využívání vládních zásahů (např. Tietenberg, 1996: 68): „Ekonomický přístup doporučuje, že vládní regulace mohou být dobře využity k obnovení efektivnosti, avšak rovněž doporučuje, že neefektivnost není postačující podmínkou k obhájení vládního zásahu. Jakýkoli opravný mechanismus vyvolává transakční náklady. Jsou-li tyto transakční náklady dostatečně vysoké a užitek plynoucí z korekce dostatečně malý, pak je nejlepší smířit se s existencí neefektivního stavu.“ Jelikož je obtížné (ne-li nemožné) porovnat transakční náklady s užitky z odstranění neefektivnosti, není tento výrok v praxi příliš použitelný k omezení nadměrné regulace.*



nákladů prosazování práv. Intervence ve prospěch „efektivnější“ či „lepší“ alokace zdrojů se nepřipouští. Samotná vlastnická práva k přírodním zdrojům se vytvářejí samovolně na trzích za přispění podnikatelů, jež objevují nové příležitosti ke zvýšení hodnoty majetku či uspokojení potřeb vlastníků (Anderson a Leal, 2001). Vzácné přírodní zdroje jsou proto převážně v soukromém vlastnictví (buť komunitní vlastnictví či dočasný volný přístup nejsou z nákladových důvodů vyloučeny).

Z uvedených přístupů je patrná shoda v tom, že stát má garantovat a prosazovat vytvořený právní rámec. Neoklasikové a institucionalisté rovněž tvrdí, že stát má provádět tvorbu a realokaci práv ve jménu dosažení různých společenských cílů (efektivnosti či udržitelnosti). Tomu ostře odporují zastánci tržních přístupů. Na první pohled je rovněž zřejmá různá míra tolerance vládních selhání. Ve všech třech teoriích se o nich autoři alespoň zmiňují, avšak zatímco neoklasika v zásadě popírá jejich vliv na akceschopnost stát-ních agentur a institucionální ekonomové doufají v možnosti jejich překonání aktivizací občanské společnosti, protržní autoři považují tato selhání za průvodní a převažující jev veškerých státních intervencí. Různá doporučení pro režimy správy pramenící z této skutečnosti jsou obtížně porovnatelná. Shoda v tom, že vládní selhání existují, nahrává odpůrcům vládních zásahů, avšak tvrzení, zda občanská společnost je či není schopna tato selhání zmírnit, se pohybuje v úrovni prostého předpokladu. Na druhé straně požadavek spontánního vývoje vlastnických práv k přírodním zdrojům se v dnešní době jeví (zejména v zemích bez tradice zvykového práva) jako těžko uskutečnitelný. Tato komplikace nevylučuje tlak na postupné odstraňování administrativních a právních bariér, jež působí proti vyšší míře ochrany přírodních zdrojů, což zastánci tržních přístupů rovněž zdůrazňují.

Jak neoklasikové, tak nová „generace“ institucionálně orientovaných ekologických ekonomů docházejí nakonec k závěru, že rovnováha mezi čerpáním a ochranou přírodních zdrojů je nejčastěji určována společenskou volbou, jinak řečeno záleží na rozhodnutí volených zástupců společnosti a na signálech, které k nim veřejnost vysílá. Prostředkem tedy je ovlivnění myšlení jednotlivců tvořících společnost „žádoucím“ směrem, jelikož vědecká doporučení pro správu přírodních zdrojů v souladu s teoretickými závěry (ekologické i environmentální ekonomie) jsou obtížně kvantifikovatelná nebo se nedaří obhájitje tváří v tvář politické realitě.



ČÁST

2

# POLITICKO-APLIKAČNÍ ČÁST



## Environmentální regulace - co se skrývá v pozadí?

Jak ukázaly teoretické kapitoly, vysvětlit příčiny vzniku environmentálních problémů není vůbec jednoduché. Přístupy různých autorů k otázce původu environmentálních problémů se obvykle liší podle příslušnosti autora k jedné ze škol ekonomického myšlení. Při diskusi možných řešení se jako klíčová jeví otázka míry angažovanosti státu, tj. rozsah a podstata regulace, kterou státy ovlivňují stav přírodních zdrojů a jejich alokaci mezi konkurenční užití. Neoklasická environmentální ekonomie a ekologická ekonomie přisuzují státu významnou roli. Environmentální regulace je tudíž nedílnou součástí jejich hospodářsko-politických doporučení. Oproti tomu tržní přístupy a do značné míry i přístup Ronalda Coase prosazují autonomii rozhodování samotných uživatelů zdrojů v daném institucionálním rámci, jenž vymezuje práva ke zdrojům a garantuje jejich vymahatelnost. Institucionální ekologická ekonomie představuje určitou nadstavbu environmentální regulace spočívající v rozložení rozhodovacích pravomocí na více úrovní (nadmárodní, národní, regionální) a zapojení veřejnosti do rozhodování.

Oproti teoretickým diskusím je praxe environmentální regulace přímočařejší – stát je významným subjektem zasahujícím do rozhodování o přírodních zdrojích. Otázkou je pouze, jakým způsobem to má nejlépe činit (jaké postupy a principy zohledňovat a jaké nástroje využívat). Zpětně je vysvětlována silná úloha státu s využitím fragmentů existujících ekonomických teorií (viz dále), ze kterých je obecně patrná významná inspirace neoklasickou environmentální ekonomikou. Je však důležité si uvědomit, že intervence státu nejsou motivovány snahou dosáhnout určité optimální míry zatížení životního prostředí ani maximalizovat společenský blahobyt, jak požaduje neoklasický přístup charakteristický vírou v osvícený stát. Důvody environmentální regulace mají spíše politické kořeny a lze je rozkrýt studiem chování politiků a jejich zájmů (včetně zájmu být znovu zvolen). Z tohoto pohledu není úlohou ekonomů zabývajících se ochranou životního prostředí stanovení cílů environmentální politiky, ale pouze volba vhodných nástrojů k jejich naplnění.

## 8.1

### Hnací síly environmentální regulace

Dle Fielda (1997) přebírá stát iniciativu v ochraně životního prostředí v okamžiku, kdy dojde k nerovnováze mezi současnou a preferovanou úrovní kvality životního prostředí, tj. vznikne rozdíl mezi kvalitou životního prostředí, jaká v daný okamžik je, a kvalitou, jaká by dle názoru většiny měla být. Jedná se tedy o snahu státu zajistit **společensky přijatelnou kvalitu životního prostředí**.

Oates a Portney (2001) zmiňují tato alternativní zdůvodnění environmentální regulace:

- minimalizace transakčních nákladů;
- preference středového voliče.

První z nich – snaha státu **minimalizovat transakční náklady** spojené s dosažením preferovaného výstupu ekonomiky – se odvolává na práci Ronalda Coase. Stát nahrazuje vyjednávání mezi znečišťovatelem a poškozeným tak, že definuje pravidla nakládání s přírodními zdroji (např. emisní limity, technické parametry provozování zařízení atd.).

Přístup založený na modelu **středového voliče** vysvětluje regulaci jako veřejnou volbu, jež odpovídá zájmům a preferencím středového voliče. V tomto modelu je veřejná volba prováděna přímo voliči nebo prostřednictvím jejich volených zástupců a odpovídá mediánu nejvíce preferovaných názorů/postojů ve společnosti.

Přístupy vysvětlující podstatu environmentální regulace systematizuje rovněž Kolstad (2000), který uvádí dvě základní teorie regulace:

- teorii veřejného zájmu;
- teorii zájmových skupin.

**Teorie veřejného zájmu** obhájí regulaci existencí veřejných zájmů (tím může být samozřejmě ochrana životního prostředí). Tyto zájmy musí být podporovány a chráněny kvůli tržním selháním – existenci přirozených monopolů, informačních asymetrií a externalit. V prvním případě je regulace nasměrována vůči firmám v (přirozeně) monopolním postavení a nabývá jednak podoby restrikcí vstupu dalších firem do odvětví, jednak kontroly cen finální produkce. Příkladem takto cílené regulace v podmínkách ČR je omezení horní hranice platby fyzických osob (domácností) za komunální odpad. Domácnosti nemají obvykle možnost volit mezi konkurenčními službami na trhu svozukomunálního odpadu, což by vytvářelo tlak na snížení ceny. Trh má povahu regionálního, obcí garantovaného monopolu. Informační asymetrie představuje podle Kolstada (2000) problém, protože spotřebitelé (oproti výrobcům) nemají dostatek informací o kvalitě poptávaných produktů, které mohou mít negativní

důsledky na jejich zdraví (či kvalitu životního prostředí).<sup>42</sup> Neinformovanost zkresluje volbu spotřebitelů směrem k méně kvalitním produktům. Regulace má v tomto případě povahu definice pravidel, která nutí nabízející subjekty poskytovat pouze zboží dosahující společensky žádoucí kvality. Příkladem takové regulace jsou technické a hygienické normy v potravinářství.

Oproti tomu **teorie zájmových skupin** vysvětluje regulaci jako podporu konkrétních zájmů určité skupiny lidí ve společnosti, jež mohou představovat jak zájmy průmyslu, tak zájmy nevládních organizací. Hlavním hnacím motorem je v této souvislosti dobývání renty, tj. snaha zájmových skupin získat výhody s pomocí vládního rozhodování. Příklad takového jednání popisují Kaikaa Page (2003), kteří zdůrazňují významný vliv nevládních environmentálních organizací na proces tvorby textu Rámcové směrnice vodní politiky. Důsledkem bylo posílení významu účasti veřejnosti (a tedy i nevládního sektoru) ve vodním plánování (viz kapitola 11.2).

George Stigler (1971) na regulaci primárně nahlíží jako na formu transferu blahobytu od státu k průmyslovým subjektům. Dle jeho tvrzení „je regulace vydržována průmyslem a navrhována, resp. prováděna primárně pro jeho užitky“ (Stigler, 1971: 3). Regulovaný průmysl tak není obětí regulačních opatření, ale spíše příjemcem jejich užitků (to ovšem neplatí o průmyslu jako celku, ale spíše o ekonomicky silných subjektech nebo zájmových skupinách, které jsou schopny tvorbu regulace ovlivnit ve svůj prospěch).

## 8.2

### Environmentální politika

Až do této chvíle jsme v souvislosti s řešením environmentálních problémů z iniciativy státu hovořili o environmentální regulaci, tj. obecně o ovlivňování výrobních a spotřebních rozhodování subjektů v ekonomice. Institucionalizovanou formou environmentální regulace je **environmentální politika**, resp. politika ochrany životního prostředí. Jejím nositelem, tvůrcem a garantem je stát (výkonné orgány státu), který má v současných demokratických systémech jako jediný dostatečnou autoritu pro rozhodování ve jménu celé společnosti ve věci ochrany životního prostředí. Common a Stagl (2005) však dodávají, že pro účinnou ochranu životního prostředí je důležitý nejen stát, resp. vláda (*government*), ale především způsob spravování přírodních zdrojů (*governance*). Pojem „*governance*“ přitom považují za širší vymezení, v rámci kterého se kromě centrální rozhodovací úrovně uplatňuje i řada dalších organizací a institucí.

<sup>42</sup> Informační asymetrie může být důsledkem vysokých transakčních nákladů na získání relevantních informací pro dané rozhodnutí. V tomto případě je cílem regulace snížit transakční náklady a zvýšit schopnost spotřebitelů se správně rozhodnout.

V environmentální politice se zejména v posledních dekadách začíná významněji uplatňovat druhý přístup.

### Definice environmentální politiky

Environmentální politiku je kromě jiného možné definovat jako:

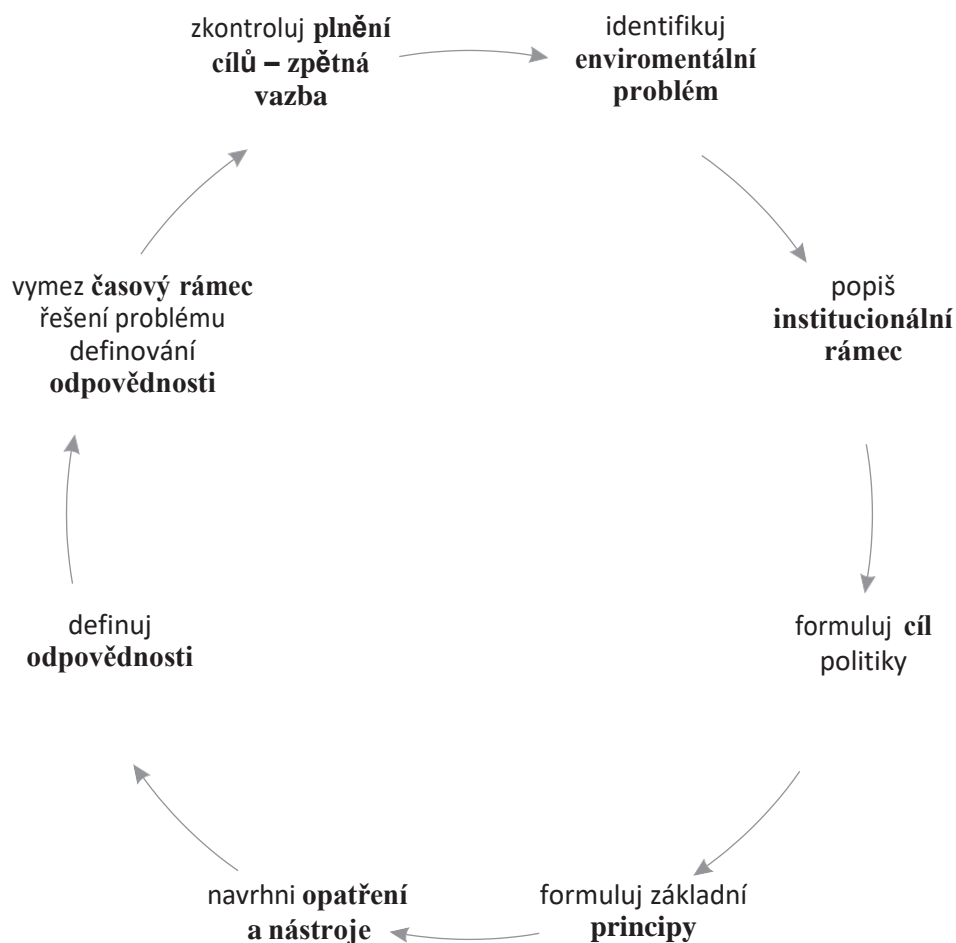
- „ . . . soubor opatření realizovaných vládou s cílem předcházet dalšímu znečišťování životního prostředí nebo s cílem zvýšit kvalitu životního prostředí“ (van Est, 2003: 23);
- „ . . . jakoukoli činnost vědomě uskutečněnou (nebo neuskutečněnou) s cílem ovlivnit lidskou aktivitu; činnost, jež má za cíl předcházet, snížit nebo zamezit škodlivým účinkům na přírodu nebo přírodní zdroje a jež zajišťuje, že člověkem způsobené změny životního prostředí nebudou mít škodlivé důsledky na člověka“ (McCormick, 2001: 21);
- „ . . . oficiální (legislativou nebo vládnoucí autoritou státu) prohlášení principů, záměrů, hodnot a cílů, jež slouží jako návod k provozování vládních nebo soukromých aktivit v environmentální oblasti“ (EEA, 2011).

**Environmentální politiku** vymezujeme jako soubor institucí (v podobě definovaných principů, opatření, nástrojů, odpovědností apod.) a organizací, jejichž tvůrcem, nositelem a garantem je stát a jejichž hlavním smyslem jeřešit konflikty vznikající při využívání přírodních zdrojů. Další možné definice obsahuje rámeček.

Tvorba environmentální politiky by měla respektovat určité systémové postupy, aby byla akceptovatelná a do jisté míry i předvídatelná. V teoretické rovině uvažujeme **osm logických a vzájemně provázaných kroků** (obrázek 19).<sup>43</sup> Ignorování tohoto postupu snižuje účinnost environmentální politiky. Systematizace procesu tvorby je však důležitá ještě z jednoho důvodu, který nemusí být na první pohled patrný. Vytváří se rámec pro evaluaci celého procesu, je tedy možné vyhodnotit, do jaké míry environmentální politikaa jednotlivé nástroje splnily to, co se od nich očekávalo (viz kapitola 10).

<sup>43</sup> Tyto kroky jsou inspirovány popisem kroků politického procesu ve vazbě na evaluační proceduru, jež uvádějí Jílková a Pavel (2006).





Zdroj: vlastní

Obr. 19: Postup tvorby environmentální politiky

### Krok první: Identifikuj environmentální problém

Prvním a klíčovým krokem v procesu tvorby politiky je identifikace environmentálního problému. Problém je vhodné vymezit objektivně (s odkazem na konkrétní pozorování či data), a tím omezit ideologické diskuse o jeho podstatě či reálné (ne)existenci. Součástí vymezení by mělo být i zhodnocení, zda uvedený problém nelze řešit bez nutnosti státní intervence (např. dohodou mezi původcem znečištění a poškozeným, jedná-li se o lokální problém). Environmentální regulace by měla být až poslední instancí v případě, že decentralizované přístupy selžou a hrozí, že dojde k nevratnému poškození životního prostředí a zdraví lidí. Tento přístup je výsledkem snahy minimalizovat administrativní nároky na státní správu a podporovat iniciativu samosprávných územních jednotek a občanské veřejnosti.

Příkladem vymezení environmentálního problému může být zvyšování hlukové zátěže lokálně v konkrétním místě či obecně ve městech či podél frekventovaných komunikací. Podpůrnými důkazy jsou vědecké studie prokazující negativní dopad hluku na lidské zdraví, údaje o překračování hygienických norem pro hluk nebo časové řady prokazující významné zvyšování hluku v čase. Jiným problémem může být zábor půdy (nezastavěné krajiny) v důsledku urbanizace. V tomto případě je však obtížnější prokázat „objektivnost“ existence problému, resp. je možné dokázat zvyšování míry urbanizace a rozrůstání měst a argumentovat negativními dopady na přírodu. Ale zda se jedná o něco, co by společnost měla řešit regulací, může být předmětem polemik.<sup>44</sup>

### Krok druhý: Popiš institucionální rámec

Institucionální rámec zahrnuje prostředí, ve kterém environmentální problém vzniká. Toto prostředí se vymezuje jak formálními institucemi (zákony a normy), tak neformálními (zvyky, kultura či nepsaná pravidla), organizacemi (orgány státní správy a místní samosprávy, kontrolní orgány, inspekce apod.) a jednotlivými aktéry (firmy, domácnosti). Popis institucionálního rámce může být někdy dostatečný ke zjištění příčin vzniku problému a jeho řešení (změna jednotlivých parametrů institucionálního rámce, např. odpovědností dotčených subjektů, vlastnických práv apod.). Může se ukázat, že současná legislativa je vyhovující, ale není dodržována, nebo mohou být odhalena protichůdná působení různých politik (viz rámeček).

### Krok třetí: Formuluj cíl politiky

Pokud není možné environmentální problém vyřešit pomocí stávajícího institucionálního rámce a bez státní intervence, formuluje se strategie k přijetí nových regulačních opatření. Té však předchází odpověď na otázky: Co je cílem environmentální regulace? Čeho konkrétně chci regulací dosáhnout? Cíl může být jak **kvantitativní** (např. dosažení 50 % podílu recyklace komunálního odpadu, dosažení 6 % podílu obnovitelných zdrojů energie na celkové spotřebě apod.), tak **kvalitativní** (např. dobudování monitorovací sítě podzemních vod, ochrana ohrožených druhů živočichů a rostlin apod.).

Základním pravidlem je, aby tyto cíle bylo možné sledovat a následně vyhodnotit. Obecně platí, že cíl, jehož plnění nelze monitorovat, nebude naplněn. Ze stejného důvodu by cíle měly být dosažitelné s ohledem na existující technická,

<sup>44</sup> V praxi environmentální politiky se obvykle uplatňuje spíše antropocentrický pohled, což vyplývá ze samotné logiky regulace jako společensky akceptovatelného omezení výrobních a spotřebních činností. V obecné rovině je pravděpodobné, že řešení environmentálních problémů, které se aktuálně a přímo dotýkají kvality lidského života, bude preferováno. V programových agendách zelených stran však může převažovat ekocentrický přístup.

### Perverzní dotace

Pro protichůdné působení politik v souvislosti s poskytováním dotací z veřejných rozpočtů se využívá označení **perverzní dotace** (*perverse subsidies*) (např. OECD, 2005). V českém prostředí je toto označení využíváno zejména nevládním sektorem k označení dotací, jež podkopávají deklarované cíle environmentální politiky. Synonymem je rovněž výraz **environmentálně škodlivé podpory** (*environmental harmful subsidies*).

Kotecký a Klusák (2005) uvádějí kromě jiného následující příklady perverzních dotací:

- Podpora lignitových dolů u Hodonína, jejímž cílem je mimo jiné i záchrana pracovních míst v regionu, ale má negativní environmentální dopady (především se jedná o těžbu fosilních paliv s nízkou výhřevností a vysokou produkcí emisí znečišťujících látek při spalování).
- Podpora průmyslových zón, která rovněž mimo jiné sleduje cíl zaměstnanosti, ale vede k záboru orné půdy či navýšení dopravy spojené s vyššími emisemi.
- Daňové úlevy pro leteckou dopravu, jež mají zvýšit přepravní výkony, ale zvyšují emise CO<sub>2</sub> aj.

ale i ekonomická omezení, a měly by reflektovat vnímání environmentálního problému odbornou i laickou veřejností. Příkladem nepřesvědčivě nastaveného cíle je požadavek 50 % recyklace komunálního odpadu uvedený v Plánu odpadového hospodářství ČR z roku 2003 (existují pochybnosti, zda je možné této hranice s ohledem na aktuální technické možnosti dosáhnout; viz kapitola 11.3).

### Krok čtvrtý: Formuluj základní principy

Každá politika (tedy i ta environmentální) zohledňuje určitá obecná pravidla, která mají povahu psaných i nepsaných principů. V těch se odráží, jaké obecné hodnoty regulace v dané oblasti reflektuje, tj. co je považováno za správné či spravedlivé. Pro tvůrce politiky nejsou principy a zásady závazné, ale jejich formulace a dodržování definuje hranice systému, kde se pohybují. Pro regulované subjekty jsou principy a zásady důležité, neboť na jejich základě mohou tvořit očekávání o povaze budoucí regulace. Dvěma nejvýznamnějšími principy environmentální politiky jsou:

– **Princip předběžné opatrnosti**

Environmentální politika by měla stát na vědeckých základech, avšakne vždy může věda poskytnout odpovědi na všechny otázky týkající se vzniku a řešení environmentálních problémů – neexistuje dostatek dat, existující data jsou neprůkazná nebo se lze důvodně obávat potenciálních nebezpečných vlivů. V takovém případě, je-li riziko regulátory vyhodnoceno jako nepřijatelně vysoké, dochází k zásahu obvykle v podobě zákazu určité aktivity či látky.

– **Princip znečišťovatel platí**

Princip vymezuje jednoznačnou odpovědnost původců znečištění za způsobené škody na životním prostředí. Zohledňuje teoretickou argumentaci týkající se internalizace negativních externalit, ale do jisté míry je reflektován i představiteli tržních přístupů k ochraně životního prostředí.<sup>45</sup>

### Principy a zásady ve Státní politice životního prostředí ČR

Vedle dvou nejvýznamnějších principů pracuje environmentální politika i s celou řadou dalších. Státní politika životního prostředí ČR pro období 2004–2010 např. uvádí:

- princip ekonomické efektivity (ekonomické nástroje by měly zahrnovat všechny externality, které v důsledku lidské činnosti vznikají, a to bez ohledu na místo a čas);
- princip efektivního využívání veřejných prostředků;
- princip přímé odpovědnosti (původce škody nese přímou odpovědnost za její následky);
- zásadu sdílené odpovědnosti (závazky jednotlivých zemí v oblasti ochrany životního prostředí musí odpovídat jejich reálnému příspěvku ke vzniku daného problému a úrovni ekonomiky);
- zásadu integrace (snaha integrovat environmentální agendu do jiných politik);
- zásadu zapojování veřejnosti do rozhodovacích procesů, aj.

<sup>45</sup> Viz např. rakouský ekonom životního prostředí Roy Cordato (2007), který interpretuje princip znečišťovatel platí jako odpovědnost původce znečištění vůči poškozeným osobám (tj. jako odpovědnost za škodu způsobenou osobě nebo jejímu majetku). Naopak kritizuje aplikaci principu jako náhrady škody způsobené životnímu prostředí, která může vést k jeho zneužívání v praktické politice.

### **Krok pátý: Navrhni opatření a nástroje**

V rámci tohoto kroku dochází k navržení cest, jak naplnit cíle environmentální politiky. Ačkoli je návrh opatření a nástrojů uveden samostatně, je třeba si uvědomit, že účinnými se tyto stanou pouze tehdy, pokud jsou navrhovány společně s cíli. Vodítkem pro výběr vhodných nástrojů je jednak jejich teoretické ukotvení (např. preference motivačních ekonomických nástrojů před administrativními postupy z důvodu efektivnosti apod.; viz dále), jednak realita environmentální politiky v podobě historického a kulturního kontextu a s ohledem na formulovaný cíl politiky a jeho naléhavost. K hodnocení efektů nástrojů se využívá tzv. ex-ante evaluace jejich účinnosti, v rámci které sesleduje vliv nástroje na rozhodování spotřebitelů, resp. firem a jsou sledovány alternativní možnosti reakce těchto subjektů na působení daných nástrojů, zejména s ohledem na to, zda se mohou působnosti nástroje vyhybat.

### **Krok šestý: Definuj odpovědnosti**

Součástí návrhu opatření a nástrojů je jednoznačná identifikace osob, resp. organizací, které budou odpovědné za splnění daných cílů. Absence vymezení odpovědnosti ztěžuje fázi kontroly výsledků environmentální politiky.

### **Krok sedmý: Vymez časový rámec řešení problému**

Definuje-li environmentální politika cíle, nástroje a opatření a odpovědnost za splnění těchto cílů (co, jak a kdo?), pak by nemělo rovněž chybět stanovení jejich časového rámce, tj. odpověď na otázku: Dokdy? Stanovení časového rámce motivuje odpovědné organizace dosáhnout cíle v konkrétním horizontu. Rozlišujeme 3 typy časových rámců: krátkodobý (zpravidla do 1 roku), střednědobý (obvykle 1–5 let) a dlouhodobý (více než 5 let).

### **Krok osmý: Zkontroluj plnění cílů**

Kontrola plnění cílů politiky odhaluje, zda došlo k vyřešení environmentálního problému. Pokud ano, byla volba nástrojů a opatření účinná. V opačném případě nebyly zvolené nástroje a opatření účinné, cíle nebyly dostatečné, resp. realisticky stanovené nebo samotná identifikace environmentálního problému neodpovídala realitě. Je nutné problém a zvolenou strategii řešení přeformulovat. V takovém případě se nacházíme opět na začátku procesu tvorby environmentální politiky, jež spočívá v lepší identifikaci environmentálního problému.

Z představených kroků vyplývá, že tvorba environmentální politiky v teoretickém pojetí je systematickým procesem vedoucím k definování cílů a jejich naplnění. V politické praxi jsou všechny tyto kroky v uvedeném pořadí

zohledňovány pouze výjimečně. Jako nejproblematictější se jeví fáze kontroly a následné korekce již zavedených postupů na základě evaluačních studií. Určitou roli sehrává i skutečnost, že cíle environmentální politiky jsou v pro- středí EU často detailně definovány na evropské úrovni a úlohou členských států je, aby je naplnily s využitím nástrojů, jež nejlépe odpovídají domácímu institucionálnímu prostředí. Diskuse o reálnosti cílů a časovém rámci jejich naplnění se tedy přesouvá na nadnárodní úroveň a konečný výsledek je nutným kompromisem mezi všemi zúčastněnými státy s ohledem na jejich strategické zájmy, které při vyjednávání prosazují.

### 8.3 Udržitelný rozvoj

Formulace konceptu udržitelného rozvoje a jeho prosazování v praktické politice je možné považovat za **nejvýznamnější milník** v historii environmentální regulace. V jeho důsledku se pozornost ekonomů zaměřila na makroekonomické souvislosti rozvoje společnosti a ochrany životního prostředí (až doposud byla ekonomie životního prostředí prezentována převážně jako mikroekonomická; část I). Koncept byl stručně popsán v kapitole 4. 2 jako jedno ze základních východisek ekologické ekonomie a je akceptován i neoklasickými environmentálními ekonomy, byť – jak bude patrné dále – tyto skupiny vědců reflektují různá pojetí udržitelnosti. Naopak hlasitými kritiky jsou představitelé tržních přístupů k ochraně životního prostředí (např. Cordato, 2004).

**Udržitelný rozvoj**<sup>46</sup> (*sustainable development*) vznikl jako silně normativní koncept s ambicí určit, jaké tempo a způsob rozvoje lidské společnosti jsou pro lidstvo a planetu Zemi dlouhodobě únosné. Ačkoliv se vědci začali otázkami udržitelného rozvoje intenzivněji zabývat až v 70. letech 20. století, samotná otázka střetu rozvoje lidské společnosti s přírodními limity se kontinuálně objevuje od 18. století (viz dále).

Jednoznačně definovat pojem **udržitelný rozvoj** prakticky nelze. Odborná veřejnost ani vědci se na konkrétní definici tohoto pojmu neshodují a již v roce 1996 bylo napočítáno více než 80 (často ne zcela konzistentních, či dokonce protichůdných) definic udržitelného rozvoje (Fowke a Prasad, 1996). Nejčastěji se však užívá definice, která byla v roce 1987 publikována ve zprávě Světové komise OSN pro životní prostředí a rozvoj (United Nations, 1987: 54): „Trvale udržitelný rozvoj je takový rozvoj, který zajistí potřeby současných generací, aniž by bylo ohroženo splnění potřeb generací příštích.“ Pearce a Barbier (2010: 21) překládají tuto definici do ekonomického jazyka takto: „Dnešní růst blahobytu nesmí mít negativní důsledky pro blahobyt zítřejší. To znamená,

<sup>46</sup> Dříve se též používal pojem *trvale udržitelný rozvoj*.

že budoucí generace mají právo na minimálně stejnou úroveň ekonomických příležitostí a alespoň stejnou úroveň ekonomického blahobytu, jaká je nyní k dispozici současným generacím.“

Výraz **rozvoj** byl a doposud je často ztotožňován s pojmem **růst**, jenž je chápán jako ekonomický růst nebo jako růst populace.<sup>47</sup> Obě tyto veličiny jsou do značné míry závislé na přírodních zdrojích, ať už se jedná o zdroje neobnovitelné (fosilní paliva, stavební materiály, kovy a další suroviny) nebo zdroje obnovitelné (dřevo, voda, potraviny). Vědci zabývající se udržitelným rozvojem se tedy snaží odpovědět na otázku, do jaké míry je ekonomický růst a růst populace na těchto zdrojích přímo závislý a jakým způsobem lze dosáhnout dlouhodobého rozvoje společnosti bez žití na úkor budoucích generací. Značné názorové rozdíly se projevují v přístupech jednotlivých vědců (či zástupců jednotlivých vědeckých oborů), jak udržitelného rozvoje v praxi dosáhnout.

### 8.3.1

#### Historie konceptu udržitelného rozvoje

Jedním z prvních vědců, kteří se cíleně zabývali problematikou lidského rozvoje a jeho omezením přírodními podmínkami, byl profesor dějin a politické ekonomie Thomas Malthus. Ten v roce 1798 publikoval **Esej o principu populace** (*An Essey on the Principle of Population*), ve kterém předpovídá katastrofický scénář vývoje lidské společnosti kvůli nemožnosti dlouhodobě uživit vzrůstající počet lidí. Důsledkem tohoto vývoje měly být rozsáhlé hladomory a války o zdroje, jež by snížily počet lidí opět na přijatelnou úroveň (podstatu této tzv. populační teorie jsme popsali jako východisko ekologické ekonomie v kapitole 4. 2). Grafickou ilustraci teorie přináší obrázek 20.

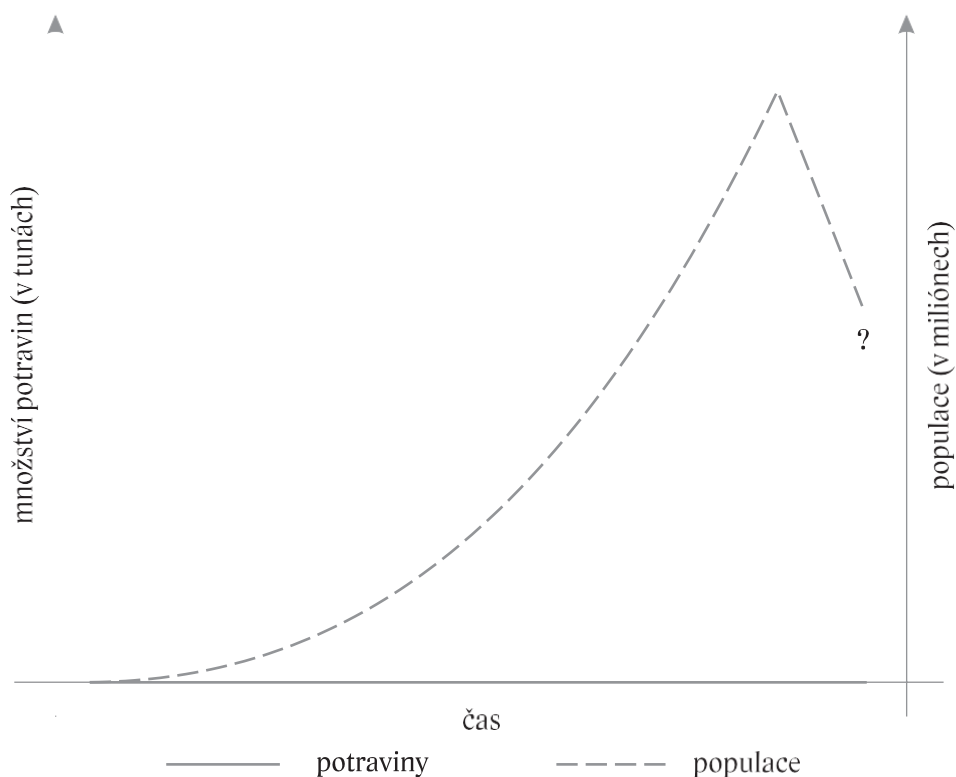
Chmurné vize se však v očekávaném horizontu nenaplnily, neboť teorie zcela opomíjela vliv technologického pokroku na zemědělskou produktivitu, díky níž docházelo ke kontinuálnímu růstu hektarového výnosu.<sup>48</sup>

V novodobé historii environmentální regulace zahájila vědeckou i politickou diskusi o způsobech dosažení dlouhodobě udržitelného rozvoje lidské populace konference OSN o lidském životním prostředí, která se konala v roce 1972 ve Stockholmu. Na této konferenci byla zástupci Římského klubu<sup>49</sup> prezentována

<sup>47</sup> Ačkoli mnoho vědců upozorňuje na to, že růst (*growth*) a rozvoj (*development*) jsou dva rozdílné pojmy. Např. podle Hanleyho a kol. (2007) pojem rozvoj (na rozdíl od růstu) v sobě zahrnuje mimo pouhého růstu příjmů též pokrok v oblasti školství, zdravotnictví atd.

<sup>48</sup> Jak uvádí např. Goodstein (2011), jen mezi lety 1950–1984 (v období tzv. zelené revoluce) vzrostla produkce potravin díky vynalezení nových hybridních forem pšenice, rýže a kukuřice 2,6 krát.

<sup>49</sup> **Římský klub** je skupina vědců, politiků a intelektuálů založená v roce 1968. Věnuje se „problémům civilizace“ (přelidnění, zničené životní prostředí atd.) a na tato témata publikuje různé články, zprávy, knihy. Členy Římského klubu jsou např. Václav Havel, Al Gore, Michail Gorbačov, Bill Gates, Paul



Zdroj: Goodstein, 2011; vlastní úpravy

Obr. 20: Grafická ilustrace Malthusovy populační teorie

pesimisticky laděná zpráva **Meze růstu** (*Limits to Growth*) (Meadows a kol., 1972). Autoři na základě počítačových modelů odhadli, že exponenciální růst populace, průmyslové výroby a poptávky po potravinách povede k poklesu zásob zdrojů, růstu znečištění a v konečném důsledku ke katastrofickému zvrátu, který lze údajně očekávat v polovině 21. století. Studie vyvolala silnou politickou odezvu v podobě korekcí růstových strategií a přijetí řady zákonů posilujících ochranu životního prostředí. Přední makroekonomové se v návaznosti na prezentované závěry začali zabývat hledáním přijatelné úrovně spotřeby a tempa růstu, aby nedocházelo k nadměrnému vyčerpávání zdrojů (Nordhaus a Tobin, 1972; Nordhaus, 1973; Solow, 1974a; Stiglitz, 1974).<sup>50</sup>

*Ehrlich, Kofi Annan. Římský klub upozorňuje na přelidnění planety, devastaci životního prostředí atd. Publikace vydávané Římským klubem vyvolávají velký ohlas a často jsou považovány za alarmistické víze vývoje společnosti. Mezi nejznámější výroky představitelů Římského klubu patří: „Země má rakovinu a tou rakovinou je lidstvo“ (Mesarovic a Pestel, 1974: 3).*

<sup>50</sup> Pojem udržitelný rozvoj se tehdy ještě nepoužíval.



V roce 1987 byla publikována zpráva OSN pro životní prostředí a rozvoj **Naše společná budoucnost** (*Our Common Future*) obsahující výše uvedenou nejznámější definici konceptu udržitelného rozvoje. V roce 1992 dále proběhla konference OSN o životním prostředí a rozvoji v Rio de Janeiru, na které byl již udržitelný rozvoj vnímán jako soubor tří pilířů (dimenzí): ekonomické, environmentální a sociální. Navzájem se ovlivňují a při snaze o dosažení udržitelného rozvoje je třeba je zohledňovat zároveň.<sup>51</sup> Z hlediska prosazení konceptu byla tato konference klíčová ze tří důvodů:

- bylo stanoveno 27 zásad udržitelného rozvoje (United Nations, 1992);
- byla přijata Agenda 21, jejímž cílem bylo vytvořit pracovní náplň pro 21. století pomocí rozpracování principů udržitelného rozvoje v lokálních podmínkách;
- byla ustanovena Komise OSN pro udržitelný rozvoj.

Římský klub rovněž v roce 1992 publikoval revidovanou zprávu nazvanou **Překročení limitů** (*Beyond the Limits*) (Meadows a kol., 1992), ve které autoři své závěry z první zprávy potvrzují, avšak konstatují, že katastrofický scénář nastat nemusí, pokud dojde k tzv. přechodu k udržitelnosti. Tím jsou myšleny rychlé změny politik za účelem dosažení stabilizace populace, omezení průmyslové produkce, lepšího hospodaření se zdroji a zemědělskou půdou a kontroly znečištění (Harris, 2006).<sup>52</sup>

V roce 1997 následovala konference v New Yorku s názvem **Rio + 5**. Na tomto zasedání Valného shromáždění OSN se její představitelé dohodli na vypracování národních strategií udržitelného rozvoje nejdéle do roku 2002. V roce 2002 se pak konal **Světový summit o udržitelném rozvoji** v Johanne- sburgu, kde byl udržitelný rozvoj prezentován s menším důrazem na environmentální pilíř a více jako strategie boje proti chudobě (MZV, 2003).

V důsledku všech těchto událostí se od 90. let 20. století udržitelný rozvoj objevuje jako významná politická priorita většiny strategických dokumentů, a to na:

- nadnárodní úrovni: V roce 1995 přijala Evropská komise 12 principů udržitelného rozvoje, v roce 2006 přijala Evropská rada Obnovenou strategii udržitelného rozvoje EU a v roce 2009 se pak udržitelný rozvoj stal oficiálním dlouhodobým cílem Evropské unie (Komise evropských společenství, 2009a);

<sup>51</sup> Někteří autoři uvažují ještě čtvrtý pilíř udržitelného rozvoje, který však nazývají různě: institucionální pilíř (Foltýnová, 2005), kultura (Nurse, 2006), procedurální dimenze (Pollermann, 2007).

<sup>52</sup> Zde je nutné poznamenat, že představa udržitelnosti jako stabilizace populace, omezení ekonomického růstu, resp. průmyslové produkce je představa pouze části vědecké obce. Tato vize udržitelnosti je nazývaná silnou udržitelností, kdežto slabá forma udržitelnosti naopak vnímá ekonomický růst jako jedno z východisek pro udržitelný rozvoj společnosti (viz dále).

### Kritika Meze růstu

Publikace Meze růstu byla krátce po svém vydání podrobena ostré kritice týkající se metodologie, používaných dat a z nich vyvozovaných alarmujících závěrů. Hampl (2004) v této souvislosti zmiňuje řadu významných makroekonomů, např. Williama Nordhause, Roberta Sollowa aj. Podle Hampla (2004: 24) nebyla negativní reakce ekonomů na Meze růstu náhodná, protože „byli to totiž právě ekonomové, kteří snadno odhalili malthusiánskou podstatu celého modelu a při znalosti předchozích faktálních neúspěchů všech malthusiánských prognóz nebylo pro ně těžké ani intelektuálně riskantní práci Meadowsových odsoudit a zpochybnit platnost jejich predikcí“.

Environmentální ekonom Tom Tietenberg zdůraznil, že v modelové situaci exponenciálně rostoucí poptávky (růst populace a ekonomiky) a prakticky fixní nabídky (zdroje) je dříve či později nevyhnutelné na limity narazit. Model podle něj obsahoval závažné nedostatky – absence rozvoje technologií, akumulace kapitálu (jenž umožní nové investice), role cen atp. (Tietenberg, 1996).

Významným kritikem byl v této souvislosti rovněž Julian Simon, který upozorňoval na naprosté přehlížení historické perspektivy (historických empirických dat) při hodnocení budoucího vývoje a odmítal prosazování pohledu, že surovinové zdroje jsou „dané a autonomní na lidských produktivních a kreativních silách, nezávislé na lidském jednání, nepřipouštějící transformaci prostřednictvím různých technologií, volby a invence“ (Simon, 1999, in: Aligica, 2009).

- národní úrovni: V ČR se v roce 1992 byl pojem (trvale) udržitelný rozvoj začleněn do zákona 17/1992 Sb., o životním prostředí, v roce 2004 byla přijata Strategie udržitelného rozvoje ČR a v roce 2010 Strategický rámec udržitelného rozvoje ČR;
- regionální a lokální úrovni: Zákon 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu, udává krajům a obcím s rozšířenou působností povinnost sledovat udržitelný rozvoj území.

Udržitelný rozvoj jako třísloužkový koncept dlouhodobého rozvoje společnosti, jenž se skládá z ekonomického, environmentálního a sociálního pilíře, se snaží nalézt odpověď, jaký způsob a tempo rozvoje je optimální, tj. jaké tempo růstu počtu obyvatel a ekonomického růstu (jehož nedílnou součástí je využívání přírodního bohatství) je únosné pro společnost (ze sociálního hlediska) i pro planetu Zemi (z hlediska ochrany životního prostředí). Udržitelný

rozvoj se snaží skloubit všechny tři dimenze do jednoho celku a najít tak cestu k řešení konfliktů mezi jednotlivými pilíři. Jak uvidíme dále, nalézání odpovědí na tyto otázky je v teoretické i praktické rovině složitý proces.

### 8.3.2

#### Ekonomický růst versus udržitelný rozvoj

Ekonomika a její růst je nejvýznamnějším faktorem působícím na blahobyt lidí (přestože blahobyt nemusí být definován pouze jako peněžní bohatství či určitý ekonomický standard). Ekonomický růst vyjádřený jako tempo růstu **hrubého domácího produktu (HDP)** je v současnosti nejvyužívanějším ukazatelem k měření rozvoje lidské společnosti a je považován za hlavní indikátor blahobytu. Míra rozvoje jednotlivých zemí se určuje většinou podle výše HDP na obyvatele (v paritě kupní síly).

##### Složení hrubého domácího produktu

HDP představuje sumu výdajů domácností na spotřebu zboží a služeb ( $C$ ), soukromých investic domácích subjektů do domácího i dovezeného zboží ( $I$ ), vládních výdajů na nákup zboží a služeb ( $G$ ) a salda zahraničního obchodu ( $X$ ). Je tedy součtem v ekonomice celkově vynaložených peněžních prostředků na nákup veškerého zboží a služeb procházejících trhem. Tuto definici zachycuje následující rovnice:

$$\text{HDP} = C + I + G + X$$

Tato metoda výpočtu HDP se označuje jako výdajová. HDP lze rovněž měřit metodou důchodovou (Holman, 2004). Indikátor HDP využívá většina makroekonomických analýz.

HDP však nereflktuje celou řadu efektů, jako je např. hodnota neplacené práce (dobrovolnictví, práce žen v domácnosti), znečišťování životního prostředí, míra vzdělání, úroveň zdraví lidí aj. Růst HDP může způsobit zvýšení vládních investic na nákupy zbraní, zvýšení výdajů na zdravotní péči v důsledku špatné kvality ovzduší nebo také zvýšení těžby nerostných surovin jiných přírodních zdrojů. Podle kritiků proto zdaleka ne všechny efekty způsobující ekonomický růst slouží k růstu blahobytu lidí ve společnosti a naopak jsou opomíjeny efekty mimo tento indikátor, které mohou blahobyt pozitivně či negativně ovlivňovat. HDP proto podle řady vědců není vhodným nástrojem

k měření blahobytu, zejména v souvislosti s prosazováním cílů udržitelného rozvoje (Goodstein, 2011; Harris, 2006; Daly, 1996; Nordhaus a Tobin, 1972). Kritika otevřela cestu ke konstruování alternativních indikátorů pro účely měření komplexněji pojaté míry rozvoje společnosti (viz kapitola 8.3.6).

Odmítání využitelnosti indikátoru ekonomického růstu pro hodnocení naplňování environmentálního pilíře udržitelného rozvoje nabývá různých podob. Např. podle Pearce a Barbiera (2010: 22) „se ekonomové víceméně shodují na tom, že ekonomický růst vede k nevratnému vyčerpávání přírodních zdrojů, ale už se neshodují na tom, zda je takový rozvoj ze své podstaty neudržitelný“. Mäler (1995) tvrdí, že z ekonomického hlediska nejde o to, zda je přírodní kapitál nevratně vyčerpáván, ale zda dokáže současná generace budoucím generacím toto vyčerpávání kompenzovat (např. znalostmi), a pokud ano, jak velké kompenzace bude zapotřebí.

Ekonomové zabývající se udržitelným rozvojem v této souvislosti rozlišují 3, resp. 4 druhy kapitálu (Hanley a kol., 2007; Pearce a Barbier, 2010; Goodstein, 2011):

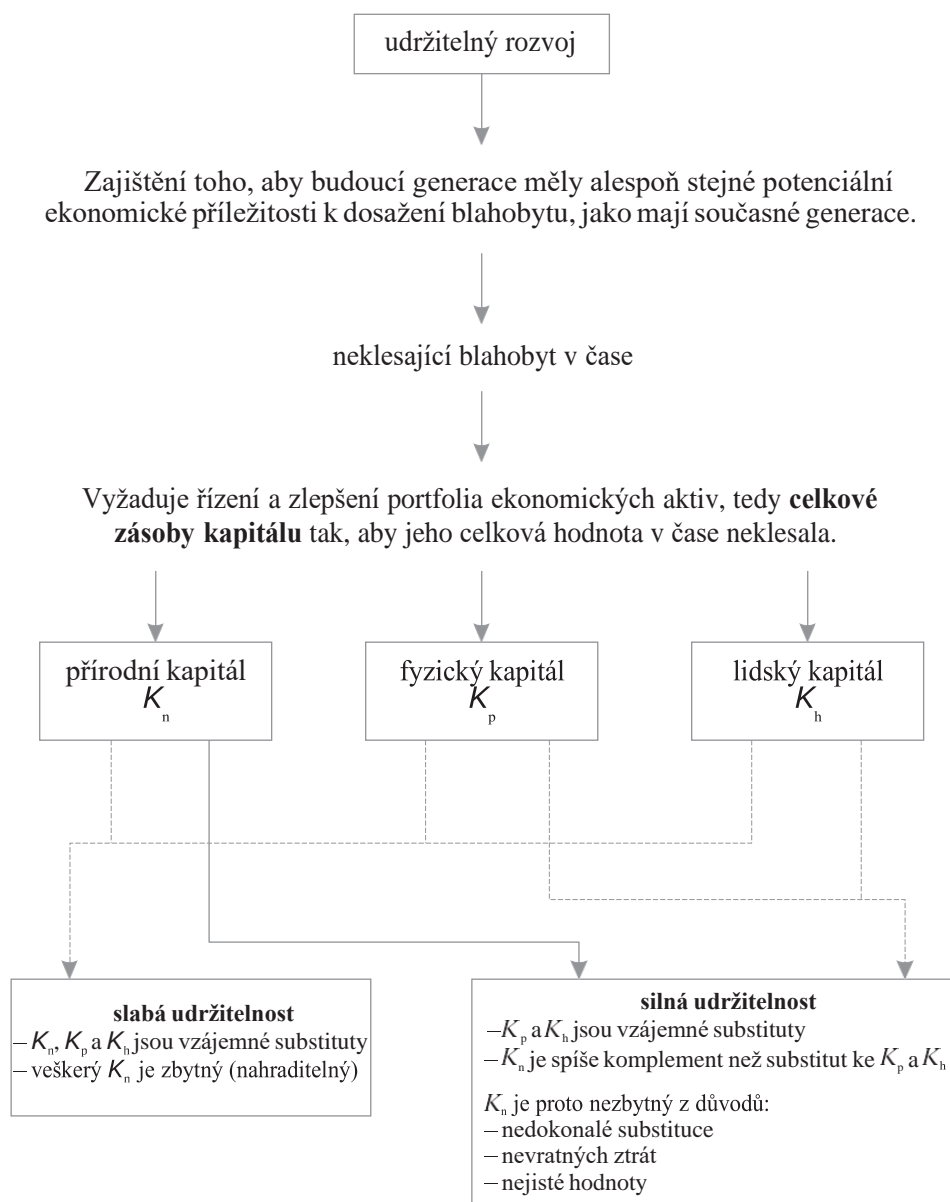
- **přírodní kapitál** ( $K_n$ , *natural capital*): veškeré zdroje poskytované přírodou, tedy nejen neobnovitelné zdroje energetických i neenergetických surovin či obnovitelné zdroje energie, potravin, surovin pro další výrobu, ale také voda, čistý vzduch nebo prostor k ukládání odpadů;
- **lidský kapitál** ( $K_h$ , *human capital*): lidé a jejich dovednosti a znalosti nutné k výzkumu nových technologií, řízení výrobních procesů atd.;
- **fyzický** nebo **člověkem vytvořený kapitál** ( $K_p$ , *physical* nebo *man-made capital*): veškeré lidmi vytvořené produkty a látky, jako jsou domy, továrny, silnice, elektronika, sklo;
- Hanley a kol. (2007) rozlišují navíc ještě **sociální kapitál** ( $K_s$ , *social capital*): společenské normy, mezilidské vztahy, důvěra mezi lidmi atd.

Fyzický a lidský (případně sociální) kapitál je někdy souhrnně nazýván **umělým kapitálem**. Celkový kapitál ( $K$ ) je pak dán jako součet jednotlivých druhů kapitálu:

$$K = K_n + K_h + K_p$$

Podle nahlížení na přírodní kapitál (resp. jeho substituovatelnost za jiné druhy kapitálu) jsou oddělovány dvě pojetí udržitelnosti (viz kapitola 4.2):

- **slabá udržitelnost**, kdy všechny druhy kapitálu jsou chápány jako substituovatelné (k tomuto pojetí se hlásí neoklasičtí environmentální ekonomové);
- **silná udržitelnost**, v rámci které je přírodní kapitál nenahraditelný a doplňuje ostatní druhy kapitálu (pojetí ekologické ekonomie).



Zdroj: Pearce a Barbier, 2010; vlastní úpravy

Obr. 21: Pojetí udržitelnosti a druhy kapitálu

Oběma pojetím se věnují následující kapitoly. Názorné schéma vyjadřující vztah různých druhů kapitálu k udržitelnému rozvoji a jeho formám je uvedeno na obrázku 21.

### 8.3.3

#### Udržitelný rozvoj z pohledu neoklasické environmentální ekonomie

Základním kamenem neoklasického přístupu je přesvědčení, že jednotlivé druhy kapitálu jsou vzájemně zaměnitelné. Udržitelného rozvoje je dosaženo, je-li splněno tzv. **Hartwickovo pravidlo**, jež říká: K dosažení udržitelného rozvoje musí zásoba celkového kapitálu v čase růst nebo zůstat konstantní, při- čemž je možné, aby se hodnota přírodního kapitálu snižovala, pokud hodnota fyzického (popř. lidského) kapitálu vzroste minimálně o stejnou výši (Hanleya kol., 2007). Pro Hartwickovo pravidlo tedy platí:

$$\Delta K \geq 0$$

Takové vymezení udržitelného rozvoje odpovídá pojetí slabé udržitelnosti, jež je někdy také označována jako Hartwickova udržitelnost (Foltýnová, 2005). Cílem je zachovat neklesající celkovou zásobu kapitálu, zároveň však zastánci slabé udržitelnosti vnímají, že některé základní přírodní procesy a funkce ekosystémů jsou pro život na Zemi nenahraditelné (např. ozonová vrstva, funkce zeleně pro tvorbu kyslíku atd.) a je potřeba prosazovat regulaci k jejich ochraně. Common a Stagl (2005) interpretují tuto podmínku udržitelného rozvoje (tedy jeho slabé formy) na zachování neklesající úrovně celkové spo- třeba.<sup>53</sup>

Podle Pearce a Atkinsona (1995) závisí udržitelný rozvoj zejména na úsporách, které mohou být následně investovány do fyzického kapitálu. Udržení celkové zásoby kapitálu pak závisí na podílu národních úspor na HDP, který by měl být alespoň stejně velký jako podíl součtu snížení přírodního a fyzického, resp. umělého kapitálu na HDP. Pearce a Atkinson (1995) tedy formulují základní podmínku udržitelnosti takto:

$$\frac{S}{\text{HDP}} - \frac{dK_n + dK_p}{\text{HDP}} \geq 0,$$

$S$  jsou úspory,  $dK_n$  je snížení přírodního kapitálu a  $dK_p$  je snížení kapitálu fyzického.

Jiným přístupem k vyjádření cíle udržitelného rozvoje v pojetí slabé udržitelnosti je neklesající úroveň užitku reprezentativního agenta (jednotlivce),

<sup>53</sup> Cíl udržení konstantní úrovně spotřeby je však někdy označován jako **velmi slabá udržitelnost**, resp. Solowova udržitelnost (Turner, 1992) nebo Hicksova udržitelnost (Anderson, 2010).

který je reprezentativním vzorkem určité společnosti. Udržitelného rozvoje je dosahováno, jestliže užitek tohoto jednotlivce v čase neklesá (Pezzey, 1992; Pezzey a Toman, 2002). Pezzey a Toman dále tvrdí, že pokud se podaří identifikovat faktory ovlivňující užitekovou funkci (např. úroveň spotřeby nebo kvalitu životního prostředí), lze sledovat, zda je společenský rozvoj dlouhodobě udržitelný.

Podle Goodsteina (2011) neoklasikové obecně věří, že globální tržní ekonomika je dobrou základnou k dosažení udržitelného rozvoje, přesto však připouštějí jistou míru vládní regulace ekonomiky v oblasti kontroly znečišťování a čerpání přírodních zdrojů. S neustálým rozvíjením světového trhu bude docházet k růstu životního standardu lidí v rámci akceptovatelného vlivu na kvalitu životního prostředí. Hlavním důvodem k tomuto optimismu je víra neoklasických environmentálních ekonomů v technologický pokrok lidstva. Díky novým technologiím je možné těžit nerostné bohatství v dříve nedostupných ložiscích, spotřeba surovin na jednotku produkce klesá, roste produktivita zemědělství, vynalézají se nové látky substituující vzácné primární zdroje atd. Technologický pokrok tedy znamená zvyšování lidského kapitálu ( $K_h$ ), který dále vede ke zvyšování kapitálu fyzického ( $K_p$ ), případně též přírodního ( $K_n$ ) (viz rámeček). Technologickými optimisty jsou rovněž představitelé tržníhopřístupu k ochraně životního prostředí.

### 8.3.4

#### Environmentální Kuznetsova křivka jako podpůrný argument technologického optimismu

Technologický optimismus částečně podporuje hypotéza tzv. **environmentální Kuznetsovy křivky** (EKC – *Environmental Kuznets Curve*), jež ukazuje, že dlouhodobý ekonomický růst (měřený pomocí HDP na obyvatele) od určitého okamžiku přispívá ke zlepšení stavu životního prostředí.

EKC má tvar převráceného U (obrázek 22), tj. s ekonomickým růstem (a tedy růstem bohatství společnosti) roste nejprve míra znečišťování životního prostředí. Tato závislost však platí pouze do bodu zvratu, od kterého dalším ekonomickým růstem míra znečišťování životního prostředí naopak klesá. Tento průběh křivky EKC je podle zastánců konceptu způsoben tím, že zpočátku relativně málo ekonomicky vyspělá společnost sleduje primárně růst bohatství bez ohledu na kvalitu životního prostředí. Používají se materiálově a energeticky náročné technologie, lidé tráví většinu času prací a společnost je úzce zaměřena na spotřebu materiálních statků, na něž vynakládá většinu důchodu. S růstem bohatství a naplňováním materiálních potřeb postupně roste mezní míra k úsporám a vytvořené úspory jsou investovány do efektivnějších technologií, které využívají méně materiálu a energie. Lidé si rovněž mohou

### Jímání plynu z břidlic (Cílek, 2011)

Jednou z revolučních technologií, která čeká na masovější využití, je získávání plynu z tzv. plynujících břidlic s pomocí ložiskové stimulace. Jak uvádí Cílek (2011: 71–72), břidlice obsahují „v průměru jen kolem 8 % organických látek, zhruba desetkrát méně než kvalitní uhlí, ale vyskytují se v obrovských objemech v zemích, jako jsou USA, Polsko či Indie. Celkem je geologové našli v 38 státech“. Plyn získaný z břidlic by mohl v řadě odvětví nahradit ropu, čímž by se významně oddálilo předpokládané vyčerpání tohoto zdroje (řádově o stovky let). Navíc by se radikálně snížila závislost zemí EU a USA na dovozu ropy a plynů z problematických regionů.

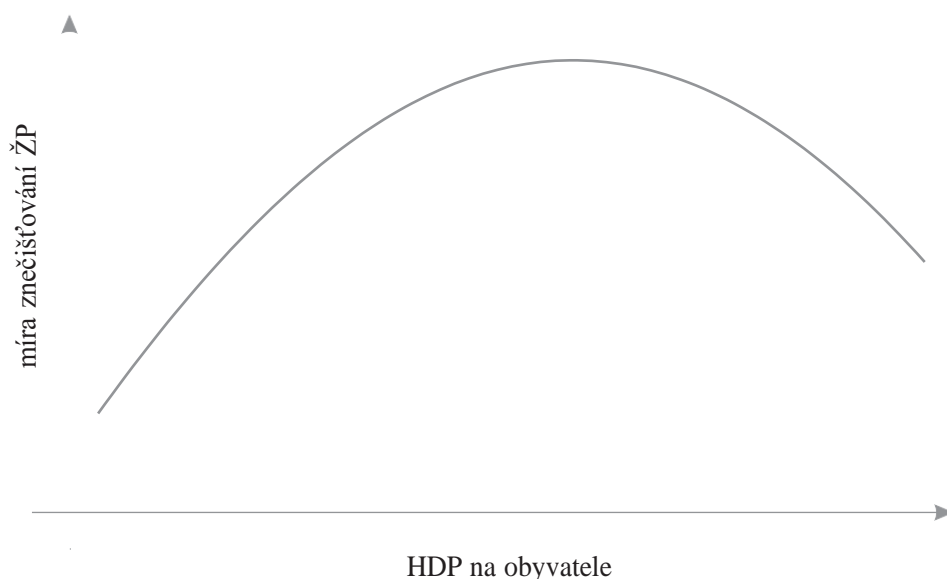
Proti technologii v současnosti hovoří stále ještě vysoké náklady na těžbu a absence infrastruktury (plynovody) v místech předpokládané těžby. Rizikem je také těžko predikovatelný výnos v čase pro soukromé investory – břidlice mohou první roky po vybudování vrtů poskytovat vysoké výnosy, následně může dojít k jejich skokovému snížení v důsledku vyčerpání ložiska. Jednotlivá ložiska mají odlišná složení hornin. Přesto jsou zejména v USA připravovány konkrétní projekty.

dovolit více volného času na úkor doby strávené prací. Ve společnosti se proto kromě jiného zvyšuje zájem o kvalitní životní prostředí. Tyto skutečnosti vedou k postupnému poklesu míry znečištění životního prostředí.

Empiricky byla platnost environmentální Kuznetsovy křivky potvrzena na příkladu emisí  $\text{SO}_2$  (obrázek 23) výzkumem provedeným na počátku 90. let 20. století (Goodstein, 2011). Rovněž výzkum Grossmana a Kruegera (1995) potvrdil hypotézu EKC pro následující znečišťující látky: znečištění ovzduší ve městech (smog), kontaminace vod organickými zbytky z odpadních vod domácností, těžké kovy ve vodách. Hayward (2005) v této souvislosti uvádí, že Čína na začátku 21. století je typickým příkladem ekonomiky nacházející se v bodu zvratu.

Hypotéza EKC je však mnoha ekonomy zpochybňována a je poukazováno na její platnost pouze pro některé znečišťující látky. Pearce a Barbier (2010), Harris (2006) a Hanley a kol. (2007) se shodují, že sledovaná závislost neplatí pro případ emisí  $\text{CO}_2$ . Podle Harse (2006) se k tomu přidává rovněž produkce komunálního odpadu, degradace půdy, ztráta biodiverzity nebo emise metanu. Gergel a kol. (2004) hledají odpověď na otázku, proč tomu tak je, a uzavírají, že různé ukazatele kvality životního prostředí vykazují různé vztahy





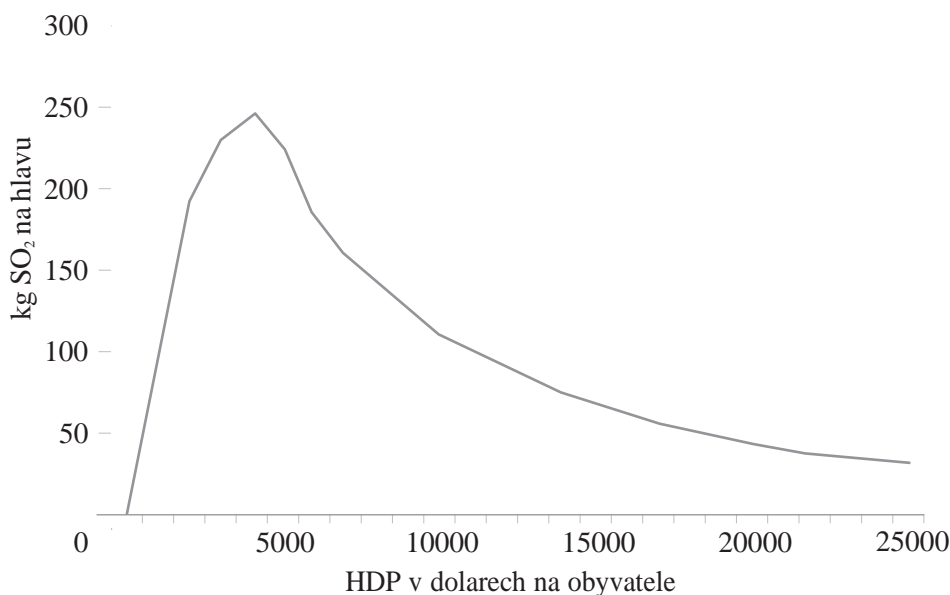
Zdroj: Yandle a kol., 2000

Obr. 22: Hypotetická environmentální Kuznetsova křivka

k ukazatelům bohatství. „EKC tak nelze považovat za univerzální teorii popisující vztah mezi ekologickými a ekonomickými indikátory“ (Gergel a kol., 2004: 566). Snížení znečištění může být také důsledkem jiných faktorů, jako jsou např. rostoucí ceny energií. Obecně se však zdá, že EKC je platná primárně pro látky, které přímo ohrožují lidské zdraví, a tudíž existuje vyšší motivace dosáhnout nápravy.

Bousquet a Favard (2005) kritizují obecně akceptovaný tvar EKC a tvrdí, že pro řadu látek se spíše jedná o environmentální „velbloudí“ křivku (*Environmental Camel Curve*). Křivka má v tomto pojetí dva body zvratu, kdy po určitém snížení znečištění začínají emise látek s růstem HDP na obyvatele opět růst. Na základě výzkumu Grossmana a Kruegera (1995) se jedná např. o olovo nebo arsen v řekách.

Prorůstový optimismus související s EKC dále brzdí některá tvrzení, že vyspělé státy a jejich přísná environmentální regulace pouze vytlačují problematickou výrobu do zahraničí, takže se znečištění životního prostředí zlepšuje pouze lokálně, nikoli globálně. Toto tvrzení však vyvracejí Dasgupta a kol. (2002) na datech Číny, Mexika a Brazílie, kde zkoumali vztah mezi kvalitou životního prostředí a zahraničními investicemi mezi lety 1987–1995. U všech tří zemí bylo dokázáno, že s růstem zahraničních investic emise polutantů ovzduší nerostou, ale naopak klesají.



Zdroj: Goodstein, 2011

Obr. 23: Environmentální Kuznetsova křivka pro emise SO<sub>2</sub>

Poměrně silnými zastánci EKC jsou tržní environmentalisté, kteří však tvrdí, že tvar křivky závisí nejen na bohatství, ale také na institucionálním prostředí (zejména fungování trhu, otevřenosti ekonomiky a vymahatelnosti vlastnických práv). Pokud s růstem bohatství znečišťování životního prostředí dlouhodobě neklesá, je to z důvodu nedostatečného prosazování vlastnických práv, která tvoří základ vzniku a rozvoje trhů (Yandle a kol., 2004).

Různá míra podpory hypotézy EKC nemění nic na tom, že většina autorů se zdráhá z provedených analýz vyvozovat konkrétní závěry pro praktickou environmentální politiku. Křivka je proto významná zejména pro ilustraci skutečnosti, že vztah mezi ekonomickým růstem a kvalitou životního prostředí není jednoznačný (tj. jednoznačně pozitivní ani negativní). I přes neochotu formulovat na základě EKC konkrétní doporučení pro praktickou environmentální politiku je však třeba přiznat, že dílčí závěry konceptu EKC do tvorby environmentální politiky pronikají, a to v podobě tzv. *decouplingu* (někdy též *delinkingu*).<sup>55</sup> Tímto pojmem je označována snaha oddělit ekonomický růst a vzrůstající znečištění životního prostředí. Mazzanti a kol. (2006) považují

<sup>54</sup> Všechny částky jsou přepočítány na hodnoty dolaru v roce 2003.

<sup>55</sup> Např. Státní politika životního prostředí ČR pro roky 2004–2010 považuje decoupling za jeden z cílů environmentálně pozitivních opatření (např. snižování emisní zátěže) (MŽP, 2003; 9).

### Bod zvratu na environmentální Kuznetsově křivce

Klíčovou informací v rámci analýz EKC je identifikace bodu zvratu, tj. úrovně bohatství, při kterém se kvalita životního prostředí začne zlepšovat. Někteří zastánci platnosti EKC vysvětlují absenci tohoto bodu pro některé znečišťující látky tím, že ještě nebylo dosaženo potřebné úrovně blahobytu. Práci, které se zabývají bodem zvratu, bylo publikováno mnoho. Některé vycházejí z empirických dat, jiné se snaží bod zvratu vypočítat s pomocí makroekonomických modelů. Yandle a kol. (2004) uvádějí body zvratu pro SO<sub>2</sub> mezi 9 600–11 600<sup>54</sup> USD na osobu, pro NO<sub>x</sub> mezi 24 800–25 500 USD a pro CO<sub>2</sub> dokonce při dosažení HDP na obyvatele mezi 37 000–57 000 USD. Grossman a Krueger (1995) vypočítali bod zvratu pro SO<sub>2</sub> na 6 648 USD a pro smog na 10 087 USD. Hayward (2005) uvádí, že bod zvratu pro SO<sub>2</sub> obecně leží někde mezi úrovní HDP 5 000–9 000 USD na obyvatele. V Číně, kde bylo HDP na obyvatele v roce 2004 necelých 3 000 USD, však bylo možné bod zvratu pro SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> a pevné částice identifikovat mezi roky 1992–2002, kdy započal trend snižování znečištění ovzduší těmito látkami.

EKC za přirozené rozšíření myšlenky decouplingu, jež v této souvislosti reprezentuje klesající část této křivky.

### 8.3.5

#### Udržitelný rozvoj z pohledu ekologické ekonomie

Ekologičtí ekonomové zastávají názor, že slabá udržitelnost zohledňující Harwickovo pravidlo je nedostatečná a vede k degradaci životního prostředí. Přírodní kapitál podle jejich názoru není substitutem kapitálu umělého, ale je spíše jeho komplementem, tzn. nutnou součástí většiny ekonomických procesů a nelze jej nahradit. Podle ekologických ekonomů je udržitelného rozvoje dosaženo nejen tehdy, je-li celková zásoba kapitálu v čase neklesající ( $\Delta K \geq 0$ ), ale zároveň je-li trvale dosahováno **neklesající úrovně přírodního kapitálu**:

$$\Delta K_n \geq 0$$

To neznamená, že by nemělo docházet k těžbě a využívání neobnovitelných přírodních zdrojů, ale snížení jejich zásoby musí být kompenzováno adekvátním zvýšením zdrojů obnovitelných (viz kapitola 4.4).<sup>56</sup>

V rámci silné udržitelnosti jsou proto formulovány tzv. **minimální bezpečné standardy**, jež představují arbitrárně určené minimální hranice pro toky ekosystémových služeb. Tento přístup vychází z rozhodování v podmínkách nejistoty, tedy není-li si dnešní společnost jista budoucí hodnotou současné devastace životního prostředí (např. při hrozbě vyhubení určitého druhu), měla by usilovat o zamezení nevratných ztrát (Hanley a kol., 2007). Aplikace minimálních bezpečných standardů de facto odpovídá vymezení principu předběžné opatrnosti.

Přírodní kapitál není sledován pouze z hlediska kvantity, podstatná je i jeho kvalita. Pro měření kvality přírodního kapitálu je používán indikátor **resilience**<sup>57</sup> nebo také **ekosystémové resilience**. Ekosystémová resilience vypovídá o schopnosti ekosystémů absorbovat šoky, a to jak endogenní (pocházející z přírody – záplavy, požáry, zemětřesení), tak exogenní (způsobené člověkem – produkce odpadů, emise škodlivých plynů, odlesňování aj.). Podle Pearce a Barbiera (2010) je pojem resilience možné ztotožnit s pojmem ekologická stabilita, kterou lze měřit např. pomocí sledování ekosystémových funkcí, velikosti a rozmanitosti populací specifických biologických druhů, odolností vůči odchylkám způsobeným poruchami či rychlostí, jakou se ekosystémy zotavují z šoku a navracejí se do „předšokové úrovně“.

Hlavní antropogenní faktory ovlivňující stav životního prostředí shrnuli zastánci silné udržitelnosti do tzv. **IPAT rovnice**, za jejíž autory jsou považováni Paul Ehrlich, John Holdren (Ehrlich a Holdren, 1971) a Barry Commoner (1972). Těmito faktory jsou:

$$\text{vliv na ŽP} = \text{populace} \cdot \text{bohatství} \cdot \text{technologie}$$

$$\text{Environmental Impact} = \text{Population} \cdot \text{Affluance} \cdot \text{Technology}$$

Callan a Thomas (2007) uvádějí IPAT vzorec jako:

$$\text{vliv na ŽP} = \text{populace} \cdot \frac{\text{příjem (bohatství)}}{\text{na osobu}} \cdot \frac{\text{vliv na ŽP na jednotku}}{\text{příjmu (bohatství)}}$$

<sup>56</sup> O udržení konstantní zásoby neobnovitelných zdrojů (tj. o omezení těžby a spotřeby těchto surovin) usiluje pojetí **velmi silné udržitelnosti**. Ekonomika by měla dospět do rovnovážného stavu, který odpovídá nulovému ekonomickému růstu a nulovému růstu populace (viz kapitola 4.4). Nejvýznamnějšími zastánci tohoto pojetí jsou Daly, Cobb a Georgescu-Roegen. O dosahování rovnovážného stavu např. Daly (1996).

<sup>57</sup> Tento pojem je také někdy překládán jako houževnatost, pružnost nebo odolnost.

Rovnice IPAT ukazuje příčiny technologického pesimismu ekologických ekonomů, kteří nevěří, že lidstvo dokáže vynalézt dostatečně efektivní technologie k neutralizaci negativního vlivu rostoucí populace a rostoucího bohatství na životní prostředí (praktický příklad v rámečku).<sup>58</sup> Udržitelný rozvoj je však dosažitelný pouze v případě, že nebude docházet k poklesu množství ani kvality přírodního kapitálu. Politická doporučení odvozená ze silné udržitelnosti proto spočívají v přijetí celé škály regulačních nástrojů k jeho ochraně.

### Praktická aplikace IPAT rovnice (Goodstein, 2011)

Eban Goodstein (2011) vysvětluje praktickou aplikaci IPAT rovnice na příkladu celosvětových ročních emisí CO<sub>2</sub> automobily na počátku 21. století:

$$\begin{aligned}
 \mathbf{I} &= \mathbf{P} \quad \mathbf{A} \quad \mathbf{T} \\
 \frac{\text{emise CO}_2}{\text{za rok}} &= 6 \text{ miliard lidí} \cdot \frac{0,1 \text{ automobilu}}{\text{osoba}} \cdot \frac{5,4 \text{ tuny CO}_2}{\text{automobil za rok}} \\
 &= 3,45 \text{ miliard tun CO}_2 \text{ za rok.}
 \end{aligned}$$

Vypočtených 3,45 mld. tun CO<sub>2</sub> tedy představuje příspěvek světového automobilismu na počátku 21. století k produkci skleníkových plynů. Za předpokladu, že do roku 2050 se populace zvýší na 10 mld. lidí a bohatství (ve smyslu počtu aut na osobu) se zvýší čtyřnásobně, dojde ke zvýšení emisí CO<sub>2</sub> na šestnásobek současné hodnoty. Pokud by se roční emise z globálního automobilismu již zvyšovat neměly (což je cílem zastánců silné udržitelnosti), pak by bylo zapotřebí, aby nové technologie do roku 2050 snížily emise CO<sub>2</sub> na jeden automobil v průměru šestkrát. Rovnici lze obdobně aplikovat na všechny ekonomické aktivity.

### 8.3.6

#### Alternativní indikátory pro měření blahobytu

Jedna z mála skutečností, na které se většina vědců zabývajících se ochranou životního prostředí shodne, je, že indikátor HDP nedostatečně vypovídá o celkovém blahobytu společnosti (a tedy také o kvalitě životního prostředí). Evropská komise nadále upřednostňuje HDP jako klíčový ukazatel ekonomické

<sup>58</sup> Pro tento názor se rovněž využívá označení „neomalthusiánství“, jelikož odpovídá pesimistickým předpovědím z původního Malthusova díla.

výkonnosti, zároveň však dodává, že „HDP nemá být přesným měřítkem dlouhodobějšího hospodářského a sociálního pokroku a zejména schopnosti společnosti řešit otázky, jako je změna klimatu, účinné využívání zdrojů nebo sociální začleňování“ (Komise evropských společenství, 2009b: 10). K těmto účelům se začínají využívat jiné ukazatele, jejichž vazba na udržitelný rozvoj není vždy zřejmá.

Neoklasičtí ekonomové se nejčastěji odvolávají na tzv. **upravený čistý národní produkt** (\*NNP – *Adjusted Net National Product*)<sup>59</sup> nebo ukazatel nazvaný **index skutečných úspor** (GSI – *Genuine Savings Index*). Upravený čistý národní produkt vychází z logiky výpočtu čistého národního produktu (NNP), který tvoří hrubý národní produkt (HNP<sup>60</sup>) po odečtení znehodnocení kapitálu (kapitálových odpisů). Pro výpočet NNP se bere v úvahu pouze fyzický kapitál. Upravený čistý národní produkt (\*NNP) od HNP odečítá nejen znehodnocení fyzického kapitálu, ale rovněž znehodnocení životního prostředí a přírodního kapitálu. Rovnice pro \*NNP podle Pearce a Barbiera (2010) je následující:

$$*NNP = HNP - dK_p - dK_n^*$$

kde  $dK_n$  je znehodnocení přírodního kapitálu a životního prostředí, přičemž HNP, resp. HDP lze zjednodušeně definovat též jako sumu veškerých důchodů v ekonomice (národní důchod).<sup>61</sup> Tyto důchody se dále buď spotřebují, nebo uspoří, tedy HNP lze rovněž definovat jako součet spotřeby (C) a úspor (S) v ekonomice ( $HNP = C + S$ ). Pak tedy:

$$*NNP = C + S - dK_p - dK_n^*$$

Index skutečných úspor (GSI) je ukazatelem, který stejně jako \*NNP reflektuje stav životního prostředí a ekonomiky, navíc však má ambici zohlednit sociální pilíř udržitelného rozvoje. Dle Harrise (2006: 157) určuje, „kolikz národního příjmu je spořeno pro budoucnost, přičemž bere v úvahu jak spotřebu přírodních zdrojů, tak přírůstek zásoby kapitálu“. Porovnávají se úspory v rámci celé ekonomiky s poklesem kapitálu ve všech jeho formách (Pearce a Barbier, 2010):

<sup>59</sup> Někdy označován jako zelený čistý národní produkt (gNNP – *Green Net National Product*) (Hanley a kol., 2007).

<sup>60</sup> HDP – suma vyprodukovaných finálních statků a služeb na území jednoho státu vyjádřená v peněžní hodnotě, nehledě na to, zda byly vyprodukovány tuzemskými či zahraničními ekonomickými subjekty (občany či firmami) působícími na území daného státu. HDP je častěji využíváno v Evropě. HNP – suma tuzemskými ekonomickými subjekty vyprodukovaných finálních statků a služeb vyjádřená v peněžní hodnotě, nehledě na to, zda byly vyprodukovány v tuzemsku nebo zahraničí. HNP se využívá hlavně v USA.

<sup>61</sup> Při maximální preciznosti bychom k národnímu důchodu (tedy součtu mezd, rent, zisků a úroků) při výpočtu hrubého domácího/národního produktu měli ještě přičíst odpisy a nepřímé daně.

$$GSI = S - dK_p - dK_n * +aK_h.$$

V rovnici  $aK_h$  představuje navýšení lidského kapitálu (Pearce a Barbier neuvažují, že by lidský kapitál klesal, ačkoli konstatují, že k tomuto vývoji může teoreticky docházet, např. při hromadné emigraci vzdělaných lidí ze země). Navrhovaným ukazatelem k měření  $aK_h$  jsou např. výdaje na vzdělání. Pearce a Barbier (2010) a Harris (2006) dále uvádějí, že pro přesné zachycení GSI je nutné sledovat ještě zahraniční půjčky, které země využívá k tuzemským výdajům a investicím. Proto je vhodné úspory ( $S$ ) ve vzorci zaměnit za hrubé úspory ( $S_b$ ), které jsou definovány jako:

$$I_g - NFB = S_b,$$

kde  $I_g$  jsou hrubé domácí investice a NFB jsou čisté zahraniční půjčky (*Net Foreign Borrowing*).

Po této úpravě je tedy vzorec pro výpočet následující (Harris, 2006):

$$GSI = S_g - dK_p - dK_n * (+aK_a), \quad \text{tedy} \quad GSI = I_g - dK_p - dK_n * (+aK_a) - NFB.$$

Je-li  $GSI > 0$ , lze rozvoj ekonomiky považovat (v pojetí slabé udržitelnosti) za udržitelný. Je-li  $GSI$  záporné, pak dochází k neudržitelnému rozvoji.

Jiný ukazatel pro měření rozvoje společnosti v podobě **čistého národního blahobytu** (NNW – *Net National Welfare*) doporučuje Goodstein (2011). Ten je rovněž odvozen z HDP (popř. HNP), ale zohledňuje navíc hodnotu zboží a služeb v ekonomice, jež neprochází trhem (tj. práci žen v domácnosti, samovýrobu, sousedskou výpomoc, hodnotu nájmu uspořené vlastníky nemovitostí, hodnotu volného času atd.). Od celkové hodnoty zboží a služeb v ekonomice je pro výpočet NNW dále nutné odečíst hodnotu externalit (resp. náklady vyvolané externalitami), náklady na vyhnutí se působení negativních důsledků faktorů životního prostředí, znehodnocení fyzického kapitálu a znehodnocení kapitálu přírodního.

$$\begin{aligned} NNW = HDP &+ \text{mimotržní produkce zboží a služeb} \\ &- \text{náklady způsobené externalitami} \\ &- \text{náklady vyhnutí se působení negativních důsledků} \\ &\quad \text{faktorů ŽP} \\ &- \text{znehodnocení fyzického kapitálu (odpisy)} \\ &- \text{znehodnocení přírodního kapitálu} \end{aligned}$$

Ekologičtí ekonomové se nejčastěji odvolávají na dva ukazatele blahobytu: **index udržitelného ekonomického blahobytu** (ISEW – *Index of Sustainable*

### Výpočet skutečného národního bohatství (GPI)

Harris (2006) uvádí postup výpočtu GPI, jak byl použit pro analýzu dat USA:

Soukromá spotřeba upravená podle distribuce příjmů

- + neplacená práce (domácí práce, dobrovolnictví...)
- + služby jednotlivých statků patřících finálním spotřebitelům
- + služby dálnic a silnic
- výdaje spotřebitelů na nákup statků
- náklady kriminality, rozpadů rodin, ztráty volného času a podzáměstnanosti
- náklady dojíždění za prací a automobilových nehod
- náklady domácností na omezení znečišťování
- náklady plynoucí ze znečištění vody, vzduchu a nadměrné hlučnosti
- ztráta mokřadů, zemědělské půdy a pralesů či velmi starých lesů
- vyčerpávání neobnovitelných zdrojů
- zvětšování ozónové díry, zvyšování emisí skleníkových plynů a další dlouhodobé environmentální škody

+/- investice do čistého kapitálu

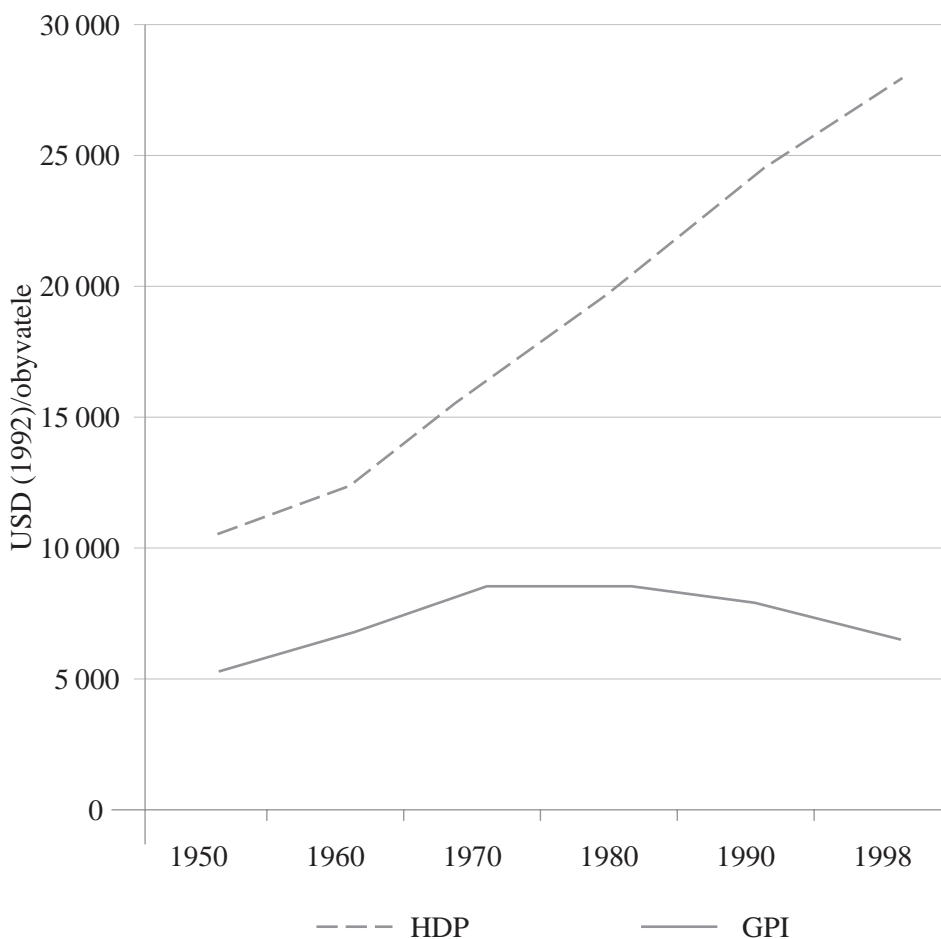
+/- zahraniční půjčky/výpůjčky

= **skutečné národní bohatství**

Cobb a kol. (1999) ve svém článku porovnávají historický vývoj HDP a GPI v USA od 50. do konce 90. let 20. století. Dospěli k názoru, že zatímco na počátku sledovaného období se HDP a GPI vyvíjelo obdobně (ačkoli GPI byl samozřejmě ze své podstaty nižší), v 80. a 90. letech došlo k poklesu blahobytu (vyjádřeného ukazatelem GPI), přestože hrubý domácí produkt stále rostl (obrázek 24).

*Economic Welfare*) a tzv. **skutečné národní bohatství** (GPI – *Genuine Progress Indicator*). Za autory těchto indikátorů jsou považováni Herman Daly a John Cobb. Daly (1996) popisuje, jak společně s Cobbem vytvářeli ISEW indikátor pro USA. Výchozím bodem byla soukromá spotřeba, která však byla dále upravována. Úpravy se týkaly rovnosti distribuce příjmů, snižování přírodního kapitálu, růstu zahraničního dluhu apod. tak, aby indikátor více vypovídal o celkovém blahobytu a udržitelnosti. Sám Daly však uvádí, že byli nuceni při tvorbě tohoto indikátoru přijmout mnoho arbitrárních rozhodnutí a dodává: „Neděláme si iluze o tom, že náš indikátor je přesným ukazatelem udržitelného ekonomického blahobytu, ale domníváme se, že je v tomto ohledu obhajitelnější než HNP... Nenavrhuje ISEW jako vhodný cíl ekonomické politiky,





Zdroj: Cobb a kol., 1999

Obr. 24: Hrubý domácí produkt a skutečné národní bohatství v USA

na to má příliš mnoho vad. Kdyby však HNP měla být cigareta, pak by ISEW byla cigaretou s uhlíkovým filtrem“ Daly (1996: 97–98).

Skutečné národní bohatství (GPI) je ukazatelem navazujícím na ISEW – i jeho cílem je zachytit a v peněžních jednotkách vyjádřit aktivity týkající se všech tří pilířů udržitelného rozvoje (viz rámeček).

Ze snahy definovat alternativní indikátory pro měření blahobytu je zřejmý hlavní problém, kterým je nutnost ocenění netržních veličin (např. škod na životním prostředí, hodnoty neplacené práce aj.). Volba metod závisí na úsudku autorů, což ztěžuje komparaci různých analýz i širší aplikaci navrhovaných ukazatelů v mezinárodním měřítku. Indikátorem, který má ambici stát se

široce uznávaným měřítkem rozvoje lidské společnosti a který do značné míry omezuje možnost subjektivní volby patrnou u výše popisovaných ukazatelů, je **index lidského rozvoje** (HDI – *Human Development Index*). Index se každoročně vypočítává a publikuje v rámci tzv. *Human Development Report* vydávaného Rozvojovým programem OSN. Jde o agregovaný indikátor složený z HDP, míry gramotnosti a střední délky života. Ačkoli někteří autoři zařazují HDI na seznam ukazatelů udržitelného rozvoje (např. Spreng a Wils, 2000), do indexu lidského rozvoje není explicitně zahrnuta složka životního prostředí.

## Nástroje environmentální politiky

V předchozí kapitole jsme ukázali, co je podstatou environmentální regulace, s ohledem na jaké milníky se v minulosti utvářela a jaké postupy jsou považovány za vhodné při tvorbě environmentální politiky. Nyní se zaměříme na jeden z procesních kroků tvorby politiky, a to na **formulaci nástrojů a opatření**. Výběr vhodných nástrojů k řešení environmentálních problémů je z mnoha důvodů obtížný. Stát má obvykle možnost volby mezi různými typy nástrojů. Jednotlivé instrumenty se mohou vzájemně podporovat či naopak působit protichůdně. Tyto situace ilustrováme na několika příkladech (viz rámeček na následující straně).

Přesto je v obecné rovině upřednostňován **nástrojový mix** (tj. působení více vzájemně se doplňujících nástrojů) k řešení environmentálních problémů, neboť tyto problémy mají obvykle komplexní povahu. Dle OECD (2007: 1) např. nezáleží pouze „na celkovém objemu vypouštěné znečišťující látky, ale také na tom, kdy a kde jsou emise vypouštěny a jaké efekty jsou s nimi spojeny“. Zároveň se doporučuje přesunout pozornost od prosté množstevní regulace znečišťujících látek směrem ke způsobům využívání konkrétních produktů – v této souvislosti se prosazují zejména administrativní a dobrovolné nástroje informační povahy, zatímco množství je spíše možné efektivně regulovat s využitím ekonomických nástrojů (daní) (viz dále).

### 9.1

#### Klasifikace nástrojů environmentální politiky

Každému cíli environmentální politiky můžeme přiřadit celou škálu různých nástrojů, které se mohou lišit formou stimulace nebo mírou direktivnosti, resp. postavením jednotlivých aktérů a jejich vzájemnými vztahy. Podle těchto klasifikačních znaků rozdělujeme nástroje environmentální politiky:

### **Protichůdné a souběžné efekty nástrojů environmentální politiky**

Vhodným příkladem nástrojů, jejichž účinnost se může vzájemně podpořit nebo naopak snižovat, jsou kvóty na množství recyklovaného obalového odpadu (tzv. recyklační kvóty) a zálohy na jednocestné nápojové obaly. Na jedné straně mohou zálohy podpořit třídění a recyklaci těch nápojových obalů, které nejsou předmětem systémů tříděného sběru, jehož prostřednictvím jsou recyklační kvóty plněny (v ČR např. plechovky). Na druhé straně zálohy negativně ovlivňují plnění recyklačních kvót u nápojových obalů, které součástí systému tříděného sběru jsou (např. PET láhve, které jako nejvýznamnější komodita tříděného sběru plastů mizí v důsledku záloh ze systému tříděného sběru, čímž je ohroženo dosažení recyklačních kvót v případě plastových obalových odpadů).

V praxi se lze setkat i se situací, kdy jeden nástroj ovlivňuje řešení několika environmentálních problémů, avšak zatímco jeden problém řeší, druhý naopak zhoršuje. Dochází k tzv. trade-off efektům v podobě přesunu znečištění mezi složkami životního prostředí. Příkladem takového efektu může být propagace používání látkových namísto jednorázových papírových plen, kdy na jedné straně dochází ke snížení produkce komunálního odpadu, na druhé straně je však produkováno více odpadních vod. Jiným příkladem je podpora solární energetiky, jež si klade za cíl snížit emise CO<sub>2</sub>, ovšem za cenu (dočasného) záboru půdy pro stavbu solárních elektráren apod.

Kromě toho nástroje environmentální politiky nepůsobí v uzavřeném prostředí, a nejsou tudíž imunní vůči působení vnějších (exogenních) vlivů. Řešení environmentálních problémů se tak může dostat do střetu jinými sektorovými politikami (např. sociální, hospodářskou nebo regionální). Příkladem je povinnost přimíchávání biopaliv do pohonných hmot, která konkuruje zemědělské produkci potravin a zvyšuje tím jejich ceny, což má negativní sociální dopady, nebo požadavek útlumu uhelné energetiky, jenž může být chápán jako krok ke snížení energetické bezpečnosti státu apod.

- Podle formy stimulace na:
  - a) **nástroje pozitivní stimulace**, které motivují ekonomické subjekty k určitému jednání nabízením finančních výhod a odměňují tak subjekty ochotné chránit životní prostředí nad rámec legislativních povinností (např. daňová zvýhodnění, subvence);<sup>62</sup>
  - b) **nástroje negativní stimulace**, které motivují k určitému jednání, např. ke snížení znečištění, zpoplatnění nežádoucího chování, a „trestají“ tak subjekty za jednání s negativním dopadem na životní prostředí (např. pokuty a sankce, náhrada škody, daně a poplatky).<sup>63</sup>
- Podle míry direktivnosti na:
  - a) **administrativní** (direktivní), které jsou založeny na nerovnovázném postavení státu a původců znečištění, jasně určují požadované chování subjektu s ohledem na životní prostředí (např. zákazy, příkazy, limity, kvóty);
  - b) **ekonomické** (tržně konformní), které stimulují tržní prostředí a umožňují původcům znečištění rozhodovat se na základě nákladů a užitků různých variant (např. daně a poplatky, zálohy, obchodovatelná povolení);
  - c) **dobrovolné**, které jsou znečišťovateli využívány bez přímého donucení (např. ekodesign, ekologické značení výrobků, EMS).

Ani jednu z klasifikací však nelze chápat dogmaticky, protože řadu nástrojů nelze jednoznačně zařadit. Jsou pokuty a sankce administrativním, nebo ekonomickým nástrojem? Jedná se sice o platbu (což by mohlo evokovat ekonomický nástroj), současně jsou však výsledkem nerovnovázného postavení státu a znečišťovatelů, kteří nemají prostor k hledání vlastních (nákladově efektivních) řešení, což by naopak hovořilo pro zařazení těchto nástrojů mezi administrativní. Podobných otázek vyvstává celá řada (Jílková, 2003).

Jakkoli se může zastoupení nástrojů environmentální politiky v nástrojovém mixu pro řešení konkrétních problémů ochrany životního prostředí měnit, všechny by měly sledovat stejné cíle (Common a Stagl, 2005):

- **Účinnost:** dosáhnout zlepšení stavu životního prostředí (např. snížení emisí CO<sub>2</sub>, zvýšení recyklace odpadu, zvýšení kvalit povrchových a podzemních vod);

<sup>62</sup> *Nástroje pozitivní stimulace jsou nástroje, které internalizují tzv. pozitivní externalitu, neboli podněcují takové jednání a chování subjektů v ekonomice, které má žádoucí (pozitivní) vlivy na životní prostředí. Současně přispívají ke snížení mezních nákladů na zamezení či zmírnění škod vzniklých na životním prostředí, resp. nákladů, které vynakládají subjekty v ekonomice na činnosti, které lze požadovat za environmentálně žádoucí.*

<sup>63</sup> *Nástroje negativní stimulace naopak internalizují negativní externalitu, tj. nutí subjekty v ekonomice zahrnout do nákladů činnosti i náklady, které vznikají v důsledku škod na životním prostředí.*

- **Efektivnost:** způsobit minimální možné náklady ekonomickým subjektům;
- **Prevenci:** předcházet negativním vlivům a naopak podporovat pozitivní dopady na jiné oblasti společnosti (např. zaměstnanost, distribuci příjmů).

Je nasnadě, že každý z nástrojů klade důraz na jiný z těchto cílů. Zatímco environmentální standardy, příkazy či limity sledují primárně zlepšení stavu životního prostředí, poplatky a daně akcentují dopady environmentální regulace na náklady ekonomických subjektů.<sup>64</sup>

V reálné environmentální politice jsou pak zohledněny praktičtější aspekty působení nástrojů. Jak uvádí Jílková a kol. (2006), většina existujících ekonomických nástrojů (tj. daní, poplatků, úhrad aj.) v ochraně životního prostředí v současnosti funguje především jako nástroj k zajištění **zdroje veřejných příjmů** (fiskální funkce), nikoli jako motivační platba, jejímž cílem je dosáhnout optimální kvality životního prostředí. Důvodem je nízká výše plateb s ohledem na účinnost motivace k dalšímu snižování znečištění a souběh administrativních a ekonomických nástrojů, kdy minimální požadavky na ochranu životního prostředí jsou řešeny primárně s využitím mechanismů administrativních nástrojů. Ve vodním hospodářství se např. jedná o situaci, kdy se dočasný nedostatek vody v období sucha řeší úředním rozhodnutím o krácení povolení k odběrům a existující ekonomické nástroje se v tomto kontextu nijak neuplatňují. Jiným příkladem je politika ochrany ovzduší, kdy minimální požadavky na parametry zdrojů znečištění jsou dány emisními limity, poplatek za vypouštěné znečištění má druhořadou funkci. Dalšími prosazovanými kritérii jsou **transparentnost, jednoduchost** a nízká **administrativní náročnost** nástrojů.

Praktickou účinnost nástrojů environmentální politiky ovlivňuje **institucionální prostředí** a **interakce** navrhovaných nástrojů **se zájmy jednotlivých subjektů** v ekonomice. Tento faktor je relevantní zejména tehdy, jsou-li nástroje navrženy v rozporu s předchozím vývojem a kulturním prostředím dané země nebo jsou-li odmítány většinou ekonomických subjektů jako neopodstatněné. Významnou roli hrají v této souvislosti silné zájmové skupiny, jejichž názory a postoje by měli tvůrci environmentální politiky vnímat (nebo se zájmovými skupinami alespoň komunikovat). Problém vhodně ilustruje minulá snaha MŽP ČR implementovat systém záloh na jednocestné nápojové obaly (PET láhve a plechovky) po vzoru Švédska a jiných evropských zemí. Tento záměr

<sup>64</sup> Za tímto účelem byla v roce 1997 vyvinuta metodika OECD vyhodnocující dopady ekonomických nástrojů na soukromé subjekty (firmy) a stát (veřejná správa a samospráva). Metodika kromě jiného zahrnuje tzv. vyvolané náklady (náklady způsobené firmám v důsledku působení ekonomické nástroje – náklady na zamezení, náklady vyhnutí se apod.) a administrativní náklady (náklady způsobené veřejnému sektoru v souvislosti se správní či kontrolní činností v souvislosti s fungováním daných ekonomických nástrojů) (viz kapitola 10, resp. Jílková a kol., 2006).

se setkal se silným odporem obcí (Svazu měst a obcí ČR a Asociace krajů) a části odborné veřejnosti (IEEP, 2008), což byl posléze jeden z důvodů stažení návrhu z politické agendy. Hlavní příčinou silného odporu bylo nerespektování existujícího institucionálního prostředí v podobě zavedeného systému třídění odpadů, logistiky nápojových obalů apod. (IEEP, 2008). Dalším příkladem je konflikt ohledně těžby kůrovcem poškozených stromů v I. zóně Národního parku Šumava nebo diskuse provázející snahu vyhlásit nová chráněná území.

### **Pravidla podporující účinnost environmentálních nástrojů v politické praxi (OECD, 2005)**

Jak by tedy měl vypadat nástroj a jeho implementace, aby byl skutečně účinný? Studie OECD (2005) uvádí kromě jiného následující pravidla pro tvůrce environmentální politiky:

- Implementaci nástroje by měla podpořit „známá tvář“ (člověk, který svým jménem garantuje správnost a environmentální užitečnost daného nástroje).
- Nástroj by měl řešit problémy, které jsou obecně považovány za zásadní a které je snaha řešit (strategie *picking winners*).
- Na návrhu nástroje by se měla podílet veřejnost.
- Veřejnost by měla být včas informována o konečné podobě nástroje a měla by existovat přechodná období umožňující přizpůsobení regulovaných subjektů.
- Nástroj by měl být neměnnou a stabilní součástí nástrojového mixu (časté změny destabilizují prostředí a brání dlouhodobému plánování soukromých subjektů).
- Nástroj by měl být sociálně únosný (měl by minimalizovat dopady na nízkopříjmové domácnosti).
- Nástroj by měly doprovázet možnosti, jak nežádoucí chování nahradit jiným (environmentálně přijatelnějším) aj.

## 9.2 Administrativní nástroje

Administrativní nástroje jsou založeny na snaze donutit ekonomické subjekty ke změně vlivu na životní prostředí formou přímého zákazu, příkazu či předepsaného postupu, kterému se nelze legálně vyhnout. Obecně se může jednat o různé **příkazy či zákazy** (např. činnosti zakázané v I. zónách národních parků), jež jsou formulovány v environmentální legislativě, dále pak **normy či standardy** (např. technické normy na provoz skládky), v široké míře používané **limity a kvóty** (např. emisní a imisní limity, recyklační kvóty) a v neposlední řadě **povinné postupy** (např. posuzování vlivu na životní prostředí – EIA), resp. **povinné technologie** (např. nejlepší dostupné technologie – BAT).<sup>65</sup>

Nástroje mohou působit v různých fázích ekonomických procesů, ať již se jedná o použité vstupy, výrobní technologii, množství vyrobených statků, produkci emisí a jejich lokalizaci či obecnou úroveň znečištění (Common a Stagl, 2005). Někteří autoři v této souvislosti hovoří o obecných „standardech chování“ (Field, 1997).

### 9.2.1 Příčiny protežování administrativních nástrojů

Administrativní nástroje jsou převažující podobou environmentální regulace, např. v ČR neexistuje složka životního prostředí, v rámci které by administrativní nástroje nehrály klíčovou roli. Jak podotýká Field (1997: 210), jejich kouzlo „spočívá v tom, že chceš-li donutit lidi, aby něco nedělali, jednoduše vydej zákon, který to považuje za nelegální, a následně vyšli příslušné authority, aby tento zákon vynutily“. Hlavní výhodou tohoto typu nástrojů je tedy jistota reakce regulovaných subjektů. Common a Stagl (2005) se však domnívají, že rozšíření administrativních nástrojů pramení i z toho, že se i přes řadunevýchod jedná o nejpřijatelnější řešení pro nejvíce zájmových skupin (znečišťovatele, ochránce životního prostředí i stát).

Z pohledu **znečišťovatele** je to proto, že ekonomický nástroj může zvyšovat náklady firmy mnohem více než ekvivalentní environmentální standard. Kromě nákladů na zamezení vznikají firmě i náklady vyplývající z daňové povinnosti. Wallart (1999) k tomu uvádí, že tento důvod preference administrativních nástrojů je nepodložený za předpokladu, že stát podle určitého klíče vrací

<sup>65</sup> Jak doplňuje Common a Stagl (2009), technologické standardy nemají povahu pouze nejlepších dostupných technologií (BAT), ale i BPM (best practicable means), BACT (best available control technology) nebo BATNEEC (best available technology not entailing excessive costs).



vybrané daně průmyslovému sektoru zpět (např. podle množství produkce, obratu apod.).<sup>66</sup> Podle Buchanana a Tulocka (1975) firmy upřednostňují přímou regulaci před zdaněním také proto, že regulace přináší bariéry vstupu do odvětví, a chrání tak současné firmy daného sektoru proti případné konkurenci. Příkladem tohoto jevu může být regulace množství zastavitelné půdy v rámci územního plánování, která omezuje konkurenci na trhu s nemovitostmi (poplatek za vynětí půdy ze zemědělského půdního fondu je nízký a sám o sobě nemotivuje subjekty k její ochraně).<sup>67</sup> Vzhledem k vysoké organizovanosti firem v zájmových skupinách považují Buchanan a Tulock (1975) jejich vliv na formulaci politiky za zásadní.

**Environmentalisté** upřednostňují administrativní nástroje hlavně z toho důvodu, že ekonomické nástroje typu daně nebo dotace nezaručují bezvýhradné splnění cílů definovaných environmentální politikou a současně mohou legitimizovat určitou míru znečišťování životního prostředí (to je často interpretováno jako fakt, že bohaté firmy si koupí právo znečišťovat).

Z pohledu **státu** jsou tyto nástroje jednoduché a jednoznačné a často také odpovídají etickému vnímání problému širokou veřejností (Field, 1997). Administrativní nástroj typu imisního limitu může být preferován i kvůli své schopnosti garantovat minimální kvalitu životního prostředí na celém území, a zabránit tak vzniku míst s extrémně zhoršenou kvalitou životního prostředí (tzv. *hot spots*) (Wallart, 1999). V kritických situacích (např. při ohrožení lidského zdraví) působí tyto nástroje rychle a jsou velmi obtížně nahraditelné (Jílková, 2003).

Ve vazbě na ekonomickou teorii (zejména ekologickou ekonomii) by administrativní nástroje měly zajišťovat udržitelnou úroveň využívání životního prostředí, tj. měly by zohledňovat maximální možnou míru užívání statků životního prostředí člověkem.

## 9.2.2

### Fungování administrativních nástrojů

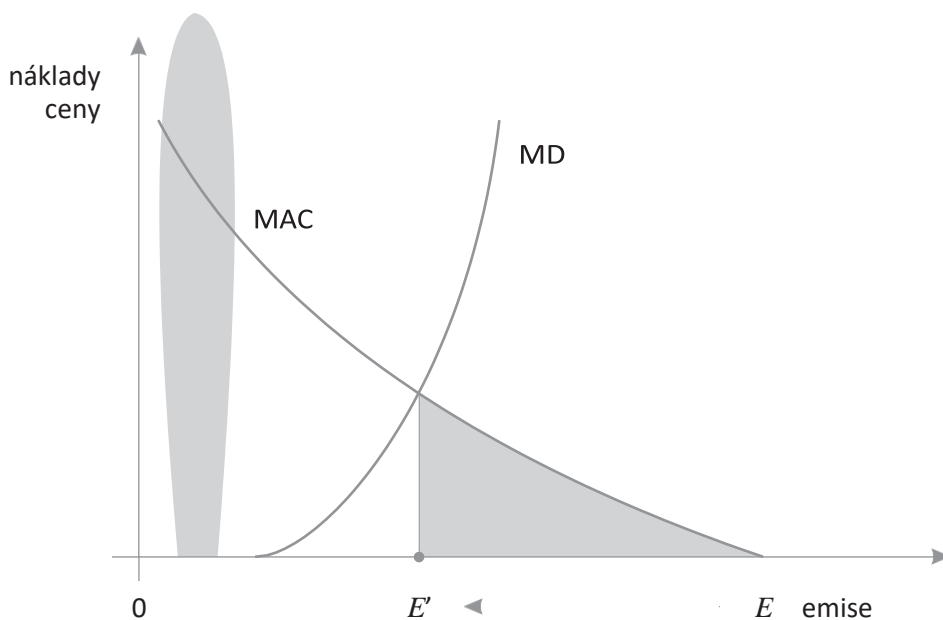
Pro vysvětlení fungování administrativních nástrojů se využívá pojmový aparát neoklasické environmentální ekonomie, a sice **náklady na zamezení a ekonomická škoda**.

Představme si elektrárnu, která jako vedlejší produkt své činnosti vypouští emise do ovzduší. Předpokládejme, že současná výše emisí dosahuje bodu (*E*) na obrázku 25. Stát zavede pro tuto elektrárnu emisní limit ve výši (*E'*),

<sup>66</sup> Kolstad (2000) pokládá absenci nákladů za zbytkové znečišťování subjektem za neefektivní – subjekt nenesé žádné náklady za zbytkové znečišťování působené společností, nedochází k internalizaci externalit.

<sup>67</sup> Analýza územního plánování z pohledu školy veřejné volby pro ČR přináší Vejchodská (2006).

kterým usiluje o snížení znečištění na určitou ekonomicky optimální úroveň (v tomto případě nezohledňujeme stav ekosystémů ani jejich schopnost absorbovat znečištění). Splnění emisního limitu je závislé na tom, do jaké míry stát provádí kontrolní činnost a splnění definovaného cíle vynucuje. Pokud elektrárna neplní definované emisní limity, pak následují sankce. V případě přizpůsobení se limitu musí elektrárna nést náklady na zamezení znečištění. Její mezní náklady na zamezení jsou znázorněny křivkou MAC. V případě emisního limitu  $E'$  jsou mezní náklady na zamezení ve výši  $P'$ .



Zdroj: Jílková, 2003; vlastní úpravy

Obr. 25: Účinnost emisního limitu

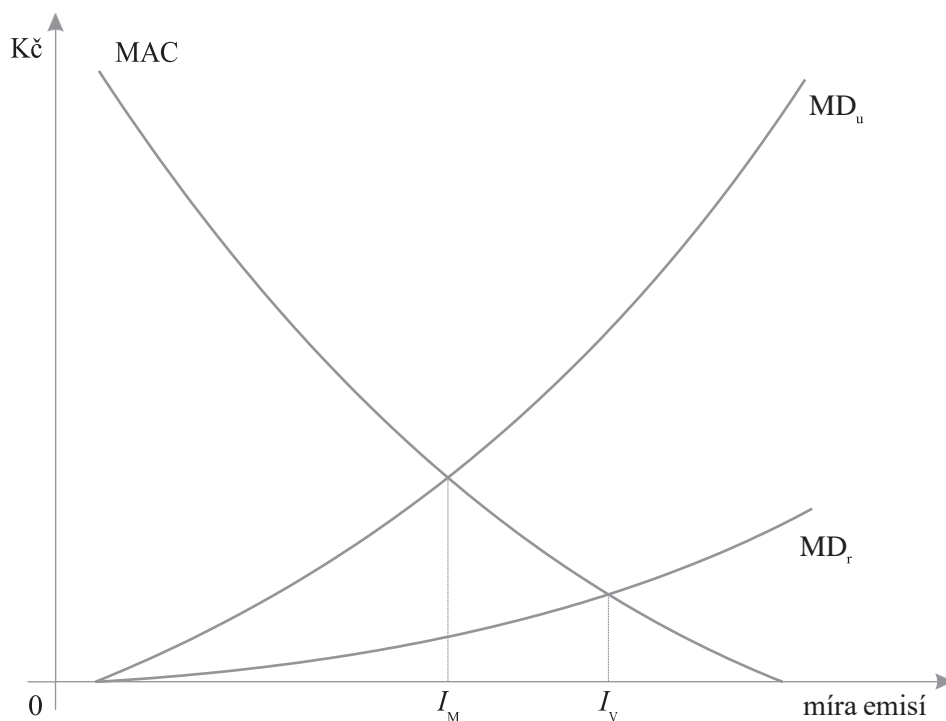
Z obrázku je rovněž patrné, jaké důsledky by pro elektrárnu mělo stanovení emisního limitu blízkého nulovým emisím. V takovém případě by mezní náklady na zamezení byly zbytečně vysoké – převyšovaly by mezní ekonomickou škodu způsobenou emisemi (MD). Z pohledu environmentální ekonomie je proto emisní limit na úrovni  $E'$  optimální. Představitelé ekologické ekonomie by usilovali o přísnější limit v intervalu  $0, E'$  (pokud by společnost v rámci svých preferencí, na základě kterých je modelována křivka mezních škod ze znečištění, nedostatečně reflektovala potřeby ekosystémů s ohledem na jejich ekologickou stabilitu).

Nastavení výše emisního limitu determinuje účinnost nástroje (schopnost plnit environmentální cíle) a současně přímo ovlivňuje vyvolané náklady (náklady na zamezení emisí) u znečišťovatele. Při preferování environmentálního hlediska je tendence stanovit limit přísněji, aby bylo eliminováno větší množství znečištění – v krajním případě se jedná o úroveň tzv. **nulového rizika** neboli o množství emisí v prahové úrovni, kde ještě nepůsobí žádné ekonomické škody (Field a Field, 2002). V případě, že tolerujeme vyšší než nulovou úroveň emisí, je relevantní otázka, jak vysoká by taková úroveň emisí měla být. Mělby emisní limit odpovídat spíše potřebám ochrany zdraví člověka a ekologické stability ekosystémů nebo by se měly kromě mezních ekonomických škod zohlednit i mezní náklady na zamezení znečištění u emitenta? Z obrázku 25 je patrné, že v případě emisí ve výši 0 až  $E'$  jsou mezní ekonomické škody nižší než mezní náklady na zamezení. V takovém případě dochází v neoklasickém pojetí ke ztrátám společenského blahobytu (dodatečné náklady na zamezení znečištění překračují ekonomickou škodu působenou dodatečným znečištěním). Z hlediska minimalizace celospolečenských nákladů by proto emisní limit měl být pro daného znečišťovatele nastaven ve výši, kdy jsou celospolečenské náklady minimální (součet mezních nákladů na zamezení a mezní ekonomické škody).

Doposud jsme rozebírali situaci jednoho zdroje. V praxi stejnou znečišťující látku vypouští větší množství zdrojů. Může jednotně stanovený emisní limit v takovém případě naplnit kritérium ekonomického optima? S největší pravděpodobností nikoli – firmy budou mít různě vysoké náklady na zamezení znečištění, proto při stanovení jednotného emisního limitu nebude naplněn tzv. **ekvimarginální princip** (*equimarginal principle*) neboli požadavek na stejnou výši mezních nákladů na zamezení u všech znečišťovatelů (Kolstad, 2000). Nebude tak dosaženo ani nákladové efektivity snižování znečištění, natož ekonomického optima požadujícího navíc rovnost mezních nákladů na zamezení s mezní ekonomickou škodou.

Ani jednotně nastavený **emisní limit** (tedy limit určující maximální přípustnou koncentraci vybrané znečišťující látky vyjádřenou jako průměr za určité časové období) není ekonomicky efektivní. Uvažujme příklad dvou regionů – venkovského a městského. Kvůli vyšší hustotě osídlení a většímu počtu obyvatel městského regionu jsou mezní ekonomické škody způsobené určitou úrovní koncentrace tuhých látek v ovzduší vyšší, než je tomu v případě venkovského regionu (stejně znečištění působí na více receptorů). Budeme-li předpokládat, že mezní náklady na zamezení znečištění jsou v obou regionech stejné, pak je z obrázku 26 zřejmé, že optimální úroveň emisí je pro oba regiony díky rozdílným ekonomickým škodám odlišná – zatímco v případě městského regionu je to  $I_m$ , v případě venkovského je to  $I_v$ . Definice stejných emisních limitů pro oba regiony přináší proto ekonomickou neefektivitu. Pokud by byl emisní limit

stanoven ve výši  $I_m$ , byl by příliš přísný pro venkovský region a naopak, pokud by byl imisní limit stanoven na úrovni  $I_v$ , toleroval by nadměrné znečištění v městském prostředí (Field a Field, 2002). Představme si ovšem vlnu společenského odporu při zavedení různých standardů kvality životního prostředí pro různé oblasti (přísnější pro městské oblasti, měkčí pro venkovské) jenom proto, že nějaký region je řidčeji osídlený než jiný. Field a Field (2002) k tomu dodávají, že ani v případě různě přísných imisních limitů pro různé regiony není možné dosáhnout ekonomické efektivity, protože výše ekonomických škod bude záviset nejen na množství subjektů vystavených znečištění, ale také na ročním období, meteorologických podmínkách apod.



Zdroj: Field, 1997

Obr. 26: Regionální rozdíly optimální úrovně emisí

Kdybychom se chtěli pomocí emisních nebo imisních limitů přiblížit ekonomické efektivity, museli bychom emisní limity šít na míru jednotlivým zdrojům podle jejich nákladů na zamezení. Imisní limity bychom museli přizpůsobovat místně a časově specifickým podmínkám. Stát nebude nikdy mít pro stanovování individuálních emisních limitů dostatečné informace o výši

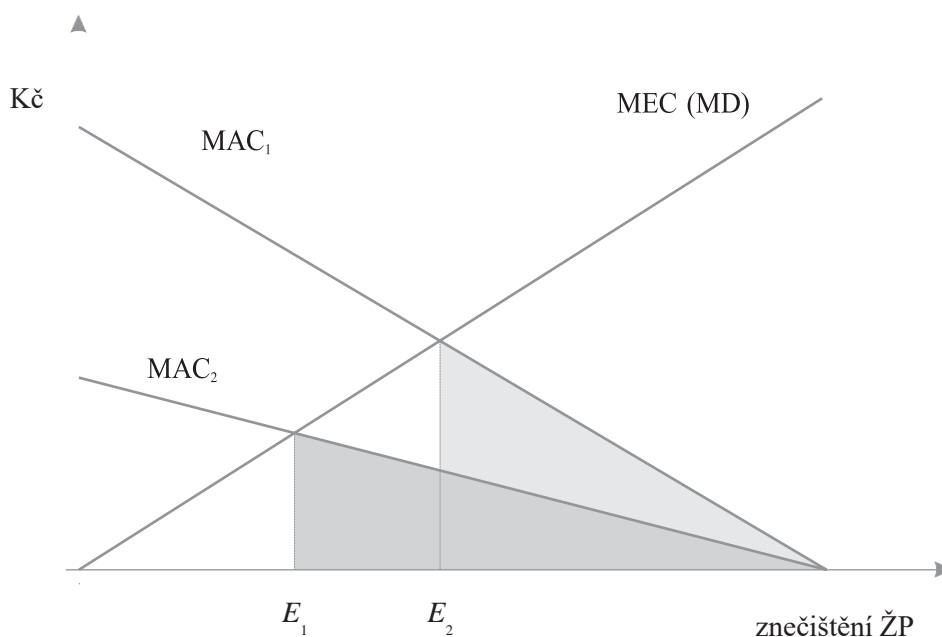
nákladů jednotlivých ekonomických subjektů na zamezení – informace o nákladech na zamezení může získat pouze od subjektů samotných, které budou motivovány, aby uváděly vyšší než skutečné náklady na zamezení (Kolstad, 2000). Čím budou emisní a imisní standardy diverzifikovanější, tím vyšší budou administrativní náklady na implementaci a kontrolu (Field a Field, 2002).

Za významný nedostatek administrativních nástrojů se považuje demotivace ekonomických subjektů ke snižování znečišťování nad rámec definované povinnosti (např. nad rámec stanoveného emisního limitu), což neřeší otázku zbytkových emisí. Dalšího případného snížení zátěže životního prostředí je dosahováno pouze zpřísněním emisních limitů. Jiným nedostatkem je omezení rozhodovacího prostoru podniků (Jílková, 2003), nebo je jim dokonce znemožněno hledání vlastních (nákladově efektivních) způsobů řešení – v případě uplatňování nástroje nejlepších dostupných technologií (BAT) jsou předepisovány konkrétní technologické postupy bez ohledu na to, zda lze stejného environmentálního efektu dosáhnout jinak. V dlouhodobém horizontu mají tyto skutečnosti negativní vliv na inovace (např. ochotu investovat do alternativních technologií).

Field (1997) diskutuje další nevýhody administrativních nástrojů, ke kterým řadí **perverzní motivace** emisních limitů a **technologický nátlak**. Perverzní motivaci emisních limitů graficky znázorňuje obrázek 27. Protože stát má snahu přizpůsobovat emisní limity úrovni technologií a jejich cenové dostupnosti (úrovni rovnosti mezních ekonomických škod MD s mezními náklady na zamezení MAC), nemají podniky zájem vyvíjet nové technologie, které by jim umožnily splnit emisní limit levněji (tedy snižovat své MAC). Zlepšení technologie by pro ně v důsledku mohlo znamenat jedině zpřísnění emisních limitů z  $E_1$  na  $E_2$ , a tím možná dokonce zvýšení celkových nákladů na zamezení znečištění (záleží na vzájemné velikosti pouze vyšrafované a pouze vystínované plochy; obrázek 27).

Technologický nátlak nastává v situaci, kdy chce politik předejít perverzním motivacím emisních limitů a úmyslně nastaví přísnější emisní limit podle předpokládaných budoucích nižších nákladů na zamezení. Takový emisní limit může způsobit existenční obtíže danému průmyslovému sektoru. Field a Field (2002) ukazuje, že v takovém případě by původci znečištění věnovali pro-středky nikoli na výzkum a vývoj inovativních technologií, ale na ovlivňování politického rozhodování, aby tak přísné emisní limity nevstoupily v platnost.

Zmíňme na závěr nedostatek administrativních nástrojů, jenž se týká jejich celkového počtu. Jak podotýká Jílková (2003), kontrola dodržování stále rostoucího množství předpisů, zákazů a příkazů není v silách sebevýkonnějšího státního aparátu, proto se některým ekonomickým subjektům daří regulaci vyhnout.



Zdroj: Field a Field, 2002; vlastní úpravy

Obr. 27: Perverzní motivace emisních limitů

### 9.3 Ekonomické nástroje

Ekonomické nástroje na rozdíl od těch administrativních umožňují subjektu volbu a ovlivňují jeho chování tím, že vstupují do jeho nákladových a výnosových funkcí (OECD, 1996). Jejich význam se v rámci environmentální politiky v čase zvyšuje. Zatímco v raných dekádách environmentální regulace (60.–70. léta 20. století) byly téměř výhradně uplatňovány administrativní nástroje, od 80. let se začínají prosazovat přístupy porovnávající náklady a užítky různých opatření – tato srovnání odhalují neefektivnost administrativních nástrojů (Oates a Portney, 2001).<sup>68</sup> V současné době dochází v rámci politiky obvykle ke kombinaci obou kategorií nástrojů a je deklarována snaha dlouhodobě rozšiřovat působení ekonomických nástrojů. Z teoretického pohledu odpovídají tyto nástroje nejvíce pojetí neoklasické environmentální ekonomie (zejména daně a poplatky) a do jisté míry i tržních environmentalistů (obchodovatelná povolení).

<sup>68</sup> Autoři v této souvislosti odkazují na článek Davida W. Pearce s názvem *Environmental Appraisal and Environmental Policy in the European Union* z roku 1998, který popisuje evoluci metod oceňování nákladů a užitků regulace v Evropské unii.

Hlavním průvodním znakem ekonomických nástrojů je využívání **cenového mechanismu** k regulaci ekonomických aktivit. Dle Jílkové (2003) se tento mechanismus uplatňuje dvojím způsobem:

- Environmentální regulace definuje **cenu** (např. poplatek za tunu emisí), přičemž míra užívání životního prostředí je výstupem tržního procesu.
- Environmentální regulace definuje, jaké **množství** statků životního prostředí mohou subjekty v ekonomice spotřebovat (jaká je žádoucí kvalita životního prostředí – např. celkový objem emitovaných tun CO<sub>2</sub>) a cena za spotřebu těchto statků vzniká na trhu.

Uvedená závislost mezi cenou a výslednou kvalitou životního prostředí není náhodná. Za jednu z příčin nadměrné spotřeby statků životního prostředí považují environmentální ekonomové mimo jiné i skutečnost, že statky životního prostředí mají povahu veřejných statků, kolektivních statků, případně statků s volným přístupem. V důsledku absence cenového mechanismu, např. z důvodu nevylučitelnosti ze spotřeby, nedokáže trh tyto statky efektivně alokovat. Chybí cena, jež by nutila spotřebitele porovnávat náklady a užítky vyplývající ze spotřeby těchto statků. Neexistence ceny statků životního prostředí evokuje spotřebitelů dojem, že je těchto statků na trhu dostatek a výsledkem je jejich nadměrná spotřeba. Využití cenového mechanismu v případě ekonomických nástrojů environmentální politiky proto není ničím jiným než snahou simulovat rozhodování na trzích. Cena těchto statků je však stanovena arbitrárně, v ideálním případě na úrovni umožňující dosažení optimální kvality životního prostředí (viz kapitola 2.5).

Jakým způsobem stát určuje výši ceny statků životního prostředí? Odpověď na tuto otázku je zásadní a ovlivňuje motivační funkci ekonomických nástrojů. Je-li cena příliš nízká, může vést k degradaci statků životního prostředí. Je-li naopak příliš vysoká, vede ke zbytečné zátěži znečišťovatelů. O praktických problémech souvisejících s určením optimální výše plateb jsme diskutovali v kapitole 2.7. Spíše než snaha vyčíslit soukromé a společenské náklady vyplývající ze spotřeby statků životního prostředí, na jejichž základě je určena optimální výše pigouviánské daně,<sup>69</sup> se v praxi prosazuje přístup blízký metodě standardů a cen Baumola a Oatese (1971) (viz kapitola 2.7). Tento proces však může narazit na pravidla legislativního procesu, která neumožňují pružně přizpůsobovat výši poplatků či daní míře naplnění environmentálního standardu.

Metodě standardů a cen se velmi blíží druhý způsob uplatnění cenového mechanismu. Nástroje založené na regulaci množství kombinují pozitivní stránky

<sup>69</sup> Tyto snahy však nejsou zcela liché. Jak ukazuje Jílková (2003), např. metoda *ExternE* (*External Costs of Energy*) se snaží analyzovat externí náklady výroby a spotřeby energie, na jejichž základě by bylo možné vypočítat společenské náklady této činnosti, a následně i optimální výši ekonomického nástroje regulujícího spotřebu a výrobu energie.

administrativních nástrojů (zaručený vliv nositele regulace na výslednou kvalitu životního prostředí) a ekonomických instrumentů (nákladově efektivní způsob dosažení environmentálních cílů). Jedná se hlavně o nástroj obchodovatelných povolenek, jehož fungování přibližujeme v kapitole 9.4.3.

Jako klíčová výhoda fungování ekonomických nástrojů je zmiňována **nákladová efektivnost**, v rámci které rozlišuje OECD (1996) dvě dimenze – statickou a dynamickou.

**Statická efektivnost** (*static efficiency*) se projevuje v okamžiku, kdy jsou původci znečištění vystaveni různým mezním nákladům na zamezení. V takové situaci umožňují ekonomické nástroje původcům znečištění hledat nákladově nejefektivnější cestu, jak negativní dopad na životní prostředí snížit, tj. původce s prohibitivními náklady na zamezení se může rozhodnout, že neučiní žádná opatření a bude raději platit poplatky odpovídající míře jeho negativního dopadu. Naopak původci znečištění s nízkými náklady na zamezení mohou provést rozsáhlé investice do čistších technologií. Jak jsme uvedli v kapitole 9.3, za předpokladu dokonalých informací na straně státu by stejného efektu mohlo být dosaženo i prostřednictvím administrativních nástrojů (např. emisních limitů), pokud by limity byly pro každého původce znečištění stanoveny v míře, která by odpovídala individuálním mezním nákladům na zamezení. Tento předpoklad však v praxi nelze naplnit.

**Dynamická efektivnost** (*dynamic efficiency*) představuje schopnost ekonomických nástrojů motivovat původce znečištění k hledání nových, čistších technologií a inovací. Tato motivace vyplývá ze skutečnosti, že původci znečištění jsou odpovědní i za zbytkové emise, a hledají proto cesty, jak je co nejvíce snížit.

Odpůrci ekonomických nástrojů uvádějí, že nástroje založené na stanovení ceny nejsou schopny garantovat dosažení určité kvality životního prostředí. Roli zde hrají i etické aspekty – obchodování s životním prostředím a „vyplácení se“ z povinnosti snižovat negativní dopad na životní prostředí je veřejností vnímán negativně.<sup>70</sup>

V dalších kapitolách se detailně věnujeme fungování několika typů ekonomických nástrojů. Jedná se o:

- daně a poplatky;
- dotace a subvence;
- obchodovatelná povolení;
- zálohy.

<sup>70</sup> Více v Bromley, D. W., Paavola, J. 2002. *Economics, Ethics and Environmental Policy: Contested Choices*. Blackwell Publishers Ltd., ISBN 0-631-22968-X.



### 9.3.1 Daně a poplatky

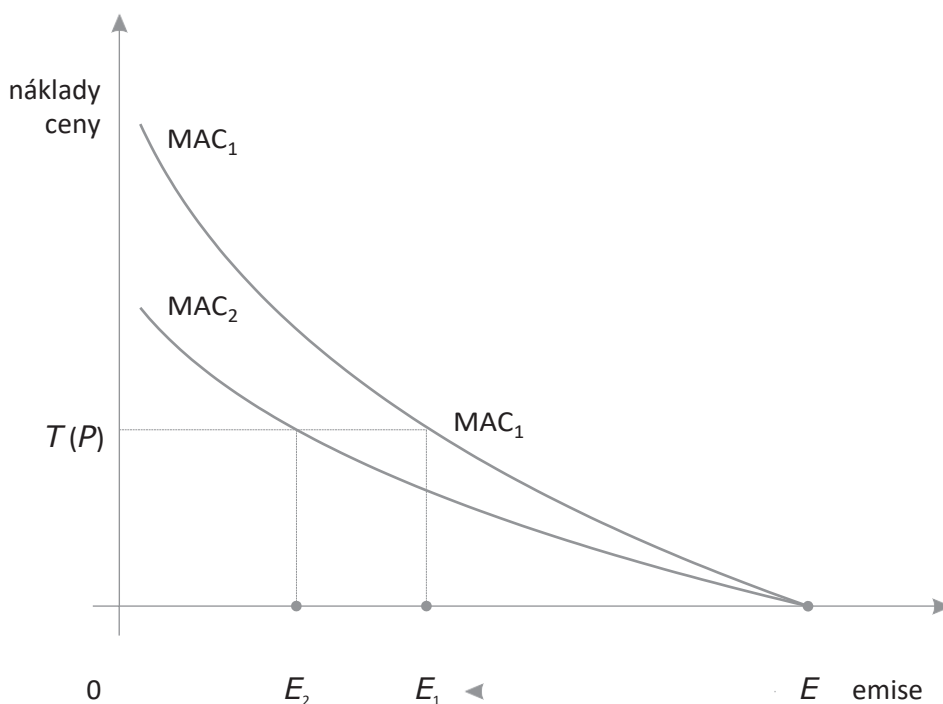
Daně a poplatky jsou nejvyužívanějšími ekonomickými nástroji. Jílková (2003) je člení na:

- **Daně** – jsou „povinnou a nenávratnou, pravidelně se opakující platbou do veřejného rozpočtu bez nároku na ekvivalentní a přímé plnění z veřejného rozpočtu“ (Hamerníková a kol., 1996 in: Jílková, 2003: 40). Jejich funkce je především fiskální. Příkladem daní v ochraně životního prostředí jsou tzv. ekologické daně či ostatní daně, které ovlivňují rozhodování subjektů ve prospěch životního prostředí (např. spotřební daně).
- **Zvláštní poplatky** – nesou znaky daně (zejména tím, že se jedná o platbu bez nároku na protislužbu), ale směřují do specifických mimorozpočtových fondů na centrální a místní úrovni. Kromě fiskální funkce by měly motivovat subjekty k určitému environmentálně příznivému chování.
- **Správní a uživatelské poplatky** – na rozdíl od předchozích dvou typů nástrojů přinášejí svému plátcovi protislužbu, kterou mu poskytují orgány veřejné správy a samosprávy. Výše poplatku odpovídá podílu plátce na spotřebě dané služby s tím, že poplatek může buď zcela, nebo alespoň částečně pokrývat náklady na její poskytování. Vedle úhrady nákladů však tyto poplatky často plní i motivační funkci. Jedná se např. o platby za komunální odpad domácností, poplatky za ukládání odpadu na skládky, které platí původci odpadu, či platbu k úhradě správy vodních toků a správy povodí (za odběr povrchové vody).
- **Úhrady (resp. příspěvky, či odvody)** – přispívají stejně jako správní a uživatelské poplatky k úhradě nákladů na provoz veřejných zařízení, ze kterých může mít plátce užitek. V tomto případě však nezáleží na tom, zda plátce dané zařízení (nebo službu) skutečně využívá. Klíčové je pouze to, že plátce má možnost dané zařízení využívat (např. odvody na jaderný účet v ČR).

Členění daní (poplatků) podle daňového základu přináší OECD (1989). Daňovým základem může být emitované znečištění, např. poplatek za vypouštění tuhých látek do ovzduší. Daň může být uvalena i na samotný produkt, pokud jeho výroba, spotřeba, využívání nebo následná likvidace přináší environmentální újmu. Takovou daní může být zdanění paliv, baterií apod. Daně se mohou odvíjet od množství (od váhy zdaňovaného produktu nebo jeho počtu) nebo od ceny produktu procentuální sazbou (daň *ad valorem*).

Logiku daňového nástroje si ukážeme na dani odvíjené od množství emitovaného znečištění (působení daně uvalené na produkt ve výši pigouviánské daně jsme si ukázali v kapitole 2.7, obrázek 12). Původce znečištění má možnost volby: buď i nadále produkovat znečištění a platit za ně, nebo omezit znečištění a platbu snížit či se jí zcela vyhnout. Pro kterou z těchto možností se původce

znečištění rozhodne, závisí na výši jeho mezních nákladů na zamezení. Zátěž životního prostředí se bude snižovat do té doby, dokud budou mezní náklady na zamezení nižší než výše daně (poplatku). V okamžiku, kdy dojde k jejich vyrovnání, původce znečištění přestane usilovat o další opatření.<sup>71</sup> Z obrázku 28 je rovněž zřejmé, že míra snížení zátěže životního prostředí je odlišná pro různé původce znečištění – subjekty s vyššími mezními náklady na zamezení ( $MAC_1$ ) budou zátěž snižovat méně ( $E_1$ ) než původci znečištění, kteří mají mezní náklady na zamezení nižší ( $MAC_2$  a bod  $E_2$ ). Právě tímto mechanismem je zajištěno, že zlepšení kvality životního prostředí je dosaženo s minimálními náklady (nákladově efektivním způsobem).



Zdroj: Jílková, 2003

Obr. 28: Dopady poplatkové politiky na firmy s odlišnými mezními náklady na zamezení

<sup>71</sup> Nejedná se však o neměnný nebo konečný stav. V důsledku změn nákladů na zamezení (obvykle kvůli jejich snížení díky novým technologiím, resp. rozšíření stávajících technologií) dochází v čase k dalšímu hledání možných řešení. Zatímco v případě administrativních nástrojů bylo nutno limit arbitrárně změnit, v případě daní a poplatků jsou změny ve vnějším prostředí automaticky reflektovány v rozhodování ekonomických subjektů.

Při navrhování a fungování daní a poplatků jsou vyvažovány jejich fiskální a stimulační funkce. Měly by tyto nástroje primárně motivovat ke změně chování nebo především generovat příjmy do veřejných rozpočtů (resp. hradit náklady veřejných služeb)? Nebo by měly plnit obě tyto funkce? Zatímco ekonomická teorie (v tomto případě neoklasická environmentální ekonomie) zohledňuje pouze stimulační funkci, v politické praxi jsou nástroje navrhovány s přihlédnutím i k jiným než jen environmentálním cílům. Vyjasnit si role ekonomických nástrojů v reálné politice je důležité zejména v okamžiku jejich evaluace (viz rámeček).

Jelikož daně a poplatky plní do jisté míry funkci ceny statků životního prostředí, významná je také jejich informační funkce. Např. výše poplatku za ukládání odpadu na skládky signalizuje původcům vzácnost půdy využívané k těmto účelům. Zvyšuje-li se její vzácnost, pak by měly poplatky růst s odpovídajícím poklesem množství odpadu ukládaného na skládky a naopak.

### **Fiskální nebo stimulační funkce poplatku za komunální odpad?**

Obce ČR mají možnost zpoplatnit komunální odpad produkovaný domácnostmi tzv. místním poplatkem (z hlediska typologie se jedná o správní a uživatelský poplatek). Místní poplatek je omezen maximální hranicí 500 Kč/obyvatele a rok. Reálné náklady obce na obyvatele jsou však v průměru cca 900 Kč/obyvatele a rok (SMO ČR, 2011). Obce proto musí zbývající část nákladů hradit z jiných zdrojů. Fiskální funkci tak poplatek plní pouze omezeně.

Jak je to se stimulační funkcí tohoto nástroje? Místní poplatek je konstruován jako poplatek na osobu. Obyvatelé platí nikoli podle skutečné produkce komunálního odpadu, ale podle trvalého bydliště na území obce. Prostřednictvím této platby tedy nejsou motivováni ke snižování množství odpadu (např. tříděním). Nástroj neplní stimulační funkci. Jeto však problém?

Je-li deklarovaným účelem generování příjmů na pokrytí veřejné služby, pak má poplatek smysl, jelikož se alespoň částečně podílí na úhradě nákladů obce spojených s odpadovým hospodářstvím (lze diskutovat o zvýšení maximální hranice). Pokud však bylo původním zájmem regulujícího subjektu ovlivňovat jednání domácností, je nutno poplatek hodnotit negativně – nástroj je třeba nahradit jinak konstruovanou platbou.

Z pohledu veřejných financí lze s vybranými daněmi nakládat různými způsoby, jejich fiskální funkce tak může být omezena nebo zcela eliminována.

Wallart (1999) definuje možnosti využití vybraných daní, které jsou rozebrány níže:

- Daň je příjmem veřejných rozpočtů jako jiné daně a je následně využita k libovolným účelům. V takovém případě dochází při jejím zavedení k nárůstu daňové zátěže společnosti.
- Daň je příjmem veřejných rozpočtů a je následně částečně nebo plně využita ke specifickým účelům, např. k omezení vlivu zavedení daně na nízkopříjmové skupiny obyvatel, ke kompenzaci poškozených, ke kompenzaci zdaněného průmyslového sektoru, k investicím do oblasti životního prostředí.
- Nové daňové příjmy nahrazují příjmy jiných daní nebo sociálního pojištění. V takovém případě mluvíme o ekologické daňové reformě.

**Využití daně ke kompenzaci poškozených:** Zdálo by se, že logické je zdanit znečišťovatele a vybranými daněmi kompenzovat poškozené, např. za újmu na zdraví způsobenou znečištěním. Environmentální ekonomové však tento způsob využití daně odmítají.<sup>72</sup> Důvody lze shrnout následovně: Mnohdy nelze přesně definovat poškozené subjekty a míru poškození. I kdyby to bylo možné, vede kompenzace k neefektivnostem. Jsou-li postižení lidé za působenou újmu v určitém regionu kompenzováni, vede to jiné lidi k přesídlení do tohoto regionu, aby se stali příjemci kompenzace (taková situace nastala např. po havárii Černobyli při kompenzaci tamních obyvatel za radiaci). Kompenzovaní nemají motivaci k vlastní ochraně před újmou, která je jim působena, když jsou za ni kompenzováni. Postižení jsou zvýhodněni oproti ostatním i bez kompenzace, např. nižší cenou bydlení v postiženém regionu (Baumol a Oates, 1988; Oates, 1993).

**Využití daně ke zvýšení sociálních dávek:** Pokud se daň dotkne sociálně slabých vrstev, může stát daň či její část využít k jejich kompenzaci. Jedná se např. o kompenzaci zvýšených nákladů na vytápění při zavedení daně na paliva.

**Využití daně ke kompenzaci zdaněného průmyslového sektoru:** Představme si, že je zdaněna určitá emitovaná znečišťující látka. Jednotlivé podniky mají zájem snížit emise na úroveň, kde se mezní náklady na zamezení znečištění rovnají výši daně (obrázek 28). Následně je celý výtěžek daně průmyslovému sektoru vrácen, např. na základě původního množství vypouštěného znečištění jednotlivými podniky. Náklady firmám vzrostly pouze o náklady na zamezení znečištění, nejsou jim odčerpávány další zdroje zdaněním zbytkového znečištění. Protože některé firmy omezily své znečištění více než jiné, došlo k redistribuci bohatství uvnitř průmyslového sektoru. Výsledek politiky je v takovém

<sup>72</sup> Ani koncept pigouviánské daně nepředpokládá nějaké konkrétní využití vybraných financí. K dosažení ekonomicky optimálního výstupu stačí daň od znečišťovatelů vybrat, tedy internalizovat externality.

případě shodný se situací, kdy je místo daně aplikován nástroj obchodovatelných povolení. V jeho rámci je podnikům rozděleno právě tolik povolenek, aby se jejich cena následně ustálila na úrovni fiktivní daně. Kompenzace průmyslu může být provedena i podle jiného klíče, který má však vždy následně dopad na alokaci zdrojů. Wallart (1999) jako příklad uvádí německý systém zdanění hnojiv, kdy se příjmy z daně zemědělcům vracejí na základě rozlohy jimi obdělávané půdy. V tomto systému se relativně zlevňuje půda oproti jiným výrobním faktorům (práce, kapitál). Jiným příkladem je švédský systém zdanění emisí oxidů dusíku u velkých elektráren, který vrací výtěžek daně elektrárnám na základě jimi vyrobené energie (Wallart, 1999).

**Využití daně, resp. poplatku k investicím do ochrany životního prostředí:** K těmto účelům může být vyhrazen zvláštní mimorozpočtový fond, jako je např. v ČR Státní fond životního prostředí. Daně mohou být využity v různých oblastech ochrany životního prostředí bez omezení nebo mohou být vázány na využití k dalšímu snížení zdaňovaného znečištění. Jak argumentuje Wallart (1999), pokud by daň byla stanovena na úrovni pigouviánské daně, pak by další snižování znečištění zdaňovanou látkou nebylo efektivní (bylo by vynaloženo příliš mnoho zdrojů – mezní náklady na zamezení znečištění by převyšovaly mezní přínosy z odbourání znečištění). Pokud je však daň nastavena příliš nízko, pak dodatečné investice ze strany státu v hodnotě vybrané daně mohou přispět k přiblížení se společenskému optimu.

**Využití daně ke snížení jiných daní (ekologická daňová reforma):** Myšlenkou ekologické daňové reformy je částečné přesunutí daňové zátěže z práce kapitálu (daně z příjmů) na doposud nezdaňované nebo málo zdaňované znečišťování životního prostředí a využívání přírodních zdrojů. Ekologická daňová reforma má tak společnosti přinést tzv. **dvojitou dividendu** (*double dividend*), tj. snížit znečištění životního prostředí a omezit tlak na přírodní zdroje a zároveň snížením ceny práce a kapitálu podpořit zaměstnanost a investice. Jak uvádí Bosquet (2000), pozitivní vliv na životní prostředí je nezpochybnitelný, existence pozitivního vlivu na zaměstnanost a investice je však mezi ekonomy tématem sporu. Ekologická daňová reforma většího či menšího rozsahu byla v některých zemích zavedena již v 90. letech minulého století. Na straně životního prostředí jsou obvykle zdaňovány emise CO<sub>2</sub> a jiných znečišťujících látek (např. Švédsko a Dánsko mají celou paletu zdaňovaných produktů), ropné produkty (Německo), skládkování odpadů (Velká Británie) apod. Daňová zátěž je obvykle snižována u daní z příjmu fyzických osob (Švédsko a Dánsko) a u sociálního pojištění (Dánsko, Velká Británie a Německo) (Bosquet, 2000).

### 9.3.2 Subvence a dotace

Subvence a dotace jsou druhou stranou mince ve vztahu k daním a poplatkům. Jejich cílem je internalizovat pozitivní externality, tj. podporovat činnosti prospěšné životnímu prostředí, které v neoklasické terminologii volný trh není schopen zajistit v optimální míře nebo je nezajišťuje vůbec. Jedná se např. o vědu a výzkum v oblasti environmentálních technologií nebo podporu zelených odvětví (solární energetika, pasivní domy apod.). Jiným využitím nástroje pozitivní stimulace je cílené snížení nákladů na zamezení znečištění, např. částečným pokrytím nákladů na investice do čistíren odpadních vod.

Jílková (2003) rozlišuje několik typů nástrojů v rámci této kategorie:

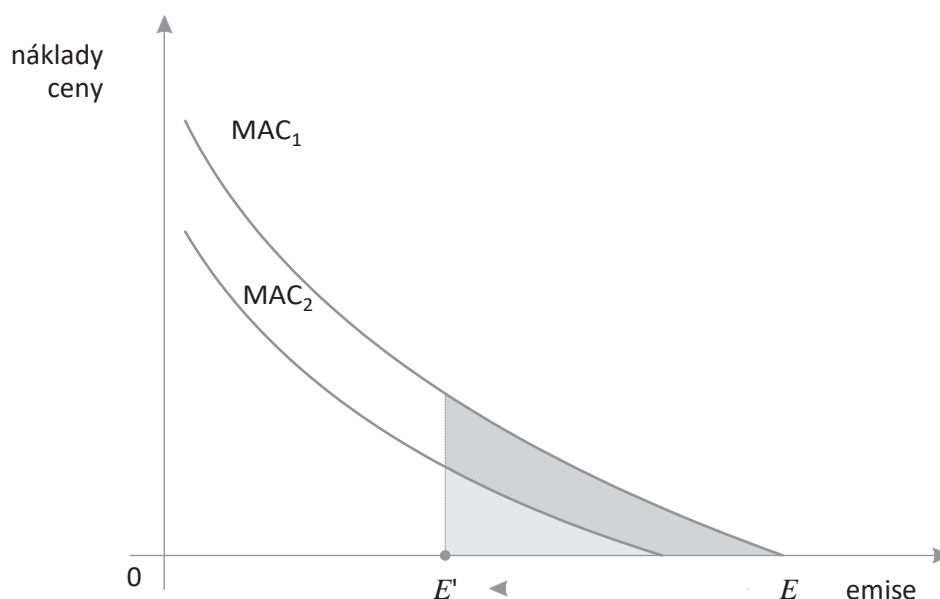
- vládní výdaje na životní prostředí (investiční a neinvestiční výdaje, zelené nakupování apod.);
- dotace, např. přímé podpory, úhrada úroků, záruky na úvěry, zvýhodněné půjčky apod.;
- daňová zvýhodnění (jako nepřímé dotace);
- financování institucí (financování státní správy, samosprávy, nevládních organizací apod.).

Obrázek 29 znázorňuje teoretické fungování subvencí a dotací. Zachycuje situaci, kdy má dotace povahu příspěvku ke snížení nákladů na zamezení znečištění. V takovém případě by původci znečištění dospěli k snížení zátěže životního prostředí na požadovanou úroveň  $E'$  při nižších nákladech, čímž se zvyšuje ochota původců znečištění příslušná opatření skutečně realizovat. Efekt dotací a subvencí je však možné nahlížet i z opačné perspektivy – díky příspěvku ke snížení nákladů na zamezení jsou původci znečištění ochotni ke snižování působené zátěže životního prostředí nad rámec snížení, kterého by byli ochotni dosáhnout bez dotace.

Subvence a dotace lze obhajovat následujícími argumenty:

- mají pozitivní environmentální dopady a jsou nákladově efektivní jako ostatní ekonomické nástroje;
- zvyšují konkurenceschopnost podporovaných odvětví (např. obnovitelných zdrojů energie);
- zvyšují zaměstnanost v podporovaných odvětvích.

Na druhé straně se však diskutuje o četných pochybnostech, které relativizují výše zmíněná pozitiva. Dotace jsou rozšířeným nástrojem ve většině oblastí hospodářské politiky (jejich implementace je jednoduchá, ekonomické subjekty je přijímají pozitivně). Kvůli nízké koordinaci mezi sektory existuje řada dotačních schémat s protichůdnými cíli, v důsledku čehož dochází k plýtvání veřejnými prostředky – dotace směřující proti cílům environmentální politiky jsou označovány jako perverzní nebo environmentálně škodlivé (viz kapitola 8.2). Analýza OECD (2005) ukazuje, že až 80 % subvencí do zemědělského sektoru



Zdroj: Jílková, 2003

Obr. 29: Dopad dotace na realizaci opatření ke snížení nákladů na zamezení

je environmentálně škodlivých. Stejně tak jsou v nějaké formě dotovány jak konvenční, tak obnovitelné zdroje energie apod.

Další nevýhodou dotací je jejich selektivní efekt – příjemci dotace získávají v rámci odvětví konkurenční výhodu oproti těm, kteří dotaci nezískali. Se selektivností dotací a subvencí souvisí i problém vytváření účelových zájmových skupin, jež se místo soutěže na trhu zaměřují na získávání veřejných pro-středků. Často se jedná o subjekty, jež by bez dotací byly z trhu vytlačeny nebo by vůbec nevznikly. Dotace tedy provází paradox – na jedné straně dochází k podpoře některých subjektů investujících do nových technologií příznivýchk životnímu prostředí, což napomáhá rozvoji nových odvětví (např. solární energetika). Na druhé straně jsou znevýhodňováni ti, kteří by tyto technologie využívali stejně, ale nemají přístup k dotacím nebo je nechtějí využívat.

### 9.3.3

#### Obchodovatelná povolení

Obchodovatelná povolení jsou založena na přímé regulaci množství určité znečišťující látky nebo určitého přírodního zdroje. Pravděpodobně nejznámější aplikací tohoto nástroje je evropský systém obchodování s emisemi CO<sub>2</sub>. Na tento příklad se proto budeme odvolávat i v dalším výkladu. Obchodování

povolení či práv má však široké využití i v rámci dalších složek životního prostředí, např. půdy (viz rámeček).

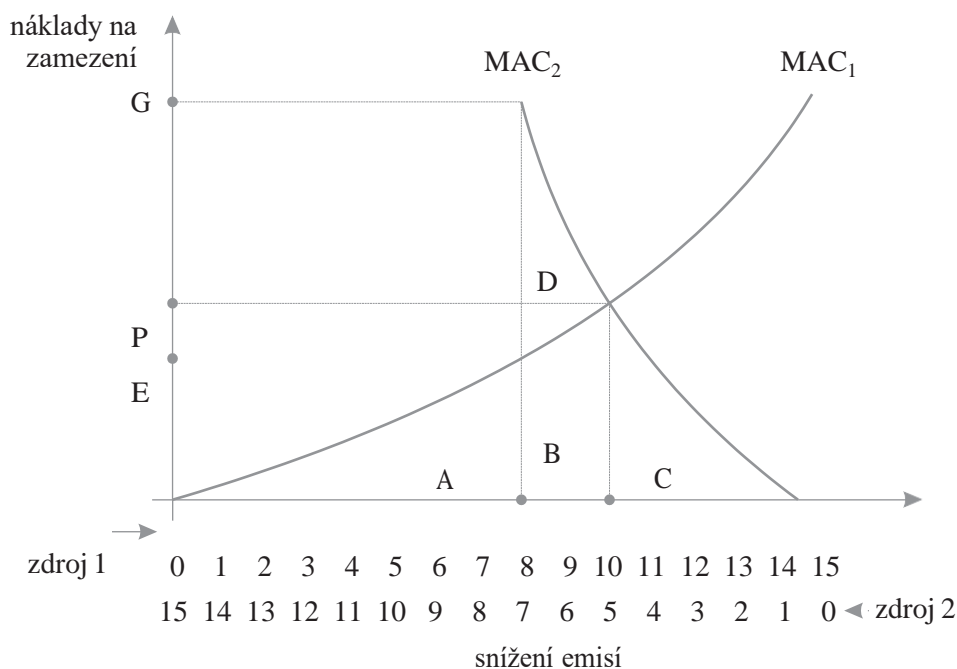
### Obchodovatelná práva k výstavbě

Cílem politiky obchodovatelných práv k výstavbě je efektivní regulace nové výstavby na zelené louce z důvodu ochrany zemědělské půdy nebo ochrany určité lokality před tlakem nově přichozích obyvatel na tamní životní prostředí. Obchodovatelná práva k výstavbě jsou využívána ve více než stovce dílčích oblastí USA (přesto je v porovnání s celkovou rozlohou USA jejich vliv omezený), dále i v jiných zemích (některé oblasti v Austrálii, na Novém Zélandu, ve Francii), teoretická diskuse o jejich využití se rozvíjí v Německu a Švýcarsku (Vejschodská, 2006). Našemu systému územního plánování je nejpodobnější německý (Radermacher a kol., 2004) a švýcarský model (Zollinger, 2005) politiky, který je založený na obchodování práv k výstavbě jednotlivými obcemi. Jeho cílem je snížit rychlost záboru půdy. V obou zemích mohou obce v současné době v rámci územního plánování definovat libovolné množství nově zastavitelné půdy na svém území, které je následně obchodováno.

V první fázi stát nebo nadnárodní autorita (např. Evropská komise) formuluje požadovanou kvalitu životního prostředí v podobě celkového množství emisí, které je možné vypustit. Toto množství se obvykle vztahuje k určitému území a je omezeno časem. Druhým krokem je rozdělení celkového množství v podobě povolenek mezi emitenty podle jasně definovaného klíče, přičemž emitenti mohou tyto povolenky mezi sebou obchodovat. Tímto způsobem jsou připraveny podmínky pro vznik trhu, na kterém se utváří cena povolenky.

Podmínkou pro fungování systému obchodování je skutečnost, že povolenek je vydáno méně, než činí současné množství emisí, tj. všichni emitenti dohromady musí dosáhnout zlepšení stavu životního prostředí. Na rozdíl od emisních limitů však systém obchodovatelných povolení dává původci znečištění prostor k rozhodnutí, zda sám vynaloží zdroje na snížení emisí, nebo zda raději nakoupí právo znečišťovat stejně jako doposud od jiných subjektů. Pro rozhodování je klíčový rozdíl mezi cenou emisní povolenky a mezními náklady na zamezení. Původce znečištění bude snižovat emise a investovat do technologických inovací až do okamžiku, kdy mezní náklady na zamezení dosáhnou ceny povolenky (přebytečné povolenky bude prodávat). Naopak původce znečištění bude upřednostňovat nákup povolenek před investicemi do okamžiku, kdy mezní náklady na zamezení klesnou na úroveň ceny povolenky.





Zdroj: Jílková, 2003

Obr. 30: Fungování emisních povolenek

Princip fungování emisních povolenek je uveden na obrázku 30, kde je znázorněna nákladová situace dvou firem – firma 1 má mezní náklady na zamezení  $MAC_1$  a firma 2 ve výši  $MAC_2$ .<sup>73</sup> Každá má jiné mezní náklady na zamezení emisí. Předpokládejme, že v prostředí bez regulace vypouští každá z firem 15 jednotek emisí. Dohromady tedy obě firmy produkují 30 jednotek. V této situaci se vláda rozhodne omezit emise v ekonomice na 15 jednotek a povolenky rozdělí v poměru 8 : 7 (1 povolenka = 1 jednotka emisí). Jelikož firmy nesmějí vypouštět více, než na kolik jednotek znečištění mají povolenky, stojí před problémem, jak snížit svůj dopad na životní prostředí. Z obrázku je zřejmé, že zatímco první firma musí vynaložit mezní náklady na zamezení ve výši E, ve druhé firmě obdobné snížení vyvolá mezní náklady ve výši G. Firma 2 tak bude ochotna nakupovat od firmy 1 povolenky, aby se vyhnula vysokým investicím, a bude ochotna za ně platit víc, než kolik jsou náklady na zamezení firmy 1. Vyjednávání a následná realokace povolenek bude probíhataž do okamžiku, kdy se mezní náklady na zamezení obou firem vyrovnají, což v našem případě odpovídá okamžiku, kdy firma 1 sníží emise o 10 jednotek,

<sup>73</sup> Zde je třeba upozornit na jednu zcela zásadní skutečnost – křivka mezních nákladů na zamezení je rostoucí, protože na ose x uvažujeme míru poklesu emisí (nikoli nárůst, jako jsme uvažovali v případě znázornění křivky mezních nákladů na zamezení do této chvíle).

zatímco firma 2 pouze o 5 jednotek. V obou případech však bylo snížení emisí dosaženo s minimálními náklady a celkový cíl politiky byl naplněn.

Existence povolenek usnadňuje vyjednávání mezi subjekty. Teoreticky si lze představit situaci, že stát stanoví limit na celkové emise (15 jednotek) a po- nechá na vyjednávací schopnosti firem, aby se dohodly, jak jej naplní. V při- padě nízkých transakčních nákladů by obě firmy z našeho příkladu dospělyk obdobnému výsledku. V reálné ekonomice čítající stovky emitentů umožňují povolenky vytvoření trhu, kde se setkávají poptávající a potenciální nabízející a cena povolenky vysílá informaci o tom, jak velké finanční prostředky je efektivní vynakládat na zamezení emisí. Tento uměle vytvořený trh má celou řadu specifik, kterým se blíže věnujeme v kapitole 11.1.

### 9.3.4 Zálohy

Zálohové systémy (nebo také depozitně refundační systémy) jsou zaváděny převážně v důsledku snahy snížit produkci odpadů a omezit znečištění ve-řejných prostranství odpady (tzv. *littering*). Zálohy jsou uvalovány na pro- dej konkrétního výrobku (převážně nápojů, ale i baterií, akumulátorů, palet)a jsou součástí jeho ceny. Spotřebiteli je garantováno vrácení zálohy v případě, že vrátí zálohovaný výrobek při odevzdání na předem definovaných místech (jedná se hlavně o místa prodeje výrobku) (Field, 1997).

Účinnost záloh jako nástroje environmentální politiky je závislá na tom, zda je užitek plynoucí spotřebiteli z navracení zálohy vyšší než náklady spojené s vrácením výrobku (čas, práce apod.). Zpráva SMO ČR (2011) však uvádí i další předpoklady pro funkčnost systému záloh. Jedná se zejména o technické a ekonomické podmínky, které mají povahu:

- dostatečně husté sítě sběrných míst;
- kvalitní logistiky vrácených výrobků k zpracování;
- optimálního rozmístění zpracovatelských závodů;
- zajištění odbytu recyklovaných materiálů;
- energetické nenáročnosti recyklace.

Za hlavní výhodu nástroje lze považovat vysokou míru návratnosti zálohova- ných výrobků (především obalů) k opětovnému použití nebo recyklaci. V pří- padě některých systémů dosahuje tato míra až 90 %. Naopak nevýhodou zálo- hových systémů je jejich selektivnost – vztahují se pouze na omezené množství výrobků, u nichž je zpětný odběr proveditelný. Tím se snižuje environmentální účinek tohoto nástroje (především v případě *litteringu*). Dalšími nevýhodami jsou nákladová náročnost zavedení a provozování systému a nebezpečí přesunu znečištění z jedné složky životního prostředí do druhé (méně komunálního odpadu, ale zvýšení přepravních nároků způsobujících emise).

Zálohy jsou v současné době v zemích EU uvaleny jak na opakovaně použitelné nápojové obaly (Německo, Švédsko, Estonsko, Finsko, ale i Česká republika), tak na jednocestné nápojové obaly (Německo, Dánsko, Švédsko). V některých zemích mají zkušenosti i s alternativním nástrojem, který si klade obdobný cíl jako zálohy, tzv. obalovou daň. Tento nástroj zvyšuje cenu výrobku o specifickou daň, jejímž cílem je znevýhodnit daný výrobek oproti výrobkům, které jsou považovány za environmentálně šetrnější. Příkladem země, které mají zkušenosti s tímto nástrojem, je Estonsko a Finsko.

### 9.3.5

#### Volba mezi stanovením ceny a množstvím

Zajímavým postřehem do diskuse o volbě vhodného nástroje přispívá Weitzman (1974). Ukazuje, že disponujeme-li kompletními informacemi o průběhu funkcí nákladů na zamezení a ekonomických škod a dokážeme namodelovat optimální výši daně za znečištění (popř. daně za využití přírodního zdroje) a optimální množství znečištění jednotlivými subjekty (popř. množství využívaného zdroje), pak nezáleží na výběru nástroje – všechny dospějí ke stejnému optimálnímu výsledku (daně, obchodovatelná povolení i individuální emisní limity ušité na míru každému zdroji znečištění). Ve skutečnosti ale čelíme vysoké míře nejistoty. V takovém případě podle Weitzmana (1974) již volba nástroje klíčová je, a to i mezi ekonomickými nástroji.

Stanovíme-li maximální povolené vypouštěné množství určité znečišťující látky (např. pomocí obchodovatelných povolení), až následně vidíme reálné náklady, které na splnění tohoto požadavku musely být vynaloženy. Stanovíme-li cenu za vypouštění znečištění (uvalením daně), až následně zjistíme, kolik znečištění bude za tuto cenu vypouštěno. Weitzman (1974) ukazuje, že vhodná volba nástroje závisí na relativním sklonu křivek MAC a MD. Pokud je křivka MAC relativně plochá (tzn. náklady na zamezení se s každou dodatečnou jednotkou sníženého znečištění mění pomalu) a křivka MD relativně strmá (může být charakteristická pro toxické látky, které při překročení určité prahové úrovně začnou zásadně poškozovat životní prostředí), upřednostňovaným nástrojem by mělo být stanovení celkového množství vypouštěné látky. V opačném případě by to mělo být stanovení ceny za vypouštění znečištění (obrázek 31).

Předpokládejme, že regulátor zná průběh křivky mezních ekonomických škod MD, která je plochá. Regulátorův odhad křivky MAC průmyslového sektoru je na úrovni  $MAC_{exp}$ . Na obrázku 31(a) je znázorněna situace, kdy regulátor stanovil možné množství vypouštěného znečištění formou definování počtu obchodovatelných emisních povolení v úrovni  $E$ . Jsou-li skutečné mezní

náklady na zamezení nižší, než bylo očekáváno ( $MAC_1$ ), namísto optima známého křížkem, kde  $MAC_1 = MD$ , posouváme se v reálném výstupu do-prava dolů. Jsou vynaloženy příliš nízké náklady na zamezení znečištění. Jsou-li skutečné mezní náklady na zamezení vyšší, než bylo očekáváno ( $MAC_h$ ), vynakládá společnost příliš mnoho prostředků na snížení daných emisí. Pokud regulátor v dané situaci raději stanoví daň za vypouštění znečištění (obrázek 31b), je patrné, že se také nebudeme nacházet v optimu. Rozdíly mezi optimálním a skutečným výstupem ale nejsou tak významné v porovnání s politikou obchodovatelných povolení.

K jiným faktorům, které mohou ovlivnit volbu nástroje mezi daní a obchodovatelnými povoleními, můžeme řadit následující:

- Úroveň daně musí být čas od času revidována s ohledem na ekonomický růst a inflaci, zatímco obchodovatelná povolení se ekonomickému růstu i inflaci přizpůsobují změnou své ceny. Tento argument podporuje volbu obchodovatelných práv. V jejich neúspěchu hovoří skutečnost, že s ekonomickým růstem může vzniknout nedostatek obchodovatelných povolení, který by se odrazil v citelném nárůstu jejich ceny, zatímco úroveň daně se nezvýší ani při vstupu nových hráčů na trh (Wallart, 1999).
- Trh s obchodovatelnými povoleními funguje při určitých transakčních nákladech, a tak nedochází ke všem obchodům a investicím, které by minimalizovaly náklady na zamezení znečištění, jako je tomu u daně. Některé firmy navíc mohou mít na trhu s povoleními dominantní postavení a mohou ovlivňovat jejich cenu (Wallart, 1999).
- Při aplikaci obchodovatelných povolení obvykle nemají staří a noví znečišťovatelé rovné postavení. Nové firmy mohou stát před situací, že si budou muset povolenky před vstupem na trh koupit, přestože původním firmám v odvětví rozdělil stát povolenky zdarma. To je důsledek situace, že již existující firmy mají možnost ovlivnit podobu regulace při jejím vzniku (Hahn, 1989).
- Dle Wallarta (1999) obchodovatelná povolení nastolují situaci umělého nedostatku, jež připomíná systém potravinových poukázek používaných za 2. světové války. Kdyby byl takový systém uvalen na občany, bylby vnímán silně negativně. Využití obchodovatelných povolení je proto praktické rovněž možné pouze u firem, které jsou na jistou regulaci ze strany veřejné autority zvyklé.

## 9.4 Dobrovolné přístupy

Vedle environmentální regulace státu lze identifikovat dobrovolné iniciativy jednotlivců a firem, jež v konečném důsledku vedou k naplňování cílů environmentální politiky. Tyto iniciativy jsou jak decentralizované (činnost nevládních organizací, přímé soukromé investice firem), tak podporované dobrovolnými nástroji environmentální politiky.

### 9.4.1

#### Ovlivňování subjektivních preferencí ze strany státu

Ovlivňování subjektivních preferencí může mít celou řadu podob – od morálních apelů v rámci informačních a vzdělávacích kampaní přes podporu základního výzkumu a vývoje nových technologií až k ekologickému značení výrobků (*eco-labelling*). Všechny tyto formy ovlivňování subjektivních preferencí mají jeden společný znak – snaží se přesvědčit firmy a spotřebitele apelováním na jejich morální hodnoty a společenskou odpovědnost, aby dobrovolně jednali ve prospěch ochrany životního prostředí. Frey a Jegen (2000) považují tyto nástroje za mnohem účinnější pro dosahování cílů environmentální politiky než standardní regulaci, která naopak „vnitřní“ přesvědčení o potřebě chránit životní prostředí vytěšňuje.

Za určitých okolností se jedná o preferované nástroje i ze strany státu, neboť politici mohou těžit z jejich „neinvazivního“ charakteru a vyhnout setak kritice spojené s direktivními zásahy. Firmy morální apely vítají, protože jim umožňují vytvářet si u spotřebitelů dobré jméno a současně jim poskytují dostatek prostoru k vlastnímu rozhodování (Common a Stagl, 2005). Změna postojů ve společnosti směrem k vyšší ochraně životního prostředí obvykle působí na více environmentálních problémů najednou (Field, 1997). Např. informační kampaně motivující firmy a spotřebitele k třídění odpadu mohou mít pozitivní dopad na *littering* nebo mohou omezit spalování odpadu v domácích topeništích apod.

Common a Stagl (2005) tvrdí, že nástroje sloužící k ovlivňování subjektivních preferencí jsou odmítány neoklasickými environmentálními ekonomy naopak protežovány novými generacemi ekologických ekonomů. Je to proto, že neoklasická ekonomie je postavena na předpokladu nedotknutých preferencí a suverenity spotřebitele, což se neslučuje se snahou těchto přístupů preference změnit. Spotřebiteli je naznačena omezenost informací, které využívá k rozhodování a jsou mu dodány informace potřebné ke změně jeho chování. Ekologičtí ekonomové oproti tomu věří, že preference je potřeba

ovlivňovat směrem k ekologicky šetrnějšímu chování. V takovém případě je pouze otázkou, jaké cesty k formování preferencí volit.

Na druhé straně někteří autoři vyslovují pochybnosti o účinnosti těchto nástrojů. Common a Stagl (2005) uvádějí, že lidé často čelí velkému množství rozhodnutí, pro která nemají dostatek informací, resp. nemají čas na jejich zpracování. Současně je řada rozhodnutí rutinních, což má za následek, že člověk není z různých důvodů ochoten získat všechny relevantní informace na jejich základě kvalifikovaně rozhodnout. Nebo naopak má informací dostatek, ale v důsledku např. časového tlaku se může vrátit ke svým původním návykům a chování.

Hlavní nevýhodou nástrojů orientovaných na změnu preferencí je skutečnost, že se týká pouze části ekonomických subjektů. Zatímco některé firmy a spotřebitelé změni v důsledku nových informací své chování, pak na jiné subjekty nebudou mít tyto apely žádný vliv. Mají-li změny za následek určité zlepšení prostředí, pak se část společnosti ocitá v roli černých pasažérů. To může negativně ovlivnit dlouhodobou změnu hodnot a způsobit, že kampaně a jiné apely budou úspěšné pouze v krátkém období (např. ihned poté, co proběhnou) (Field, 1997).

#### 9.4.2

### Dobrovolné dohody, vyjednávání a závazky

Tyto přístupy předpokládají schopnost ekonomických subjektů dohodnout se na plnění určitých environmentálních cílů nad rámec povinností definovaných zákony. V teoretické rovině mají tyto nástroje vazbu na přístup Ronalda Coase.

**Dobrovolné dohody** mohou být uzavírány mezi potenciálními původci znečištění, resp. mezi původci znečištění a státem.<sup>74</sup> Postavení všech subjektů přistupujících k dohodě je rovnocenné (tj. orgány státu nejsou nadřazeny ostatním subjektům). Za hlavní výhodu dobrovolných dohod považuje Field (1997) skutečnost, že vyjednávání se účastní skutečně ti, kteří produkují externalitu nebo jsou jimi dotčeni, a proto mají silnou motivaci hledat řešení vzniklého environmentálního problému. Na druhé straně mohou být dobrovolné dohody pro firmy cestou, jak předcházet (přísnější) regulaci a jak si zachovat vliv na naplňování cílů. Dále neexistuje garance dodržení dohod a dohody také obvykle neobsahují sankce (Jílková, 2003).

V historii environmentální politiky ČR lze identifikovat několik příkladů dobrovolných dohod, jejichž cílem je snížit zátěž životního prostředí. Např. v roce 1995 uzavřelo MŽP se sdružením výrobců dohodu o postupném snižování fosforu a dalších obtížně rozložitelných látek v pracích a čistících prostředcích.

<sup>74</sup> Podrobné informace o dobrovolných dohodách v ČR je možné najít v publikaci: Šauer a kol., 2000. *Dobrovolné dohody v politice životního prostředí*. Praha: VŠE, 339 s.

Cílem bylo snížit znečištění povrchových vod látkami, které většina tehdy instalovaných čistíren odpadních vod nebyla schopna odstranit. Obdobnou dohodu uzavřela v roce 2002 s ministerstvem Česká stomatologická komora – v tomto případě se jednalo o zamezení unikání amalgámových odpadů do odpadních vod a následné hromadění rtuti v potravních řetězcích. Zatím poslední dobrovolná dohoda byla uzavřena v roce 2011 mezi MŽP a severomoravskými ocelárnami za účelem snížení dopadu výroby na kvalitu ovzduší na Ostravsku (viz rámeček). Z tohoto případu je zřejmá snaha o zlepšení problematického image firmy a o alespoň částečný příspěvek k řešení medializovaného a politicky protežovaného problému.

**Dobrovolné závazky** jsou dobrovolnými přístupy formalizovanými určitým národním programem, ke kterým se výrobce může přihlásit. Jedná se zejména o následující národní programy:<sup>75</sup>

- Národní program pro označování ekologicky šetrných výrobků a služeb;
- Národní program EMAS (*Eco-Management and Audit Scheme*);
- Národní program čistší produkce;
- Národní program environmentálního značení (environmentální značení typu II – vlastní environmentální tvrzení; environmentální značení typu III – environmentální prohlášení o produktu).

V současné době patří k nejrozšířenějším dobrovolným závazkům firem zavedení systémů environmentálního řízení (EMS), a to v podobě normy ISO 14001 nebo evropského systému EMAS. K dalším nástrojům, které mají charakter dobrovolných závazků, patří např. závazek státní správy o rozvoji prodeje a užívání ekologicky šetrných výrobků nebo ekodesign (systematický proces navrhování a vývoje výrobků, který klade velký důraz na dosažení minimálního negativního dopadu výrobku na životní prostředí, a to z hlediska jeho celého životního cyklu) (Remtová, 2003).

I přes nárůst zájmu o tyto typy dobrovolných nástrojů je jejich role v porovnání s jinými typy environmentální regulace spíše okrajová. Jílková (2003) uvádí, že výsledek implementace těchto přístupů neznamená výraznější změnu z hlediska dopadů na životní prostředí. Významným vedlejším efektem je však vytvoření platformy pro dialog mezi státem a regulovanými subjekty, což následně pozitivně ovlivňuje zavádění povinných nástrojů regulace.

<sup>75</sup> Bližší informace o jednotlivých typech dobrovolných závazků lze najít v tzv. Souhrnné zprávě o uplatňování dobrovolných nástrojů v roce 2008, předloženou MŽP ČR.

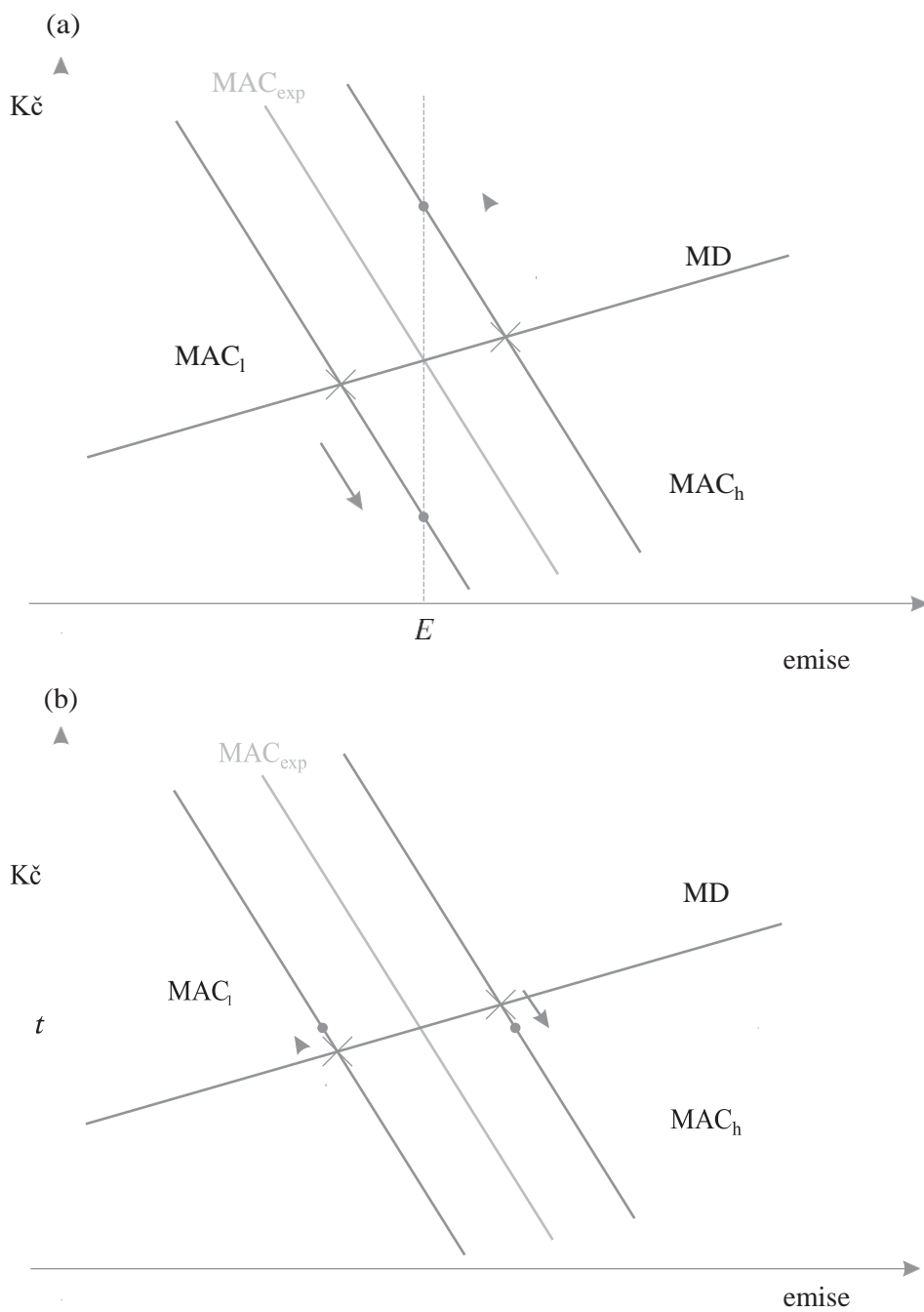
### 9.4.3 Decentralizované iniciativy

Kromě uvedených dvou kategorií dobrovolných přístupů je v praxi možné identifikovat decentralizované jednání organizací a jednotlivců, na němž senijak nepodílí stát a jehož cílem je podpořit ochranu životního prostředí.

Jedná se především o dobročinnost ve smyslu přímých investic do konkrétních záměrů (např. rozšiřování zeleně ve městech financované či realizované obyvateli) nebo o podporu nevládního sektoru, jehož cílem je usilovat o řešení konkrétních environmentálních problémů. Řada nevládních neziskových organizací je financována z darů soukromých subjektů, některé programově odmítají veřejné prostředky (např. Greenpeace). Kromě informačních kampaní a nátlakových akcí se záběr těchto subjektů rozšiřuje i směrem k přímé ochraně životního prostředí založené na využití vlastnických práv (viz rámeček).

Kouzlo decentralizovaných iniciativ spočívá v tom, že jednotlivé subjekty mohou samy nebo ve spolupráci s ostatními v rámci existujícího institucionálního rámce realizovat činnosti, které považují za významné a z pohledu environmentální politiky státu za opomíjené. Tyto iniciativy se nejčastěji týkají lokálních problémů či situací a rozvíjejí potenciál občanské společnosti.





Zdroj: vlastní

Obr. 31: Situace ploché křivky MD a strmé křivky MAC – preference stanovení ceny

### **Dobrovolná dohoda směřující k omezování zatížení životního prostředí mezi Ministerstvem životního prostředí ČR a společností ArcelorMittal Ostrava a. s. z roku 2011**

Předmětem této dohody je spolupráce na omezování znečištění ovzduší (včetně jeho následků) pocházejícího z výroby provozovaných společností ArcelorMittal Ostrava a. s., a to především dokončením stávajících a realizací dalších opatření ke snížení znečištění ovzduší. K těmto opatřením patří (Dobrovolná dohoda, 2011):

- příspěvek 5 mil. Kč na podporu ozdravných pobytů dětí z nejméně znečištěných oblastí města Ostravy a jeho okolí;
- finanční příspěvek na provoz čistícího vozu určeného k úklidu komunikací s cílem omezit resuspenze prachových částic;
- instalace látkových filtrů s cílem snížit emise prachu, oxidů síry a perzistentních organických látek;
- opatření k snížení fugitivní emise tuhých znečišťujících látek chladicích pásů;
- intenzifikace odlučování tuhých znečišťujících látek z odpadní vzdušiny instalací látkových filtrů nebo renovací elektrostatických odlučovačů a další.

### **Pozemkové spolky (Šimová, 2011)**

Pozemkové spolky jsou nevládní organizace působící při Českém svazu ochránců přírody a jejich cílem je chránit přírodní a kulturní bohatství prostřednictvím právního vztahu k dotčené nemovitosti, např. ochrana ohrožených druhů je realizována na pozemcích, které spolek koupil nebo u nichž se s vlastníkem domluvil na dlouhodobém pronájmu. Finanční prostředky na nákup majetku a na ochranu příslušných hodnot získávají pozemkové spolky jak z veřejných dotací (cca 47 %), tak ze soukromých darů (16 %) nebo vlastní činnosti (10 %). V roce 2009 existovalo v ČR 54 pozemkových spolků, které pečovaly o více než 1 600 ha přírodně cenných území. Jak sami členové spolků uvádějí (ČSOP, 2003: 3): „[Po- zemkové] spolky nikdy nechrání přírodu a památky před veřejností, ale pro veřejnost. Činí tak pružněji a levněji než organizace státní, dokážou totiž získat podporu ze všech sfér společnosti – od úřadů, podnikatelů i občanů.“ (více o fenoménu pozemkových spolků v ČR – Šimová, 2011)

## Hodnocení nástrojů environmentální politiky

Předchozí kapitola identifikovala celou řadu nástrojů, jejichž prostřednictvím stát ovlivňuje jednání ekonomických subjektů. Tyto nástroje se odlišují okamžikem působení, formou stimulace a mírou direktivnosti. Podle jakého kritéria však určit, který z nástrojů je vhodný k řešení konkrétního environmentálního problému? K tomuto účelu jsou vyvíjeny metodiky hodnocení. Nejlépe jsou propracovány v případě ekonomických nástrojů, u nichž lze dílčími modifikacemi vyvažovat efektivnost působení nástroje a jeho environmentální dopad, např. postupy vyvinuté OECD nebo Světovou bankou (Jílková a Pavel, 2006).

OECD (1996) uvádí následující důvody pro hodnocení nástrojů environmentální politiky:

- Umožňuje provést přehled v praxi využívaných nástrojů.
- Určuje míru účinnosti nástrojů s ohledem na náklady jejich implementace, tj. zda bylo dosaženo cíle, resp. za kolik.
- Umožňuje komparaci existujících a potenciálních nástrojů.
- Je podkladem pro přehodnocení a modifikaci existujících nástrojů.

Nevýhodou hodnocení jsou zejména vysoké nároky na finanční prostředky, čas a vstupní data, která ovlivňují vypovídací schopnost výsledků evaluace.

V následujících kapitolách bude věnována pozornost **ex post evaluacím**, které vyhodnocují reálné zkušenosti s fungováním ekonomických nástrojů. Tato hodnocení nejsou závislá na formulaci vstupních předpokladů tak, jako je tomu v případě ex ante evaluací (Jílková a Pavel, 2006: 10). Dle OECD (1996: 26) je možné identifikovat dvě základní kategorie **ex ante evaluací**. První skupina se snaží kvantifikovat klíčové veličiny, a to na základě stanovených předpokladů, jak budou na daný nástroj reagovat původci znečištění a ostatní subjekty. Druhá skupina analýz je založená na obdobných příkladech z minulosti, na jejichž základě lze predikovat změny v chování původců znečištění a reakci na nové nástroje regulace, s jejichž působením zatím není přímá zkušenost.

## 10.1

## Kritéria hodnocení ekonomických nástrojů

Studie OECD (1996) formuluje sedm kategorií, jež jsou sledovány pro celkovou evaluaci ekonomických nástrojů environmentální politiky.

A. **Environmentální účinnost** (*environmental effectiveness*)

Hodnotíme, zda nástroj splnil předsevzatý environmentální cíl, tj. zda a v jaké míře došlo ke zlepšení kvality životního prostředí. Na rozdíl od nástrojů administrativních, kde je výsledek regulace víceméně předem známý, je účinnost ekonomických nástrojů spojená s určitou mírou nejistoty a závisí na reakci ekonomických subjektů.

Měření environmentální účinnosti může mít podobu:

- vlivu na množství emisí znečišťujících látek měřeného ve **fyzických jednotkách** (např. o kolik tun se snížily emise znečišťujících látek);
- vlivu na koncentraci znečišťujících látek měřenou ve **fyzických jednotkách** (např. snížení koncentrace znečišťujících látek ve vodních zdrojích či ovzduší);
- kalkulace ekonomických efektů regulací měřené v **peněžních jednotkách** (např. snížení ekologické škody).

Poslední zmíněný způsob měření by byl z pohledu nositele environmentální politiky sice nejlepší, avšak je spojen s určitými riziky. Získání kvantitativních dat o snížení emisí je jednodušší než výpočet výše ekonomických škod.

Měření environmentální účinnosti je navíc komplikováno i dalšími faktory, jako jsou sekundární efekty (např. snížení emisí SO<sub>2</sub> jako vedlejší dopad politik snižování emisí skleníkových plynů) a diskontování, které je nutné zahrnout všude tam, kde užitek a náklady vznikají v průběhu času, resp. kdy se liší okamžik implementace daného nástroje od okamžiku jeho působení. V případě, že je konkrétní nástroj implementován souběžně s jinými opatřeními environmentální politiky, je problém odlišit účinky jednotlivých nástrojů.

B. **Ekonomická efektivnost** (*economic efficiency*)

Preference ekonomických nástrojů oproti administrativním je obhajována nižšími náklady na dosažení konkrétního environmentálního cíle. V této souvislosti proto sledujeme přímé náklady na dosažení změn chování původců znečištění, které se skládají z nákladů na zamezení vznikajících jak u firem, tak u spotřebitelů. U firem se jedná o náklady na nákup nových (environmentálně šetrnějších) technologií a provoz nových zařízení, která umožňují snížit zátěž životního prostředí. U spotřebitelů jsou sledovány měřitelné výdaje domácnosti v souvislosti s působením daného nástroje,

případně jsou zohledňovány náklady vznikající v důsledku změny spotřebních návyků apod.

Hlavním problémem je zjištění vstupních dat k hodnocení ekonomické efektivity u firem, které často nemají zájem informace o nákladech sdělovat. Obtížná je i komparace firemních nákladů na různé technologie, pokud se liší kvalita výstupu – technologie s vyššími dopady na životní prostředí produkují statky a služby, které však nejsou stejné jako výrobky a služby produkované technologiemi s nižší zátěží životního prostředí.

#### C. Administrativní a vyvolané náklady

Měření těchto dvou kategorií nákladů a jejich minimalizace je z hlediska hodnocení nástrojů velmi významné. Z ekonomického hlediska se jedná o tzv. ztrátu mrtvé váhy, jelikož regulací jsou absorbovány potenciálně produktivní zdroje.

**Administrativní náklady** jsou definovány jako veškeré administrativní náklady, které vznikají veřejnému sektoru (vládě či regulačním agenturám) v souvislosti se správou daného nástroje a zahrnují náklady na měření, na výběr daní a poplatků, na vynucování plnění, monitoring a jiné informační náklady. **Vyvolané náklady** jsou administrativní a manažerské náklady, které vznikají soukromému sektoru v důsledku hledání cest, jak vyhovět environmentální regulaci.

Jílková a Pavel (2006) dodávají, že administrativní a vyvolané náklady mají povahu transakčních nákladů, které by nevznikly, kdyby neexistovala environmentální regulace. Jejich minimalizace je žádoucí jak na straně veřejného sektoru, tak firem. Měření těchto nákladů využívá metody přepočteného pracovníka u administrativních nákladů a dotazníkových šetření u vyvolaných nákladů. Problém je zejména s vyjádřením času, který věnují pracovníci soukromých firem agendě spojené se správou příslušných nástrojů environmentální politiky.

#### D. Příjmy

Jedním z charakteristických znaků některých ekonomických nástrojů oproti nástrojům administrativním je, že generují veřejné příjmy. V současné době se jedná zejména o nástroje daňového a poplatkového typu, resp. obchodovatelná emisní povolení. V této souvislosti však musíme zmínit inverzní vztah mezi environmentální účinností a schopností generovat veřejné příjmy. Čím účinnější jsou totiž ekonomické nástroje, tím nižší příjmy plynou do veřejných rozpočtů, protože se snižuje základ, ze kterého se daný ekonomický nástroj počítá. Tato skutečnost by měla být zahrnuta do uvažování o implementaci daného nástroje a měl by být jasně deklarován vztah mezi fiskální a stimulační funkcí ekonomických nástrojů.

Veřejné příjmy pocházející z ekonomických nástrojů mohou plynout jak do veřejných rozpočtů (např. státní rozpočet), tak do mimorozpočtových fondů a tam být účelově vázány na environmentálně žádoucí aktivity. Tyto příjmy mohou být použity k snížení daňové zátěže práce nebo kapitálu (ekologická daňová reforma viz kapitola 9.4.1).

#### E. Širší ekonomické efekty

Širší ekonomické efekty zahrnují celou řadu ekonomických nákladů a užitků, které vyplývají z implementace jednotlivých nástrojů, ale nelze je zařadit k nákladům na zamezení, k administrativním či vyvolaným nákladům. K těmto efektům řadíme:

- dopady na cenovou hladinu, resp. na míru inflace;
- dopady na konkurenceschopnost;
- dopady na obchodní bilanci;
- dopady na zaměstnanost;
- dopady na distribuci příjmů;
- dopady na ekonomický růst;
- dopady na míru inovací.

Hodnocení širších ekonomických efektů je závislé na délce období, ve kterém vliv ekonomických nástrojů sledujeme. Jílková a Pavel (2006) dokládají, že např. dopady na cenovou hladinu se projeví v krátkém období, a to především z důvodu nízké elasticity nabídkové křivky. V dlouhém období lze očekávat zvýšení elasticity nabídky a pokles ceny. Naopak dopady na ekonomický růst lze sledovat až v dlouhém období. Opět (stejně jako v případě environmentální účinnosti) je třeba upozornit na skutečnost, že je obtížné rozlišit dopady různých nástrojů environmentální regulace (resp. nástrojů jiných sektorových politik) na uvedené makroekonomické veličiny. Jedním ze způsobů, jak hodnotit širší ekonomické efekty, je použití makroekonomických modelů.

#### F. „Měkké“ efekty

Za měkké efekty ekonomických nástrojů jsou považovány další obtížně vyčíslitelné dopady jejich implementace. Příkladem takového efektu je tzv. **signální efekt** na chování ekonomických subjektů. I nízká ekologická daň uvalená na určitou komoditu může ovlivnit rozhodování environmentálně uvědomělých spotřebitelů, protože jim signalizuje negativní environmentální dopad. Tento efekt se např. objevil po uvalení nepříliš vysokých daní na olovnatý benzín v některých zemích OECD. Cena tohoto benzínu byla v porovnání s alternativami nižší, ale uvalení daně způsobilo masivní odliv poptávky směrem k bezolovnatému benzínu. Měkké efekty lze postihnout např. prostřednictvím kvalitativních šetření u klíčových aktérů, jako jsou spotřebitelé, průmysl či nevládní organizace.

### G. Dynamické efekty a inovace

Ekonomické nástroje jsou obecně považovány za více stimulační v souvislosti s používáním nových technologií a inovací. Měření těchto efektů je však problematické, a to zejména z následujících důvodů:

- Časové období pro posuzování vlivu ekonomických nástrojů je relativně dlouhé a stejně jako v případě déletrvajících makroekonomických efektů je obtížné odhadnout efekty v dlouhém období.
- Míra inovací v oblasti environmentálně šetrných technologií je determinována nejen politikou dané země, ale vzhledem k otevřenosti ekonomik i politikami ostatních zemí.
- Míru inovací ovlivňuje celá řada faktorů a ekonomické nástroje environmentální politiky jsou pouze jedním z nich.

Otázkou zůstává, jak měřit dynamické efekty a inovace. Jílková a Pavel(2006: 19–20) uvádějí: „Většina současných indikátorů má inputový charakter, kde jsou poměřovány vstupy do systému např. v podobě finančních prostředků vynaložených na vědu a výzkum v určitém odvětví. To však do značné míry nezohledňuje míru efektivnosti vynaložených prostředků, protože se zcela ignoruje výnosová strana. Snaha o vyvinutí komplexního indikátoru zachycujícího také výnosovou stranu nebyla dosud úspěšná. V současné době jsou používány pouze ukazatele zachycující počet udělených patentů v daném období. Slabí- nou je však nezohlednění praktické aplikace nových technologií a myšlenek v praxi.“

Z uvedených kritérií vyplývá celá řada problematických aspektů snahy hodnotit ekonomické nástroje a jejich roli v environmentální politice. Jedná se zejména o:

- neexistenci jednotného kritéria pro hodnocení;
- nedostatek dat, času a finančních prostředků na realizaci hodnocení;
- problém, jak odlišit dopady jednotlivých ekonomických (a jiných) nástrojů environmentální politiky v okamžiku, kdy tyto nástroje působí současně;
- problém s definováním nulové varianty (tj. co by se stalo, kdyby daný nástroj nebyl implementován – řada změn v kvalitě životního prostředí probíhá spontánně bez ohledu na existenci nástrojů environmentální politiky);
- efekt přesunu (dochází k přelévání znečištění mezi složkami – ekonomický nástroj může vyřešit problém se znečištěním jedné složky životního prostředí, ale ten se může přesunout do složky jiné);
- efekt přetékání (odliv výnosů do zahraničí v případě nákupu nových technologií).

K hodnocení nástrojů environmentální politiky je nutné dodat, že metodika OECD (1996) a navržená kritéria hodnocení nezohledňují všechny možné

aspekty ochrany životního prostředí. Huppés (2001) proto navrhuje používat následující kritéria hodnocení.

prvořadá kritéria	druhořadá kritéria	strategická kritéria
<b>účinnost</b>	společenská a politická přijatelnost v rámci administrativních možností	soulad s širším koncepčním rámcem veřejné politiky
<b>společenské náklady (krátkodobé, dlouhodobé)</b>	omezené změny konkurenceschopnosti	soulad s širším institucionálním rámcem společnosti
<b>ekonomická efektivnost</b>	pobídky pro udržitelný technologický rozvoj	soulad s obecným kulturním rozvojem
<b>spravedlivé přerozdělování (v rámci jedné generace, mezigeneračně)</b>		soulad s obecným ekonomickým rozvojem
<b>reprodukční rovnost</b>		

Zdroj: Huppés, 2001

Tab. 6: Kritéria hodnocení nástrojů environmentální politiky

Řada kritérií se v tomto pojetí překrývá s přístupem OECD (1996), avšak v mnohem vyšší míře se akcentují indikátory zohledňující udržitelný rozvoj (např. mezigenerační solidarita, tlak na udržitelný technologický rozvoj, spravedlnost apod.). I u těchto veličin je však problém získat relevantní data pro hodnocení.

V současné praxi je možné identifikovat celou řadu dalších přístupů různých autorů k hodnocení nástrojů environmentální politiky či jejich klasifikaci. Clinch a Gooch (2001) se zabývají testováním hypotéz o aplikaci ekonomických nástrojů v zemích EU, OECD či střední a východní Evropy. Gysen a kol. (2002) navrhují metodický rámec pro evaluaci environmentální politiky s tím, že za kritéria hodnocení považují:

- Institucionální účinnost (*institutional effectiveness*) – do jaké míry výstup politiky odpovídá cílům této politiky.
- Účinnost na cílovou skupinu (*targed group effectiveness*) – stupeň, do kterého výstup politiky definovaný jako reakce cílové skupiny na výsledky politiky odpovídá cílům této politiky.



- Účinnost dopadu (*impact effectiveness*) – odpovídá kritériu environmentální účinnosti dle hodnocení OECD (1996).
- Společenská účinnost (*societal effectiveness*) – do jaké míry a zda vůbec uspokojují dopady politiky společenské potřeby.

## 10.2

### Výsledky praktické aplikace hodnocení

V roce 2006 byla provedena ex post evaluace ekonomických nástrojů v ČR (Jílková a kol., 2006), která si kladla za cíl zmapovat úroveň administrativních a vyvolaných nákladů ekonomických nástrojů používaných v jednotlivých složkách životního prostředí. Analýza reagovala na nízkou environmentální účinnost poplatků v ochraně životního prostředí, tj. na skutečnost, že „funkce existujících poplatků se značně posunula od nástroje, který má měnit chování ekonomických subjektů směrem k nástroji, který má generovat veřejné příjmy“ (Jílková a kol., 2006: 10).

Metodou, která byla zvolena pro výpočet administrativních nákladů, byla metoda tzv. přepočteného pracovníka, jejíž výhodou je jednoduchost a možnost porovnat výsledky s údaji, které byly získány pro obdobné nástroje daňového a poplatkového typu v ČR mimo oblast ochrany životního prostředí. Vyvolané náklady byly zjišťovány metodou řízených rozhovorů a dotazníkového šetření, protože bylo nutno získat interní informace od soukromých subjektů o tom, kolik času a finančních prostředků je věnováno na agendu spojenou s environmentální regulací.

Výsledky týkající se analýzy **administrativních nákladů** shrnuje tabulka 7.

administrativní náklady/celkový výnos v %	2002	2003	2004
poplatky v ochraně vod <sup>76</sup>	5,1	4,5	3,9
poplatky z velkých a zvláště velkých zdrojů znečištění ovzduší	2,5	3,0	2,8
poplatky ze středních zdrojů znečištění ovzduší	108	142	146

<sup>76</sup> Zahrnuje poplatek za odebrané množství podzemní vody a poplatek za vypouštění odpadních vod do vod povrchových.

Zdroj: Jílková a kol., 2006

Tab. 7: Relativní administrativní náklady poplatků v ochraně vody a ovzduší

Pro interpretaci těchto výsledků je významné srovnání např. s administrativními náklady výběru daní a vybraných poplatků v ČR, které pro rok 2004 činily v průměru 1,3 %.<sup>77</sup> Administrativní náročnost poplatků v ochraně životního prostředí lze proto považovat za přijatelnou, s výjimkou poplatků ze středních zdrojů znečištění ovzduší, kde administrativní náklady dosahují 146 %, tj. náklady jejich výběru převyšují výnos.

Pokud bychom hodnotili ekonomické nástroje pouze dle výše administrativních nákladů, pak je zřejmé, že je tento nástroj neefektivní. Při zohlednění celkových relací o efektivnosti nástrojů rozhodne váha jednotlivých kritérií. Je-li např. pro nositele environmentální politiky významnější kritérium environmentální účinnosti a tento nástroj bude toto kritérium splňovat, pak bude hodnocen pozitivně a nebude třeba jej v procesu tvorby environmentální politiky přehodnocovat. Jinak by z důvodu identifikované neefektivnosti bylo v případě poplatků ze středních zdrojů znečištění ovzduší vhodné přistoupit k přehodnocení tohoto nástroje (např. zvýšení poplatků nebo zjednodušení výběru).

Podívejme se nyní na výsledky měření **vyvolaných nákladů** poplatků v ochraně životního prostředí. Průměrná relativní hodnota těchto nákladů se pohybuje na úrovni cca 32 % z odvedených poplatků, ale údaj do značné míry závisí na tom, kolik daný soukromý subjekt skutečně na poplatcích odvedl. Čím vyšší je celková absolutní částka odvodu, tím jsou relativní vyvolané náklady nižší (např. v případě, že celkový odvod činil přes 1 mil. Kč, pak relativní vyvolané náklady byly pouze 17 %).

Jílková a kol. (2006) uvádějí, že např. u daní z příjmů právnických osob činí vyvolané náklady 5,3 %, u DPH 6,1 %, u silniční daně 22,1 % a daně z příjmu fyzických osob oprávněných k podnikání 29,6 %. Srovnáme-li tyto relace s poplatky v ochraně životního prostředí (32 %), pak je zřejmé, že tyto platby jsou v průměru méně efektivní, než je tomu v případě daňového systému ČR. To je dáno zejména nízkým výnosem poplatků v ochraně životního prostředí.

<sup>77</sup> Jílková a kol. (2006) hodnotí český daňový a poplatkový systém jako efektivní (až na daň dědickou, kde tento poměr činí 148 %).

zaplacený poplatek	poplatek						
	za vypouštění odpadních vod	za odebrané množství podzemní vody	k úhradě správy vodních toků	za znečišťování ovzduší	za uložení odpadu na skládky	za komunální odpad	dle zákona o obalech
<b>do 100</b>	37,9	40,5	35,2	32,9	38,9	28,9	26,1
<b>100–1000</b>	1,2	7,3	57,3	105,8	32,9	46,3	58,0
<b>nad 1000</b>	27,2	3,1	4,8	16,2	14,6	0,3	5,9

Zdroj: Jílková a kol., 2006

Tab. 8: Velikost relativních vyvolaných nákladů ve vztahu k odvedeným částkám na jednotlivých poplatkových titulech



## Environmentální politika v praxi

Obecně vymezené postupy a nástroje environmentální politiky nyní aplikujeme v kontextu konkrétních problémů ochrany životního prostředí. Jedná se o problematiku znečištění ovzduší a emisí skleníkových plynů, produkci odpadů (se zaměřením na komunální odpady) a obecnou ochranu vod. Dílčí kapitoly si nekladou za cíl detailně diskutovat o všech aspektech environmentálně politické agendy v jednotlivých oblastech, jelikož se jedná o témata, jimž by mohly být směle věnovány samostatné publikace.

### 11.1

#### Znečištění ovzduší a obchodování s emisemi<sup>78</sup>

Problémy s kvalitou ovzduší a nebezpečí změny klimatu v důsledku emisí skleníkových plynů mají společné příčiny: spotřebu fosilních paliv pro zajištění energetického komfortu vyspělých států. Obě oblasti jsou však regulovány politikami, které vznikly v historicky odlišném období a vyvíjely se v podstatě nezávisle. Znečištění ovzduší začala společnost jako lokální problém intenzivněji vnímat již přibližně v polovině 20. století, kdy se s rozvojem průmyslové výroby objevily kyselé deště. Opatření proti emisím síry a dusíku patřily k hlavním tématům politiky ochrany životního prostředí ve vyspělých zemích v 70.–90. letech 20. století. Diskuse o možných změnách klimatu a jejich příčinách seobjevily později – nabývají na intenzitě až v 80. a 90. letech 20. století (Jílková a kol., 2010).

#### 11.1.1

##### Problémy v kvalitě ovzduší a změně klimatu - společné faktory a vlivy

Nejvýznamnějšími látkami znečišťujícími ovzduší jsou vedle tuhých znečišťujících látek (PM – *particulate matters* neboli suspendované tuhé částice)

<sup>78</sup> V této kapitole byl s laskavým svolením autorů využit text článku Jílková, J., Louda, J., Knápek, J.: *Ochrana ovzduší a změna klimatu: snižování nákladů cestou jejich integrace v byrokratickém labyrintu*. In Filčák, Kluvánková-Oravská, Nemcová: *Horizonty rozvoje slovenské společnosti*. Bratislava: VEDA, 2010, s. 128–142. 191 s. ISBN 978-80-224-1152-3.

zejména oxid siřičitý ( $\text{SO}_2$ ), oxidy dusíku ( $\text{NO}_x$ ), těkavé organické látky (VOC – *volatile organic compounds*), amoniak  $\text{NH}_3$ , těžké kovy a persistentní organické polutanty. „Většina těchto látek má kromě přímých negativních dopadů na lidské zdraví a ekosystémy také vliv nepřímý – jsou prekurzory<sup>79</sup> tvorby troposférického ozónu nebo sekundárních aerosolů“ (Bízek, 2009). K vlivutěchto látek na zdraví člověka a ekosystémy (acidifikace, eutrofizace) existuje bohatá literatura a lze ho považovat za empiricky velmi dobře zdokumentovaný. Zhoršená kvalita ovzduší se začala projevovat nejdříve jako lokální problém (Londýn), později v dimenzi regionální – v 19. století např. Porúřív Německu. O několik desetiletí později zasahoval problém kyselého deštěvýznamné části Evropy a Severní Ameriky (Jílková a kol., 2010).

Jak uvádí Bízek, 2009: „Nejvýznamnějšími skleníkovými plyny jsou oxid uhličitý ( $\text{CO}_2$ ), metan a oxid dusný ( $\text{N}_2\text{O}$ ) a dále některé fluorované sloučeniny. Významný vliv na klima však mají i některé látky znečišťující ovzduší, zejména aerosoly a troposférický ozón.“ V české literatuře tyto poznatky přehledněshrnují i např. Metelka a Tolasz (2009). Riziko změny klimatu v důsledkuvypouštění skleníkových plynů do ovzduší v souvislosti s antropogenními aktivitami je označováno za významný globální problém životního prostředí. Spotřeba fosilních paliv a emise oxidu uhličitého však přes deklarované cíle strategie neustále rostou.

Souvislost rostoucí koncentrace skleníkových plynů a změn klimatu je stále předmětem diskusí. Vedle klimatologů se do debaty zapojují také ekonomové a politologové. Vzájemně se kritizující tábory jsou označovány za skeptiky a alarmisty. Historický vývoj tohoto diskursu popisují souhrnně např. Reddy a Assenza (2009). Diskuse nad příčinami a potenciální hrozbou klimatických změn jsou významné z hlediska tvorby politiky – nejde tedy pouze o teoretické spory. Je-li totiž klimatická změna vnímána pouze jako krátkodobý proces, nemá smysl vynakládat v souvislosti s ní žádné náklady (např. realizovat adaptační opatření). Je-li klimatická změna akceptována jakožto dlouhodobáa trvalá změna, zůstává předmětem sporů identifikace příčin. Přímá souvislost emisí skleníkových plynů a změn klimatu legitimuje nákladná opatření zaměřená na snižování emisí skleníkových plynů i na jejich následné zachycování (*mitigation*, přičemž v české literatuře se prosazuje termín mitigace vedle termínu zmírňování). Předpoklad nulové souvislosti mezi emisemi a klimatickou změnou vede ke zdůrazňování nutnosti adaptace (*adaptation*), tedy přizpůsobení se klimatickým změnám.

Přestože byly problémy znečištění ovzduší a klimatické změny dlouho považovány za vzájemně nezávislé, nedávné poznatky ukazují, že některé látky znečišťující ovzduší mají přímý nebo nepřímý vliv také na klima. Významné

<sup>79</sup> Prekurzor je sloučenina, která se účastní chemické reakce za vzniku jiné sloučeniny (zdroj: Wikipedie, otevřená encyklopedie; [urlhttp://cs.wikipedia.org/wiki/Prekurzor](http://cs.wikipedia.org/wiki/Prekurzor); cit. 17. 10. 2011).

je zejména radiční působení aerosolů a troposférického a stratosférického ozónu. „Aerosoly jsou tvořeny primárně emitovanými tuhými částicemi a sekundárními aerosoly vzniklými v důsledku reakcí mezi plynnými prekurzory (oxidem siřičitým, oxidy dusíku, amoniakem a těkavými organickými látkami). Troposférický ozón vzniká fotochemickými reakcemi mezi oxidy dusíku a těkavými organickými látkami“ (Bízek, 2009). Jak Bízek dále uvádí „ . . . zatímco stratosférický ozón působí ‚ochlazujícím‘ účinkem, troposférický (přízemní) ozón, který je velmi významnou znečišťující látkou s výraznými dopady jak na lidské zdraví, tak na ekosystémy, je zároveň třetím nejvýznamnějším skleníkovým plynem.“ V případě aerosolů, které jsou znečišťujícími látkami s největším přímým dopadem na lidské zdraví, je vliv na klima ambivalentní, část přispívá k „ohřevu“ atmosféry (tzv. černý aerosol), část k jejímu ochlazení. Aerosoly navíc kromě přímého působení významně ovlivňují také mechanismus tvorby mraků, a tím vedou k ochlazení atmosféry. Interakce mezi uvedenými znečišťujícími látkami jsou přehledně shrnuty v tabulce 9.

	PM	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	VOC	NH <sub>3</sub>	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	Fplyny
<b>zdravotní dopady</b>									
suspendované částice (PM)	×	×	×	×					
ozón (O <sub>3</sub> )			×	×			×		
<b>dopady na vegetaci</b>									
ozón			×	×			×		
acidifikace		×	×		×				
eutrofizace			×		×				
<b>radiční působení (možné dopady na změny klimatu)</b>									
přímé						×	×	×	×
přes aerosoly	×	×	×	×	×				
přes OH radikály			×	×			×		

Zdroj: IIASA – International Institute for Applied System Analysis (cit. in Bízek, 2009)

Tab. 9: Interakce mezi látkami znečišťujícími ovzduší

Výše uvedené látky pocházejí z valné části ze stejných zdrojů – ze spalování fosilních paliv ve stacionárních a mobilních zařízeních a z průmyslových a zemědělských aktivit. Faktory neboli hnací síly obou okruhů problémů jsou tedy

z velké části společné. I přesto jsou však obě politiky (ochrany ovzduší a změny klimatu) tvořeny samostatně. Proto jim bude v následujícím textu věnována pozornost odděleně (Jílková a kol., 2010).

### 11.1.2

#### Politika ochrany ovzduší - instituce a nástroje

Opatření k omezení spalování určitých druhů fosilních paliv platila v některých městech už v 17. století. **Politiky ochrany ovzduší** jako takové se na národní úrovni začaly utvářet na začátku 20. století. Byly zaměřeny na emise tuhých částic, později na emise oxidů síry a dalších látek ze stacionárních zdrojů.

V 90. letech se začala utvářet **politika ochrany ovzduší na mezinárodní úrovni** (např. Göteborgský protokol – předpokládané snížení emisí oproti roku 1990 v Evropě: oxidy síry– 63 %,  $\text{NO}_x$ - 41 %, VOC- 40 %, amoniak- 17 %).

Hlavním nástrojem regulace byly a jsou emisní limity určující maximální koncentraci škodlivin ve vypuštěných spalínách, často doplněné emisními stropy pro určitá zařízení, případně národními emisními stropy pro určité země. Administrativní nástroje byly podpořeny dotačními programy (např. v ČR v 90. letech 20. století byla možnost získat dotace na odsířovací jednotky v elektrárnách). Ekonomické nástroje v podobě emisních daní či poplatků byly zavedeny v některých zemích (např. Švédsko zavedlo poplatek z oxidů síry, poplatky pro široké spektrum škodlivin byly zavedeny v roce 1992 v bývalém Československu<sup>80</sup>), ale vždy jako součást nástrojového mixu spolu s administrativními nástroji. Velmi účinným, tržně orientovaným nástrojem se ukázalo být zavedení obchodovatelných povolení v USA v rámci Programu kyselého deště (*Acid Rain Programme*) v roce 1995. Díky tomuto programu se USA podařilo limitovat celkové množství emisí oxidů síry s podstatně nižšími náklady, než kdyby se zavedly pouze emisní limity. Pozitivní příklad zavedení emisního obchodování zásadně ovlivnil akceptaci tohoto nástroje v Evropě i v celém světě při úvahách o využití ekonomických nástrojů v ochraně klimatu.

Jak je patrné, v roce 2001 došlo ke snížení emisí  $\text{SO}_2$  o 39 % oproti roku 1980 (a o 33 % oproti roku 1990), z toho výrobci elektrické energie snížili emise  $\text{SO}_2$  o 569 tis. tun oproti roku 2000.

Původní odhady ceny povolenky se od skutečné ceny začaly odlišovat: původně dosahovaly cca 5 000 USD s postupným poklesem na 2 000–3 000 USD. Do roku 1996 dokonce tržní ceny poklesly ke 100 USD za 1 povolenku a kolem roku 2000 se pohybovaly mezi 100–200 USD. Jak uvádí Jílková (2003: 106): „Pokles cen je odrazem snížení nákladů na splnění požadavků zákona konkurence mezi různými strategiemi, jak vyhovět předpisům (z nichž

<sup>80</sup> Poplatkový systém existoval v Československu již od 60. let 20. století, ale poplatky se odvíjely od výkonu zařízení, nikoli od skutečných emisí.



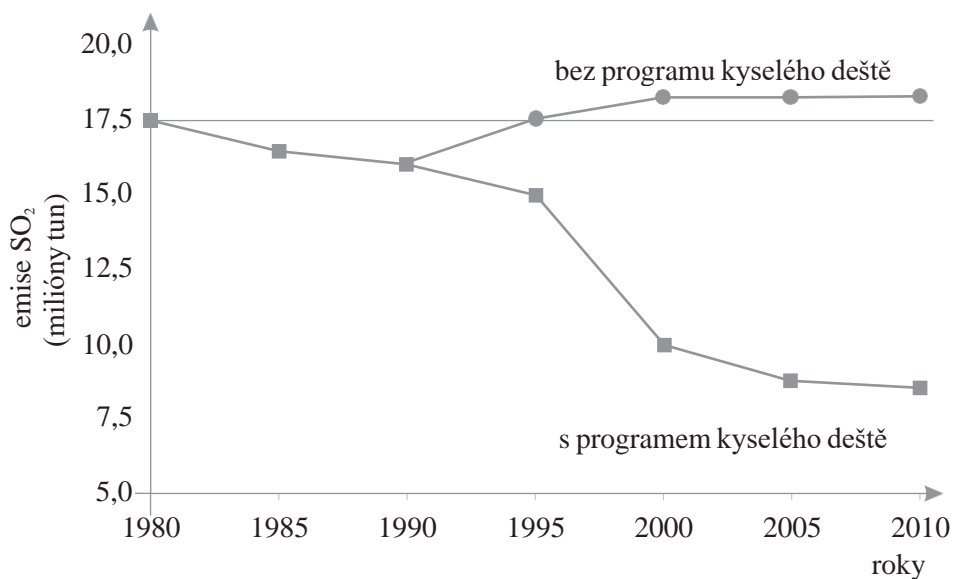
**Acid Rain Programme v USA jako ukázka úspěšné politiky** (volně převzato z Jílková, 2003)

Jako příklady úspěšných programů redukce SO<sub>2</sub> je možné uvést národní Program kyselého deště v USA nebo regionální kalifornský program RECLAIM, který byl zaměřen na redukce emisí škodlivin SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub>. Emise SO<sub>2</sub> byly identifikovány v 80. letech 20. století jako hlavní příčina tzv. kyselých dešťů, které byly považovány za jeden z nejzávažnějších problémů životního prostředí v USA té doby. Kyselý dešť byly také příčinou řady ekonomických škod, např. acidifikace jezer a dalších vodních toků, poškození lesů, budov, mostních a jiných konstrukcí, zhoršení viditelnosti. Vypracované vědecké studie vedly k závěru, že snížení emisí SO<sub>2</sub> o 12 mil. tun by zajistilo výrazné zlepšení této situace (vliv emisí oxidů dusíku nebyl tehdy dostatečně znám).

Vědecké analýzy doprovázela intenzivní politická diskuse. Do roku 1989 bylo Kongresu předloženo více než 70 návrhů zákonů k problematice kyselého deště. Ekonomické analýzy ukazovaly, že toto snížení emisí SO<sub>2</sub> by znamenalo ztrátu pracovních míst převážně v uhelném průmyslu a také dodatečné náklady ve výši několika mld. dolarů. EPA (*Environmental Protection Agency* – americká Agentura pro ochranu životního prostředí) proto iniciovala intenzivní diskusi, do které se zapojili vědci, ochránci životního prostředí, zástupci z podnikové sféry atp. Pozornost byla postupně směřována na největší znečišťovatele – elektrárenské podniky, které měly hlavní podíl na celkovém množství emisí SO<sub>2</sub>. Ve snaze snížit náklady na dosažení redukce emisí SO<sub>2</sub> se pozornost zaměřila na možnosti využití ekonomických nástrojů – zejména obchodovatelných povolení. Otázkou bylo, zda lze touto cestou dosáhnout stanoveného cíle s podstatně nižšími náklady a jaké budou dopady na životní prostředí, přenechá-li se řešení problému tržním mechanismům.

Existovala však řada příznivých faktorů pro uplatnění systému emisních práv (detailněji EPA, 2002), které nakonec daly vzniknout Programu kyselého deště.

Cíl programu byl definován velmi jednoduše: snížit roční emise SO<sub>2</sub> o 10 mil. tun oproti roku 1980. Do programu byly začleněny existující elektrárny spalující fosilní paliva s výkonem vyšším než 25 MW a dále případné nové provozní jednotky. Celkově tedy systém pokrýval v roce 1991 dohromady 68 % emitovaného SO<sub>2</sub>. Vstup pro další emitenty SO<sub>2</sub> byl dobrovolný. Výsledky programu zachycuje obrázek 32.



Zdroj: Jílková, 2003

Obr. 32: Vývoj emisí SO<sub>2</sub> z elektráren

jednou může být i pouhý nákup povolenek), vytváří se tlak na ceny. Podniky mohou mezi strategiemi flexibilně volit a trh tak optimálně působí.“

Rámec regulace ochrany ovzduší v Evropské unii tvoří několik obsáhlejších směrnic, nařízení a metodických pokynů zaměřených na problematiku emisí a imisí v členských státech EU. Těmto směrnicím je společné to, že mají převážně administrativně regulatorní povahu. Jsou to zejména:

- Směrnice o průmyslových emisích (č. 2010/75/EU);
- Směrnice o národních emisních stopech pro některé látky znečišťující ovzduší (č. 2001/81/ES);
- Směrnice o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu (č. 2008/50/ES).

**Směrnice o průmyslových emisích** je zaměřena na regulaci velkých spalovacích a jiných průmyslových zdrojů a klade důraz na využívání nejlepších dostupných technologií. Významnou změnou je definování nových emisních limitů týkajících se spalovacích zdrojů. Odhady přímých ekonomických dopadů vyvolaných směrnicí pro velká spalovací zařízení v ČR se pohybují na úrovni 32–39 mld. Kč. Průměrné investiční náklady na jedno zařízení dosahují 928 mil. Kč (MŽP, 2008; SPF Group a e-Academia, 2010). Environmentální investice přitom budou znamenat mj. zvýšení provozních a investičních nákladů, které firmy následně musí promítnout do cen konečných komodit (zejména

tepla a elektřiny). Vzhledem k „přísnosti“ směrnice, která akcentuje emisní limity na úrovni BAT, lze předpokládat významné zvýšení cen těchto výstupů. Velmi bude také záležet na způsobu implementace do národní legislativy, ne- bot směrnice dává členským státům značný prostor pro (ne)využití některých výjimek (např. vytvoření přechodných národních plánů, jejich podoba, časový horizont a to, na které emise se budou vztahovat, je pouze v kompetenci rozhodnutí jednotlivých členských států).

**Směrnice o národních emisních stropích pro některé látky znečišťující ovzduší** vychází mimo jiné z Úmluvy o dálkovém znečišťování ovzduší přecházejícím hranice států. Dlouhodobým cílem této regulace je, aby lidé „byli účinně chráněni před zdravotními riziky ze znečištění ovzduší a aby přípustné úrovně znečištění zohledňovaly ochranu životního prostředí. Cílem je, aby se normy Světové zdravotnické organizace (WHO) staly na úrovni Společenství závazné“ (ES, 2001). Toho má být dosaženo stanovením národních emisních stropů, kdy se roky 2010 a 2020 berou jako směrodatné. Národní emisní stropy pro jednotlivé znečišťující látky pro rok 2010 lze považovat za prozatímní cíle, které je možné chápat jako určitý „kontrolní bod“, kdy cílového znečištění ovzduší má být dosaženo k roku 2020. „Národním emisním stropem se rozumí maximální množství látky v kilotunách, které může členský stát emitovat za kalendářní rok“ (ES, 2001). Směrnice stanovuje národní emisní stropy pro následující látky: SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, VOC, NH<sub>3</sub>. Tvůrci politiky se také domnívají, že emisní stropy umožní jednotlivým členským státům pružnost při určování způsobu, jak je splnit.

**Směrnice o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduším pro Evropu** si klade za cíl stanovit emisní limity znečišťujících látek na takové úrovni, kdy budou minimalizovány škodlivé účinky na lidské zdraví a životní prostředí jako celek. Směrnice dále směřuje k zlepšení monitorování a posuzování kvality ovzduší, včetně depozice znečišťujících látek, a rovněž stanovuje standardy pro poskytování informací veřejnosti. Nahrazuje od roku 2010 starší evropskou legislativu a její implementace je v současné době projednávána. Novela zákona (která nahradí Zákon č. 86/2002 Sb., o ochraně ovzduší), by měla dát veřejné správě pravomoci, aby v závazných částech národních programů snižování emisí stanovila emisní limity a emisní stropy pro spalovací zařízení o celkovém jmenovitém tepelném příkonu 50 MW a vyšším tak, aby nebyly překračovány emisní limity přípustného znečištění.

### 11.1.3

#### Politika ochrany klimatu - instituce a nástroje

Politika ochrany klimatu se začala utvářet až v 90. letech minulého století. Její základ položily mezinárodní úmluvy – Rámcová úmluva o změně klimatu

## Řešení problematiky jemných prachových částic

Významnou změnou, kterou Směrnice o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu (č. 2008/50/ES) přinesla, je stanovení imisního limitu pro jemné prachové částice (menší než 2,5 mikrometru, tzv.  $PM_{2,5}$ ). Podle hygienických studií jsou tyto jemné prachové částice zvláště nebezpečné pro lidské zdraví, neboť jsou schopny proniknout až do plicních sklípků a také na sebe vážou mnoho škodlivých látek. Jak uvádí Pope a kol. (1995: 670): „Nárůst průměrné roční koncentrace suspendovaných částic ( $PM_{2,5}$  o  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) zvyšuje celkovou úmrtnost exponované populace o 6 % (resp. 2–11 %).“ Členské státy si přitomkladou za cíl snížit do roku 2020 počet úmrtí způsobených těmito polutanty zhruba o 40 % ve srovnání s rokem 2000. Povoleno imisní limit pro  $PM_{2,5}$  v městských oblastech od roku 2015 je pod  $20 \text{ mg}/\text{Nm}^3$  (jde o snížení o cca 20 % do roku 2020 ve srovnání s úrovní v roce 2010)(ES, 2001).

O směrnici se před jejím přijetím intenzivně diskutovalo a byla kritizována, a to jak ze strany nevládních organizací za přílišnou „liknavost“ (kromě  $PM_{2,5}$  směrnice nemění stávající normy pro kvalitu ovzduší), tak členskými státy za přílišnou nákladnost (25 z 27 členských států se vyjádřilo, že plnění zpřísněných norem pro ně bude „nadmíru náročné“). Česká republika patří přitom tradičně k zemím, kde jsou na většině území překračovány imisní limity pro polétavý prach ( $PM_{10}$ ) a tento problém se dlouhodobě nedaří efektivně a účinně řešit. Nejhorší situace je přitom dlouhodobě na území Moravskoslezského kraje, kde emise polétavého prachu rostou hlavně v důsledku používání nevhodných paliv v domácnostech. Moravskoslezský kraj je přitom ukázkou selhání politiky životního prostředí, neboť se v tomto regionu dlouhodobě označují za hlavního viníka hutní podniky, které jsou také nuceny k razantnímu snižování emisních limitů a celkových ročních emisí, zatímco skutečné jádro problému zůstává dlouhodobě neřešeno (tj. vytápění domácností, sekundární prašnost, přeshraniční přenos emisí z Polska, staré ekologické zátěže).

a Kjótský protokol. Mezinárodní závazky, především ale Kjótský protokol, poskytly impulsy k postupnému utváření politik ochrany klimatu na národní úrovni jednotlivých zemí, ke vzniku trhu s uhlíkem (evropský systém obchodování a další mezinárodní, národní i regionální systémy, které se postupně utvářejí) i ke vzniku nových institucionálních mechanismů a struktur. Účinnost mezinárodních úmluv v oblasti ochrany klimatu je však poměrně nízká, především kvůli nízké participaci důležitých emitentů na úmluvě. Dále se jejich účinnost snížila tím, že státy postsocialistického bloku prostřednictvím restrukturalizace průmyslu snížily významně emise CO<sub>2</sub> samovolně, bez přičinění politických autorit. Nyní tyto země prodávají přebytky svého snížení emisí státům, které takové štěstí neměly. Kritiku nastavení pravidel současných mezinárodních úmluv a Kjótského protokolu přináší Nordhaus (2007).

V návaznosti na Rámcovou úmluvu o změně klimatu a Kjótský protokol vznikly ve světě různé systémy obchodování s emisemi skleníkových plynů, které jsou různě úspěšné v naplňování vytýčených cílů. Z našeho pohledu je relevantní především evropský systém obchodování s emisemi CO<sub>2</sub> nazvaný EU ETS (*European Union Emission Trading Scheme*). V historii systémů obchodování s emisemi jde pravděpodobně o zatím nejrozsáhlejší využití tohoto nástroje.

Deklarovaným cílem vzniku EU ETS je „naplnit závazky Evropského společenství a jeho členských států (myšleno ve vztahu ke Kjótskému protokolu) účinněji, a to prostřednictvím efektivního evropského trhu s povolenkami na emise skleníkových plynů při zachování co nejmenšího dopadu na ekonomický rozvoj a zaměstnanost“ (ES, 2003). Je zde tedy explicitně vyjádřena snaha minimalizovat společenské náklady na dosažení stanoveného environmentálního cíle (vyplývajícího z Kjótského protokolu). V celé EU 25 spadá do systému přibližně 12 000 zařízení<sup>81</sup> emitujících cca 40 % celkových emisí CO<sub>2</sub> (v ČR přes 60 % emisí) (Kreuz a Vojáček, 2007). Některé další systémy obchodování s emisemi skleníkových plynů ve světě představuje rámeček.

Zajímavým prvkem, který je využíván v EU ETS a některých dalších systémech obchodování s emisemi a který může významně snížit náklady na splnění závazků snížení emisí, jsou tzv. **projektové flexibilní mechanismy**. Ty umožňují vládám jednotlivých zemí i podnikům získat dodatečné povolenky na vypouštění emisí CO<sub>2</sub> realizováním individuálních projektů. Projekty jsou zaměřeny na snížení emisí skleníkových plynů nebo odstranění uhlíku z atmosféry. Za úspěšně realizovaný projekt jsou subjektu přiděleny kredity, které jsou obdobou povolenek (Kreuz a Vojáček, 2007). V rámci Kjótského protokolu existují dva projektové flexibilní mechanismy:

<sup>81</sup> Počet zařízení zahrnutých do EU ETS je nejvyšší v Německu (1 849), dále v Itálii (1 240), Velké Británii (1 172) a Polsku (1 166). Česká republika má v systému 426 zařízení.

### Mimoevropské systémy obchodování s emisemi CO<sub>2</sub> (zpracováno dle Vlček, 2006)

**Kanada** ratifikovala Kjótský protokol v roce 2002. Po domácích diskusích o tom, jak dostát svým kjótským závazkům, byl v roce 2005 kanadským ministerstvem životního prostředí představen systém emisního obchodování nazvaný *Large Final Emitters* (LFE). Cíl obchodování není dán přesně určeným maximálním přípustným množstvím vypuštěných emisí, ale je stanoven jako snížení emisní intenzity jednotlivých subjektů v období 2008–2012, a to o 12 % (oproti emisím ve scénáři „*business as usual*“ v roce 2010).

**USA** přes předchozí dobré zkušenosti s využitím systémů obchodování s emisními právy z jiných oblastí (ovzduší, vody) nezavedly na federální úrovni povinný systém obchodování s emisemi CO<sub>2</sub> (jako např. EU). Jednotlivé státy, resp. jejich regionální seskupení, se však z různých důvodů začaly dobrovolně zavazovat k programům obchodování s emisemi skleníkových plynů s cílem jejich snížení. „V prosinci 2005 se guvernéri sedmi severovýchodních států USA dohodli na vytvoření regionálního systému emisního obchodování – *Regional Greenhouse Gas Initiative* (RGGI), který bude pokrývat emise z elektráren na území těchto států“ (Vlček, 2006). Program je inspirován Programem kyselého deště. Jsou do něj povinně zahrnuty všechny existující elektrárny s výkonem přesahujícím 25 MW, které spalují fosilní paliva.

**Austrálie** (stejně jako USA) neratifikovala Kjótský protokol. I přes tuto skutečnost však funguje již od roku 2003 v Novém Jižním Walesu první mimoevropský systém obchodování s emisemi CO<sub>2</sub>, tzv. program *Greenhouse Gas Abatement Scheme* (GGAS). V podstatě jde o tzv. systém *baseline and credit*. V těchto systémech je emisní redukce vždy stanovena vůči nějaké výchozí úrovni a nikoli jako celkové množství emisí, které je možné vypustit (jako v systémech *cap and trade*, např. EU ETS). V systému GGAS je cílová hodnota emisní redukce stanovena jako emise na jednoho obyvatele. Maximální přípustné množství emisí je stanoveno jako násobek množství emisí na 1 obyvatele × počet obyvatel Nového Jižního Walesu. Cílová úroveň snížení emisí v roce 2012 představuje 5% redukcí oproti úrovni roku 1990.

**Japonsko**, které ratifikovalo Kjótský protokol v roce 2002, je zemí chudou na fosilní paliva. Vzhledem k relativně nízké energetické náročnosti japonské ekonomiky je pro Japonsko snižování emisí skleníkových plynů velmi obtížné a nákladné. Země je proto největším kupcem emisních povolenek na světovém trhu (odsud např. Program zelená úsporám v ČR). Japonské ministerstvo životního prostředí navrhlo dobrovolný systém emisního obchodování, jehož cílem je naučit se obchodování s emisemi. Zájem firem o zapojení do systému se snaží vyvolat dotacemi – firmy dostávají např. dotace na instalaci nových zařízení zlepšujících energetickou efektivnost atp. (pokud firmy nejsou schopny dostát svým závazkům v redukcí emisí, musí dotaci vrátit).

- společně zaváděná opatření (JI – *Joint Implementation*);
- mechanismus čistého rozvoje (CDM – *Clean Development Mechanism*) zaměřený na investice v rozvojových zemích.

Obchodovatelné povolenky v rámci EU ETS, mechanismus čistého rozvoje i společná implementace představují inovativní prvky v kontextu celkové politiky ochrany klimatu a možná i obecně životního prostředí. V politice ochrany klimatu nabývají v poslední dekádě také na významu politiky podpory obnovitelných zdrojů energie, dobrovolné dohody i různé regionální a národní dotační programy.

Jak uvádí Jílková a kol. (2010: 133): „Dosavadní vývoj (v oblasti politik ochrany klimatu – pozn. aut.) však lze hodnotit spíše skepticky – přes masivně proklamovanou nutnost snížení spotřeby fosilních zdrojů energie, nutnost změny myšlení i chování spotřebitelů nenastal dosud významný obrat směrem k poklesu emisí skleníkových plynů v globálním měřítku.“

Národní politiky ochrany klimatu existují téměř ve všech zemích Evropské unie. Jejich konkrétní utváření je různorodé. Regulační nástroje uplatňující se v politikách ochrany klimatu jsou definovány především jako technologické standardy a standardy efektivního využívání energie, kde je redukce emisí CO<sub>2</sub> vedlejším přínosem. Podle Metz a kol. (2001) se takovéto standardy uplatňují přibližně v 50 zemích, platí pro automobily, elektrospotřebiče a energetické parametry domů a bytů. V Evropě a v USA platí limitní hodnoty omezující emise metanu ze skládek. Daně či poplatky za emise skleníkových plynů se uplatňují v omezené míře (Slovinsko, Švýcarsko, ve Velké Británii tzv. *climate change levy*), naproti tomu tradičním nástrojem jsou spotřební daně na fosilní zdroje energie (Jílková a kol., 2010). Tradičním nástrojem jsou i tzv. ekologické daně, které jsou zavedeny i v ČR (viz rámeček).

Politika ochrany klimatu je mnohem více než politika ochrany ovzduší propojena s jinými politikami – energetickou politikou, dopravní politikou, zdůrazňuje se důležitost úspor energie, ekoinovaci a obecně výzkumu a vývoje. Diskutuje se o rovnováze mezi opatřeními mitigace a adaptace. Politika ochrany klimatu se vyvinula v komplexní soustavu opatření a nástrojů, které zasahují do řady oblastí veřejných politik, mezi nimiž existují synergické efekty, ale i konflikty. Složitost systému a celkově malá koordinace mezi politikami vede k závěru, že v systému existuje potenciálně významná neefektivnost vyplývající z administrativních nákladů i nedostatečné koordinace a až protichůdného působení jednotlivých nástrojů a opatření. Zpravidla se zde mísí energetická politika, politika ochrany klimatu a politika ochrany ovzduší.

Výsledkem uvedeného způsobu formování politik je, že dokumenty, které by měly mít strategický význam a koncepční charakter a být vzájemně dobře provázané, jsou spíše ukázkou „složitého byrokratického labyrintu“. Dochází tak k tomu, že jak politiky ochrany klimatu, tak politiky ochrany ovzduší

**Směrnice o zdanění energií (Czech Coal, 2011)**

V současné době se připravuje revize Směrnice o zdanění energetických produktů a elektřiny (č. 2003/96/ES). Stávající Směrnice o zdanění energetických komodit stanoví minimální sazby daně pro daň ze zemního plynu a některých dalších plynů, daň z pevných paliv a daň elektřiny. Svým charakterem jsou tyto „ekologické“ daně daněmi spotřebními, zdaňováno je až dodání dané komodity konečnému spotřebiteli. Deklarovaným cílem novely Směrnice o zdanění energetických produktů je narovnání podmínek mezi subjekty, které spadají či nespádají do systému EU ETS. Pokud spotřebitel v současné době např. odebírá teplo ze zdroje CZT (který spadá do evropského systému emisního obchodování), platí v ceně tepla i povolenky, které zdroj spotřebovává při výrobě tepla z fosilních paliv. Pokud ale např. souseď topí doma zemním plynem, do systému obchodování s povolenkami nespadá a žádné povolenky tak platit nemusí – má o to levnější teplo.

Hlavním principem novely směrnice by mělo být rozdělení stávajících „ekologických daní“ uvalených na jednotlivé komodity na tzv. „ekologickou“ a „energetickou“ složku daně. Ekologická složka by odrážela množství emisí CO<sub>2</sub>, které jednotlivá paliva produkují při spalování. Minimální sazba zdanění CO<sub>2</sub> by byla vyjádřena v EUR/kg CO<sub>2</sub> emisí. Energetická složka daně by měla umožnit členským státům flexibilně zdanit energetické produkty.

Cílem zamýšlené ekologické složky je, aby alespoň určitá část energetické daně byla založena na emisích CO<sub>2</sub>, které se odvíjejí od použitého paliva pro výrobu zdaněné energie (dnes je např. sazba za spotřebu elektrické energie stejná bez ohledu na to, zda jde o energii vyrobenou spalováním uhlí nebo vyrobenou v jaderné elektrárně – tento příklad je ukázkou toho, kde by mělo dle Evropské komise dojít k diferenciaci daně). Směrnice by osvobodila od ekologické složky daně podniky spadající pod systém EU ETS, aby nebyly za emise CO<sub>2</sub> zdaněny dvakrát. Např. pro uhelný průmysl v ČR by směrnice přinesla dvojí efekt – snížila by náklady podnikům, které jsou nebo budou zapojeny do EU ETS a zároveň by prostřednictvím daně zvýšila cenu uhlí pro subjekty, které do EU ETS nespádají/spadat nebudou.



jsou často nesystematicky aktualizovány. Přicházejí tak o svůj stěžejní prvek – povahu dlouhodobých dokumentů tvořících rámec politik a strategií rozvoje v určitých oblastech. Příkladem z oblasti energetické politiky může být vývoj v ČR, kde byl zcela nezávazně deklarován záměr redukce emisí CO<sub>2</sub> pro období 2005–2008 ve výši 20 %, a zároveň při vyjednávání o alokaci emisí pro 1. obchodovací období v rámci EU ETS podniky prezentovaly očekávaný nárůst emisí. Evropská komise pak použila tento deklarovaný záměr snížení emisí jako nástroj tlaku při vyjednávání o celkové alokaci emisí v rámci prvního národního alokačního plánu.

#### 11.1.4

### Synergie a konflikty politik

Emise hlavních skleníkových plynů i emise hlavních látek znečišťujících ovzduší pocházejí z valné části ze stejných zdrojů. Mnoho opatření ke snižování emisí skleníkových plynů vede zároveň k omezení znečišťování ovzduší (energetické úspory, obnovitelné a alternativní zdroje energie, jaderná energetika). Někdy naopak politiky a opatření snižující emise skleníkových plynů vedou k negativním efektům na kvalitu ovzduší. V odborné literatuře se lze setkat s řadou prací, jež se zabývají touto problematikou. Velká pozornost je vztahu mezi oběma politikami věnována ve Velké Británii, systematický přehled vzájemných efektů ochrany ovzduší a ochrany klimatu přináší DEFRA (2007). Některé příklady uvádí tabulka 10.

Jak uvádějí Jílková a kol. (2010) koordinace obou politik je analyzována autory, kteří využívají komplexních makroekonomických modelů, např. model GAINS (*Greenhouse Gas – Air Pollution Interactions and Synergies Model*) vyvinutý Mezinárodním institutem pro aplikovanou systémovou analýzu (IIASA – *International Institute for Applied System Analysis*, <http://www.iiasa.ac.at>). Amann (2008) pomocí modelu GAINS dokazuje, že integrovaný přístup k realizaci „energeticko-klimatického balíčku“ by v rámci EU mohl přinést do roku 2020 redukci PM<sub>2.5</sub> o 12 %, emisí CO<sub>2</sub> o 20 %, NO<sub>x</sub> o 15 % a SO<sub>2</sub> o 40 % při celkových úsporách cca 20 mld. EUR ročně (ve srovnání s neintegrováním přístupem obou diskutovaných politik). Vedle úspory nákladů na zamezení by se výrazně snížily administrativní náklady i vyvolané náklady ve firmách, které souvisí s prosazováním obou politik. Na základě uvedených simulací je také možné vyslovit tezi, že vedlejší efekty opatření ke zlepšení energetické náročnosti demonstrovány ve zlepšení kvality ovzduší by mohly výrazně podpořit akceptaci ochrany klimatu ve společnosti.

Nutnost integrace politik je zdůrazněna ve Strategii EU pro udržitelný rozvoj (EU Council, 2006), avšak tato integrace není ve strategických dokumentech

<b>opatření</b>	<b>efekt</b>
<b>zmírňovací (mitigační) opatření, která mohou redukovat emise poškozující ovzduší</b>	
<b>výroba elektřiny</b>	
záměna paliv za paliva s nižším obsahem uhlíku nebo obnovitelné zdroje energie	redukce CO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> (zejména pokud jsou uplatněna jako opatření k zamezení emisí)
kombinovaná výroba tepla a elektřiny	redukce polutantů znečišťujících ovzduší a látek aktivních vůči klimatu
<b>doprava</b>	
Využití nových technologií a paliv (např. hybridních automobilů)	redukce emisí CO <sub>2</sub> a polutantů ovlivňujících kvalitu ovzduší, H <sub>2</sub> z obnovitelných zdrojů energie
<b>opatření ke zmírňování (mitigaci) vlivů na klima, která mohou zvýšit emise látek znečišťujících ovzduší</b>	
zlepšená efektivnost paliv v letecké dopravě	redukce CO <sub>2</sub> , ale zvýšení NO <sub>x</sub>
záměna paliv v dopravě	zvýšené využití nafty namísto benzínu vede ke zvýšení emisí NO <sub>x</sub> a PM
biopaliva – pěstování + doprava + využití v domácnostech	využití dusíkatých hnojiv může vést ke zvýšení emisí NH <sub>3</sub> a emisí N <sub>2</sub> O; zvýšení emisí; možné zvýšení látek znečišťujících ovzduší (PM), pokud se jedná o záměnu elektřiny nebo zemního plynu
<b>opatření ke snížení emisí látek poškozujících ovzduší, která mohou vést ke zvýšení emisí látek aktivních vůči klimatu</b>	
výroba elektřiny – odsiřování	snížení efektivnosti výroby a zvýšení emisí CO <sub>2</sub> na jednotku vyrobené elektřiny
snížování emisí škodlivin v dopravě	pro naftové motory: při použití filtrů, katalyzátorů apod. potenciál zvýšení N <sub>2</sub> O
<b>opatření, která mohou vést ke zvýšení emisí látek znečišťujících ovzduší i poškozujících klima</b>	
zvýšení poptávky po výrobcích a službách	
změna způsobu dopravy	růst podílu letů na krátké vzdálenosti na úkor železniční přepravy

Zdroj: vlastní s využitím podkladů Bízek (2008) dle DEFRA (2007)

Tab. 10: Příklady synergie a konfliktů mezi opatřeními k ochraně ovzduší a ochraně klimatu

EU dále hlouběji rozpracována. Ve světovém měřítku je možné nalézt integrovaný přístup k ochraně ovzduší a klimatu v metodice integrovaných environmentálních strategií (*IES – Integrated Environmental Strategies*) vyvinuté Agenturou pro ochranu životního prostředí (*US EPA – US Environmental Protection Agency*). Tato metodika poskytuje návod k integraci politik s důrazem na lokální a regionální úroveň.<sup>82</sup>

## 11.2 Ochrana a využívání vodních zdrojů

Jelikož voda má celou řadu možných užití (např. doprava, rekreace, ekosystémová funkce aj.) zaměříme se především na dvě funkce, jež lze považovat za nejvýznamnější – jsou to odběry vody a vypouštění znečištění do vodních ekosystémů.

### 11.2.1 Problémy v ochraně a užívání vod

Dostupnost pitné vody vzbuzuje u řady autorů i v hospodářsko-politickém kontextu silné emoce. Odborné práce přinášejí diametrálně odlišnou interpretaci současné dostupnosti vody v globálním měřítku. Např. podle evropské iniciativy EU Water Initiative (2008: 1) „existují zjevné důkazy o globálních vodních krizích, jež ohrožují životy, udržitelný růst, a dokonce i mír a bezpečí . . . Přes 1 miliardu lidí dnes nemá přístup k nezávadné pitné vodě, 2,4 miliardy lidí není napojeno na kanalizaci a 2,2 milionu lidí v rozvojových zemích, z nichž většina jsou děti, zemře každý rok na nemoci související s nedostatečným přístupem k nezávadné vodě . . .“ Oproti tomu dánský politolog Björn Lomborg (2006: 185) uvádí, že „dostatečné zdroje vody má v současnosti více než 96 % všech zemí světa. Na všech kontinentech se dostupnost vody na osobu zvýšila a přístup k čisté pitné vodě a hygienickým zařízením zároveň získalo větší procento obyvatelstva . . . Naše prameny nevysychají; naší budoucností není nezládnutelná nouze. Problémy s vodou spíše upozorňují na to, že musíme s vodou hospodařit šetrněji . . .“ Saleth a Dinar (2004: 1) dodávají, že „nedostatek vody – ať už v odpovídající kvalitě či množství – je způsoben z větší části neefektivním užíváním a správou než reálnou neschopností ekosystémů uspokojit vzrůstající poptávku“.

<sup>82</sup> Příkladem aplikace metodiky může být program omezení environmentálních dopadů dopravy v regionu Sao Paulov Brazílii nebo program omezení dopadů dopravy průmyslu v Hajdarabádu Indii.

V evropském kontextu je dostupnost pitné vody spíše regionální, resp. se- zónní záležitostí. Dostupnost vody obecně je silně závislá na alokaci disponibilních vodních zdrojů mezi konkurenční užití (tj. pro sídla, zemědělství a průmysl). Nedostatek vody v jižních částech Evropy způsobují vysoké odběry pro zavlažování v zemědělství. Do budoucna se v souvislosti s klimatickou změnou očekává snížení množství a kvality vody zejména v letních měsících (zvláště ve střední a jižní Evropě) (EEA, 2005). Kvalita vody pro různá užití pro vodní ekosystémy je významným tématem, prioritně jsou řešeny zejména nebezpečné látky (např. těžké kovy) a tzv. nutrienty (fosfor a dusík) (EEA, 2009). Roztříštěný přístup k jednotlivým polutantům a zhoršující se stav vod zavadaly důvod k vytvoření rámcové evropské legislativy (viz dále).

V dalším textu se prioritně věnujeme českému kontextu regulace nakládání s vodami ve vazbě na požadavky související s evropskými směrnici. Soustředíme se na institucionální rámec a jeho navrhované modifikace.

### 11.2.2

#### Politika ochrany vod - instituce a nástroje

Vodní zákon<sup>83</sup> uvádí, že „povrchové a podzemní vody nejsou předmětem vlastnictví a nejsou součástí ani příslušenstvím pozemku, na němž nebo pod nímž se vyskytují“ (vodní zákon, § 3). Vodu jako tekoucí médium tedy nelze (na rozdíl od koryta vodního toku) vlastnit, jedná se o **přírodní zdroj ve správě státu**. Důvody tohoto uspořádání v ČR jsou především historické – zásada veřejného vlastnictví tekoucích vod byla přijata již v římském právu a odtudse chápání vody jako věci „ničící“ přeneslo středověkými právními kodexy do zemských a říšských norem. V roce 1948 byly vodní toky a další veřejné vody prohlášeny za majetek státu (Nietscheová, 1994).<sup>84</sup> Současné vymezení vlastnictví vody v ČR se významně neliší od situace v ostatních evropských státech. Argumenty pro veřejné vlastnictví vody jsou vedeny v etické – právní přístup ke kvalitní vodě pro každého občana planety (Agenda 21, 2007) – i ekonomické rovině, např. problém černého pasažera související s vysokými náklady na vyloučení ze spotřeby (Young, 2005). V důsledku toho, že voda je vzácná, avšak nevlastněná jednotlivci, je nezbytné vytvořit systém správy a alokační mechanismy vody pro různá užití.

<sup>83</sup> Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách (dále jen vodní zákon).

<sup>84</sup> Drobné vodní toky, které nebyly využívány k plavbě, byly ještě českými zemskými zákony z roku 1870 v některých případech soukromým vlastnictvím. Výhradní užívání vlastníky však mohlo být omezeno. Rovněž existovala vlastnická práva ke korytům vodních toků. Teprve zákon o vodách z roku 1973 prohlásil koryto vodního toku za součást vodního toku a všechny vodní toky včetně jejich pozemků se staly vlastnictvím státu bez náhrady. Některé pozemky tvořící koryta vodního toku byly v 90. letech v restitucích navráceny původním vlastníkům, což významně komplikuje současnou správu vod prováděnou státem (Nietscheová, 1994).

Správa vod v ČR je realizována dvěma hlavními skupinami organizací:

- správci povodí a správci vodních toků;
- vodoprávními úřady.

Nejvýznamnějšími **správci** je pět státních podniků Povodí, méně významné toky spravují další státní organizace (Lesy ČR, Zemědělská vodohospodářská správa – ZVHS), ale také obce či soukromé subjekty. Podmínkou je, že každého vodního toku musí být stanoven jeho správce. Správci zajišťují dohled nad státním majetkem, tj. pečují o koryto toku a vodní díla, dodávají informace a posudky pro rozhodování vodoprávních úřadů apod. Naproti tomu **vodoprávní úřady** vydávají konkrétní rozhodnutí (povolení) o užití vodních zdrojů. Jsou umístěny na úřadech obcí s rozšířenou působností a krajů. Právní mocí ústředního vodoprávního úřadu si mezi sebe dělí dvě ministerstva – Ministerstvo zemědělství ČR (dále MZE) pro záležitosti užití vod a Ministerstvo životního prostředí ČR (dále MŽP) pro záležitosti ochrany vod (Vlčková, 2006).<sup>85</sup>

Tato vícekolejnost řízení vodního hospodářství způsobuje četné koordinační a rozhodovací problémy. Výsadní postavení ve správě vod bylo nejprve počátkem 90. let přiděleno MŽP, do roku 1998 však postupně přecházely jednotlivé pravomoci na MZE, které se stalo zřizovatelem podniků Povodí (jejich nové právní formy) (Matula, 1998). Od této doby se datuje oddělení ochrany a užívání vod, ke kterému došlo i přesto, že obě tyto činnosti spolu velmi úzce souvisí a upřednostňování jedné omezuje druhou. V důsledku přijetí nové evropské legislativy (Rámcová směrnice vodní politiky – viz dále) dochází od roku 2000 k postupnému sblížení názorů obou ústředních orgánů na priority ve vodním hospodářství – jsou vytvářeny společné strategické dokumenty.<sup>86</sup> Operativní rozhodování na nižších úrovních státní správy je však často poznamenáno resortními pohledy správců vodních toků, vodoprávních úřadů a orgánů ochrany přírody a krajiny (např. postupy v rámci údržby koryt vodních toků, realizace protipovodňových opatření apod.). Realizovaná opatření jsou ovlivněna zdrojem poskytnuté dotace, kdy není výjimkou nekoordinované financování navzájem si odporujících akcí v rámci grantových schémat MŽP a MZE (Just, 2006).

V souvislosti s odběry vod a vypouštěním znečištěné vody do vodních ekosystémů se ve vodní politice uplatňují především administrativní nástroje, které jsou doplněny o ekonomické stimuly.

<sup>85</sup> *Pravomoci ústředních vodoprávních úřadů jsou doplňovány a substituovány dalšími ministerstvy, např. Ministerstvem zdravotnictví ČR ve věcech stanovení povrchových vod využívaných ke koupání a kontroly kvality pitné vody, Ministerstvem dopravy a spojů ČR ve věcech vodní dopravy apod.*

<sup>86</sup> *Např. Plán hlavních povodí ČR ([http://81.0.228.70/attachments/PHP\\_schvaleny\\_vladou1.pdf](http://81.0.228.70/attachments/PHP_schvaleny_vladou1.pdf), 3. 11. 2007) či Zpráva o stavu vodního hospodářství ČR v roce 2006 ([http://81.0.228.70/attachments/Modra\\_zprava\\_2006.pdf](http://81.0.228.70/attachments/Modra_zprava_2006.pdf), 3. 11. 2007).*

Odběr povrchové<sup>87</sup> či podzemní vody stejně jako vypouštění odpadních vod je možné provádět pouze na základě **povolení**, které vydávají vodoprávní úřady. V povolení je uvedeno, v jakém rozsahu a za jakým účelem může žadatel s vodami nakládat, případně jaká je nejvyšší možná míra znečištění odpadních vod (emisní limity). Povolení je časově omezeno a vydává se konkrétní právnické či fyzické osobě, nejedná se tedy o převoditelnou povolenku, která by plnila funkci vlastnického práva. Na jednotlivé činnosti jsou rovněž uvalovány **platby**, u nichž je z ekonomického pohledu významná především jejich konstrukce. Jedná se kromě jiného o:

- Platby k úhradě správy vodních toků a správy povodí, které se účtují za odběr povrchové vody. Výše platby je stanovena příslušným podnikem Povodí a je odvozena od provozních nákladů tohoto podniku za minulé období a množství odběrů v m<sup>3</sup>, na které se náklady rozpočítávají. V roce 2006 se tato platba pohybovala v intervalu 2–3,50 Kč/m<sup>3</sup> (MZE, 2007a).
- Poplatek za odběr podzemní vody (administrativně stanovený poplatek). Činí 2 Kč/m<sup>3</sup> pro účely výroby pitné vody a 3 Kč/m<sup>3</sup> pro jiné účely (MŽP, 2007b).
- Poplatky za vypouštění odpadních vod do vod povrchových, které jsou konstruovány jako dvousložková platba podle objemu vypouštěné odpadní vody (0,10 Kč/m<sup>3</sup>) a úrovně znečištění dle druhu a koncentrace konkrétní látky. Poplatek se platí, až když určitá látka v odpadních vodách překročí hmotnostní i koncentrační limit (viz příloha 2, vodní zákon).

První uvedená platba je příjmem příslušného podniku Povodí, v jehož hydrologickém povodí k odběru vody dochází. Poplatky za odběr podzemní vody jsou z 50 % příjmem Státního fondu životního prostředí ČR a z 50 % příjmem krajů. Poplatky za vypouštění odpadních vod směřují do Státního fondu životního prostředí ČR.

Do jaké míry odpovídají tyto „ceny“ vody její vzácnosti v podmínkách ČR, aby bylo dosaženo optimální alokace? A jak je u poplatků za vypouštění znečištění zohledněna teorie externalit?

**Platby za vodu:** Jak uvádějí zástupci MZE, platby za odběr povrchových vod dnes „nevyjadřují hodnotu povrchové vody, ale cenu služby, tj. umožnění dodávek, které zabezpečují státní podniky Povodí uživatelům vody“ (MZE, 2007a: 26). Tato cena tedy plní především „úlohu kompenzace nákladů, nikoli úlohu ekonomického nástroje, neboť v těchto cenách nejsou plně zahrnuty prostředky na rozvojové potřeby (částečně kryto dotacemi ze státního rozpočtu nebo jiných zdrojů) a nezahrnují ani náklady označované jako ekologické . . .“ (Matula, 1998: 31). Cena za odběr povrchové vody se tedy pohybuje pouze na

<sup>87</sup> Povolení k odběru povrchových vod není nutné pro osobní potřebu fyzické osoby, pokud k odběru není použito zvláštního technického zařízení (§ 36, vodní zákon).

úrovni provozních nákladů správcovských organizací, kdy většina investic do vodního hospodářství je dotována z externích zdrojů a náklady udržení zdroje v odpovídající kvalitě (bez ohledu na míru abstraktnosti tohoto cíle) nejsou dosud vyčíslovány, a tudíž ani uplatňovány. Pokud by tyto ceny měly zahrnovat všechny investiční i environmentální náklady (podle principu plné návratnosti nákladů<sup>88</sup>), lze očekávat jejich významné zvýšení.

Poněkud odlišná je situace u administrativně stanovených poplatků za odběry podzemní vody. Jedná se rovněž o platbu za čerpání přírodního zdroje, avšak sazba poplatku, která by měla ideálně vycházet z ocenění tohoto zdroje, není založena na žádné kalkulaci. Jak uvádí Miroslav Hájek z MŽP, „s tímto postupem se však počítá do budoucna, v současné době je sazba stanovená bez podrobnějších kalkulací“ (Hájek, 2002). Podle zástupců MŽP by povrchová a podzemní voda v průměru měla mít shodnou sazbu, aby nedocházelo k „neoprávněnému ekonomickému zvýhodnění“ některých výrobců pitné vody (obecně se má za to, že podzemní voda je u velkých vodáren v průměru stejně náročná na úpravu jako povrchová voda, jen v jiných ukazatelích jakostia s využitím jiné technologie).

U obou uvedených plateb za vodu odebíranou z vodních zdrojů můžeme tedy konstatovat, že se jedná o ceny bez vazby na vzácnost tohoto statku. Odhalení hodnoty vody pro různá užití (např. výrobu pitné vody, chlazení, zavlažování aj.) a určení optimální míry mezi užitím a ochranou vodního zdroje v konkrétním místě a čase je při neexistenci tržních cen přinejmenším obtížné, ale je zřejmé, že zákonodárce ani správce majetku se o nic takového prozatím nepokouší. Jsou tedy platby za vodu v ČR nízké či vysoké? A zvyšuje se či naopak snižuje vzácnost vody v čase? Na tyto otázky je obtížné odpovědět, stejně jako je obtížné hodnotit úspěšnost vodní politiky ve vztahu k alokaci statku ve správě státu. Jak vyplývá z vodohospodářských bilancí, v ČR je vody (až na lokální výjimky) prozatím dostatek, přičemž odběry ve většině sektorů (s výjimkou energetiky) zvolna v čase klesají (MZE ČR, 2007a). Případné lokální problémy jsou řešeny v rámci administrativního nástroje vydávání povolení, které respektuje zachování minimálního zůstatkového průtoku ve vodním toku. Skrývá-li v sobě současný systém vodního hospodářství riziko nadměrného užívání kvůli významnému podhodnocení plateb za odběry vody, pak tato distorze může zkomplikovat situaci při náhlé změně současných podmínek, např. při významném nárůstu poptávky po vodě ze strany zemědělského sektoru nebo při dlouhodobém snížení či redistribuci srážkových úhrnů. K obojímu může podle některých vědeckých zpráv<sup>89</sup> v budoucnosti dojít kvůli předpokládaným

<sup>88</sup> Rámcová směrnice vodní politiky (2000), čl. 9.

<sup>89</sup> Např. nedávná studie VÚV (2005): *Odhad objemu nádrží potřebného pro kompenzaci poklesu odtoku vlivem klimatické změny*. Peláková, Boersema, VÚV T. G. Masaryka, Praha, listopad 2005. ([http://www.mze.cz/attachments/VUV\\_klim\\_zmen.pdf](http://www.mze.cz/attachments/VUV_klim_zmen.pdf), 23. 8. 2007)

klimatickým změnám. Kamenem úrazu v řadě evropských států jsou již dnes nadměrně dotované odběry vody v rámci některých sektorů, které způsobují vyčerpávání zdrojů podzemní vody a zvyšují náklady na využívání vody ostatním spotřebitelům (Maestu, 2005).

**Poplatky za vypouštění:** Zatímco platby za odběry vody jsou cenou za čerpání statku ve správě státu, poplatky za vypouštění znečištění rámcově naplňují teorii externalit – platí subjekt, který zatěžuje vodu znečištěním, čímž např. zvyšuje náklady odběratelům vody pro účely výroby pitné vody, omezuje rekreační funkci vodních toků, působí degradaci vodních ekosystémů. Sazby poplatků v ČR za jednotlivé znečišťující látky jsou „odvozeny od nákladů souvisejících s provozováním příslušných zařízení na zamezení vypouštění odpadních vod . . . [Jejich] funkce spočívá v tom, že ten, kdo realizuje opatření k zamezení vypouštěného znečištění, nebude v nevýhodě oproti znečišťovatelům, resp. pro znečišťovatele by mělo být výhodnější realizovat opatření k omezení znečištění než platit poplatky“ (Hájek, 2002).

Tento způsob konstrukce se uplatňuje již od roku 1967. Jedná se o poplatky nákladového typu, které jsou určeny na základě kalkulace průměrných provozních (variabilních) nákladů čistíren odpadních vod včetně odpisů. Jelikož existuje řada typů odpadních vod, a tudíž i řada způsobů odstraňování znečištění, je nutné při výpočtu přijmout četná zjednodušení. Významným prvkem je zahrnutí mechanismu zvyšování poplatků v závislosti na růstu reálných cen čištění (Šedivý, 2007). K dalším využívaným metodám pro stanovení poplatků za vypouštění odpadních vod patří: a) odvození od výše škod, které vypouštěním odpadních vod v povrchových vodách vznikají, resp. výše poplatků je stanovena podle míry škodlivosti jednotlivých polutantů; nebo b) stanovení takové výši, aby výnos poplatků pokryl potřebu finančních prostředků potřebných k výstavbě čistíren odpadních vod (Šedivý, 2007). Lze konstatovat, že k diskutované internalizaci externalit má nejbližší přístup ad a).

Výhodou současně využívané metody je možnost relativně objektivního numerického zdůvodnění výše navržených poplatků pro jednotlivé látky. Nevýhodou české aplikace metody je absence pravidelné valorizace poplatkových sazeb – poplatky jsou stanoveny fixní částkou na kg znečišťující látky a platí od roku 1998. Pouze u některých látek došlo od roku 2005 ke snížení hmotnostních limitů pro zpoplatnění, tj. k faktickému zpřísnění regulace (vodní zákon, příloha 2). Tato skutečnost ohrožuje motivační funkci poplatků. Aby byla obnovena funkčnost poplatků za vypouštění odpadních vod jako účinného ekonomického nástroje, bylo by v současné době nutné je navýšit o cca 50 % a modernizovat. Návrhy v tomto duchu jsou předkládány, ale k jejich prosazení chybí politická vůle.<sup>90</sup>

<sup>90</sup> Rozhovor s pracovníkem MŽP ČR, Odbor ochrany vod, ze dne 26. 11. 2007.



Opět se tedy naskytá otázka, zda poplatky za vypouštění odpadních vod do povrchových plnů v současné výši svůj účel, tj. zda zajišťují optimální úroveň kvality vody. Jak jsme uvedli, princip „znečišťovatel platí“ je naplněn. Poplatky nejsou odvozeny od výše škody, kterou vypouštěná látka působí (což je striktní interpretace teorie externalit), ale od historických průměrných provozních nákladů čištění. Kvůli absenci alternativních propočtů však nelze říci, zda jsou výsledkem zvoleného postupu poplatky v nižší či naopak vyšší než „optimální“ výši. Hlavním faktorem, který lze označit za příčinu jejich postupné devalvace, je fixní stanovení poplatků na kg.

Kvalita povrchových vod se od počátku 90. let dramaticky zlepšila kvůli zavedení monitoringu bodových zdrojů znečištění, limitům, poplatkům a úpadku některých průmyslových odvětví. Řadu opatření ke zlepšení kvality vod (např. investice do čistíren městských odpadních vod) je rovněž nutné realizovat z titulu implementace evropských směrnic. Představený systém organizací, ekonomických a administrativních nástrojů tedy byl doposud schopen zajistit koordinaci hlavních zájmů v ochraně a využívání vody. Řada problémů týkajících se stavu vod se rovněž řeší prostřednictvím rozsáhlých dotačních programů (např. odbahňování nádrží a rybníků, budování protipovodňových opatření, čistíren odpadních vod aj.). V roce 2006 činily tyto dotace téměř 4 mld. Kč (MZE, 2007a). Tyto investice jdou nad rámec uživateli hrazených nákladů či objemu vybraných poplatků a jsou pokrývány ze státního rozpočtu nebo evropských zdrojů. Při zohlednění celkových nákladů na správu vod tedy není překvapivý závěr, že odběry vody i vypouštění znečištění jsou umožňovány za dumpingové „ceny“. To sice koresponduje s logikou veřejného charakteru vody a vodním prostředím poskytovaných „služeb“, avšak v konečném důsledku působí tyto ekonomické distorze proti optimálnímu využívání tohoto zdroje, což se může v budoucnu ukázat jako problém.<sup>91</sup>

Významnou změnu nastavení ekonomických nástrojů (zejména plateb za odběry vody) může do budoucna přinést již zmíněná Rámcová směrnice vodní politiky, která požaduje zavedení skutečné ekonomické ceny vody (včetně tzv. environmentálních nákladů a nákladů využívání zdroje) a zohlednění principu návratnosti nákladů vodohospodářských služeb. To by snížilo závislost celého odvětví na dotacích (Chave, 2001). Směrnice se však v současné době teprve zavádí, proto je obtížné odhadnout její dopady.

<sup>91</sup> V rámci vodního hospodářství ČR začínají nabývat na významu průřezové problémy zasahující do plochy povodí (tj. mimo koryta vodních toků). Jedná se např. o problém plošných zdrojů znečištění (zejména splachy hnojiv a vodní eroze) (MŽP, 2007b) a zvyšující se frekvence povodňových událostí (Čamrová a Jílková, 2006; Čamrová a kol., 2006).

### 11.2.3

#### Rámcová směrnice vodní politiky a její požadavky na změnu institucí

Rámcová směrnice vodní politiky (č. 2000/60/ES) je v současné době klíčovým právním předpisem a nahrazuje (či bude postupně nahrazovat) řadu starších vodních směrnic ze 70.–80. let.<sup>92</sup> Evropské společenství do těchto směrnic zakotvilo velké množství legislativních nástrojů, které se prolínaly s národními předpisy v jednotlivých členských státech. Původním záměrem bylo stanovit prioritní užití konkrétních vodních zdrojů (vody ke koupání, k chovu ryb, k výrobě pitné vody aj.) a následně určit jejich minimální standardy kvality podle tohoto prioritního užití. Tím mělo být zamezeno konfliktům mezi různými protichůdnými zájmy užívání vody (např. koupání versus chov ryb). Požadavky jednotlivých směrnic však byly roztržité a kvůli nedostatečnému monitoringu obtížně kontrolovatelné. Některé problémové oblasti (např. ochrana podzemních vod, přeshraniční znečištění vod) zůstávaly nedořešeny (Lanz a Scheuer, 2000).

Z těchto důvodů iniciovala Evropská komise v polovině 90. let diskusi o podobě nové vodní politiky. Kromě Evropského parlamentu a Rady se do procesu zapojili i zástupci samospráv v jednotlivých zemích, významní uživatelé vody, nevládní organizace aj. Výsledkem diskuse bylo zformulování sedmi základních principů, podle kterých byla následně navržena nová Rámcová směrnice vodní politiky (WISE, 2007). Dále se prioritně věnujeme dvěma:

- zavést správu vod podle hydrologických povodí;
- zajistit vyšší míru participace veřejnosti.

Rámcová směrnice vodní politiky požaduje vymezení tzv. **oblastí povodí** celé EU. To jsou hydrologické celky o takové velikosti, která umožní vytvořit efektivní organizaci odpovědnou za jejich správu. Např. v případě povodí Dunaje, které zasahuje území více než 13 států, není účelné stanovit jeduoblast povodí, jelikož účinná správa tak obrovského povodí není z politických a ekonomických důvodů možná. Směrnice proto stanoví kritéria, která by oblast povodí měla splňovat. Pro vymezení oblastí povodí je přípustné malá povodí sloučit nebo velká rozdělit (např. v ČR bylo vymezeno 8 oblastí povodí) (Chave, 2001). V rámci každé samostatné oblasti povodí se následně provádí monitoring a plánování, tzn. hospodaření s vodou je založeno na těchto jednotkách povodí. Oblasti povodí mají své hranice podle hydrologických dispozic, a proto procházejí napříč administrativním členěním území (obce, kraje, státy).

<sup>92</sup> Např. Směrnice o znečištění způsobeném nebezpečnými látkami vypouštěnými do vod (76/464/EEC) a další dceřiné směrnice se stanou součástí Rámcové směrnice vodní politiky a budou zrušeny do roku 2013. Směrnice o jakosti sladkých vod vyžadujících ochranu nebo zlepšení pro podporu života ryb (78/659/EEC) a Směrnice Rady 79/923/EEC o požadované jakosti měkkýšových vod budou v roce 2013 v důsledku existence nové legislativy zrušeny apod. (viz Lanz a Scheuer, 2000).

Nad každou oblastí povodí má být ustanoven samostatný tzv. **kompetentní orgán (úřad)**, který je odpovědný za stav vod a musí mít k dispozici pravomoci k dosažení vytyčených environmentálních cílů (tzv. dobrého stavu vod). Tuto funkci mohou převzít stávající organizace (podniky povodí, vodní komise, orgány ochrany životního prostředí) nebo je možné vytvořit zcela nové úřady. Je pouze nutné splnit podmínku, že každá oblast povodí bude řízena jako jediný a samostatný subjekt (Chave, 2001). Rovněž celé (mezinárodní) povodí skládající se z několika oblastí povodí musí být řízeno samostatnou organizací jako jeden subjekt. Dílčí oblasti povodí se přiřazují k dané mezinárodní oblasti povodí (Rámcová směrnice vodní politiky, 2000, čl. 3). Tímto způsobem by mělo být zajištěno, že vodní zdroje v pramenných oblastech budou využívány ohledem na potřeby uživatelů v dolních částech povodí, nikoli na jejich úkor, a to i v případě, že povodí řeky přesahuje hranice jednoho členského státu. Zároveň by v důsledku přesunu pravomocí na orgány malých oblastí povodí naopak na velkých mezinárodních povodích mělo dojít ke snížení přímého vlivu národních vlád na vodní politiku. Jako pozitivní příklady tohoto přístupu posloužily spolupráce členských států v povodích řek Mázy, Šeldy a zejména Rýna, kde byly v 80.–90. letech realizovány úspěšné programy revitalizace reintrodukce lososa (Klůvanková-Oravská, 2006).

Základním nástrojem pro rozhodování kompetentního orgánu je **plán oblasti povodí**. Tyto plány musely být vypracovány a schváleny do 9 let od nabytí účinnosti Rámcové směrnice vodní politiky (tj. do konce roku 2009). Kompetentní orgán v nich určuje současné nedostatky ve stavu vodních útvarů (na základě porovnání s kvalitativními cíli jednotnými pro celou EU) a specifikuje konkrétní opatření k dosažení dobrého stavu vod v časovém horizontu do 15 let od přijetí Rámcové směrnice vodní politiky (tj. do konce roku 2015). Protože plán může ovlivnit život lidí v oblastech povodí tím, že např. stanoví přísnější pravidla kontroly jimi prováděných činností nebo zavede povinnost platit nápravná či zlepšující opatření, očekávají se v tomto směru rozsáhlé diskuse s veřejností (Chave, 2001; Rámcová směrnice vodní politiky, 2000, čl. 13).

**Účast veřejnosti** má napomoci zvýšit veřejné povědomí o potřebě vodu chránit a začlenit do plánů různé zájmy a požadavky týkající se šetrného využívání vody nebo naopak jejího neuváženého či úspor. Smyslem účasti je tedy zejména informovat veřejnost a za její účasti vytvořit plány, které budou následně přijaty a naplňovány bez zásadních konfliktů. Směrnice výslovně neupravuje, jaký význam se má poskytnutým připomínkám přikládat. Je nutné vycházet z toho, že sice nejsou pro rozhodování závazné, avšak mělo by k nim být přihlíženo a měly by být vypořádány (Rámcová směrnice vodní politiky, 2000, čl. 14).

Až potud se popsaný proces významně neliší od schvalování např. územních plánů či procesů EIA, v rámci kterých rovněž může dotčená veřejnost vznášet připomínky, jež jsou následně vypořádány. Implementační dokumenty Rámcové směrnice vodní politiky však dále rozlišují **účast široké veřejnosti** (viz výše) a **aktivní účast zainteresovaných stran**.<sup>93</sup> Zainteresované strany jsou rovněž součástí široké veřejnosti a mohou zasílat připomínky, zároveň by se však na celém procesu plánování měly aktivně podílet. Rozdíl ve stupni zapojení znázorňuje tabulka 11.

<b>informace</b>	<b>konzultace</b>	<b>spoluúčast</b>	<b>spolupráce</b>	<b>delegování</b>
Veřejnost je informována.	Veřejnost je vyslyšena předtím, než je učiněno konečné rozhodnutí.	Veřejnost může ovlivňovat konečná rozhodnutí.	Veřejnost dává souhlas s rozhodnutím.	Veřejnost sama (zčásti) rozhoduje.
metody: vhazování zásilek, tisk, rozhlas, internet, výstavy, oběžníky, přednášky, exkurze	metody: shromáždění stanovisek, termíny veřejných projednávání, ankety, rozhovory, aktivující dotazování, zahrnutí klíčových názorových skupin	metody: pracovní skupiny, poradní grémia a fóra, komise pro plánování	metody: lokální partnerství, kulaté stoly, mediace, spolupráce při obhajování stanovisek plánu	metody: pracovní skupiny, lokální partnerství
<b>aktivní účast</b>				

Zdroj: Creighton in Muro, 2006

Tab. 11: Stupně účasti veřejnosti a jejich metody

<sup>93</sup> Zainteresovanými stranami jsou např. veřejná správa, pracovníci výzkumných ústavů a jiní odborníci, uživatelé vody, vlastníci pozemků přilehlých vodním tokům (zejména zemědělci), v ČR rovněž vlastníci koryt vodních toků, místní či zájmové nevládní neziskové organizace a další subjekty, jejichž zájmy jsou plánováním dotčeny (Souhrnná strategie, 2007).

Aktivní účast jde tedy nad rámec poskytování informací a konzultací a přiznává jednotlivým subjektům silnější účastnická práva. Podle pokynů k implementaci směrnice je aktivním zapojením „možnost zainteresovaných stran se aktivně podílet na procesu přípravy plánů formou diskuse o jednotlivých otázkách a příspěvků k jejich řešení. Zásadní pro aktivní zapojení veřejnosti je možnost účastníků proces ovlivňovat. To samozřejmě nemusí automaticky znamenat, že ponese odpovědnost za vodní hospodářství“ (Souhrnná strategie, 2007: 17). Jakou konkrétní podobu by měla aktivní účast mít, Rámcová směrnice vodní politiky nespécifikuje a konkretizaci přenechává národní legislativě, která má aktivní účast podpořit. Okruh aktivně zúčastněných zainteresovaných stran rovněž určují členské státy (pokud na národní úrovni není provedena specifikace aktivní účasti, pak výběr provádějí kompetentní orgány v oblastech povodí).

Silnou motivací k formálnímu zvýšení vlivu veřejnosti na správu statku „voda“ byla mimo jiné sílící kritika dosavadních, centrálně plánovaných systémů. Kritici poukazovali na to, že stát a jeho instituce ztratily v posledních desetiletích na důvěryhodnosti, což vede k nižší akceptaci rozhodnutí prováděných státem. Požadavek větší účasti veřejnosti vychází z poznání, že plánování a rozhodování není pouze vědeckým, ale především politickým procesem. To znamená, že plánovaná rozhodnutí je nezbytné obhájit nejen na vědecké, ale i na společenské a politické úrovni. Nedostatky státních regulačních systémů jsou shrnuty do několika bodů (Beierle in Muro, 2006):

- veřejnosti scházejí vědomosti, je o ochraně životního prostředí nesprávně informována;
- hodnoty a preference veřejnosti nejsou ze strany nositelů rozhodnutí dostatečně zohledňovány;
- inovativní řešení se téměř nevyužívají;
- chybí důvěra, a tudíž i ochota akceptovat rozhodnutí státu ze strany těch, kteří nesou jeho dopady.

Má se za to, že tyto nedostatky mohou být pomocí informování a konzultací s veřejností zmírněny a pomocí diskusí a jiných forem aktivního zapojení hlavních zájmových skupin zcela překonány. Důsledkem účasti veřejnosti je pak transparentní a konsensuální správa vod v rámci dané oblasti povodí.

Shrneme-li výše uvedené, Rámcová směrnice vodní politiky prosazuje myšlenku, že správa vod má být organizována spíše podle hydrologických jednotek než podle politicko-administrativních hranic. Tento způsob správy bývá nazýván integrovaným managementem povodí (*integrated river basin management*) (Moss, 2003), jelikož kromě problémů týkajících se koryt vodních toků by měly být ve větší či menší míře řešeny i průřezové problémy v celé ploše sledovaného povodí. Přerozdělením pravomocí ve prospěch kompetentních orgánů má dojít k faktické decentralizaci vodní politiky na úroveň oblastí povodí. Nadřízenými

orgány správ dílčích oblastí povodí by se měly stát pouze správy hlavních či mezinárodních povodí koordinující užití vod od pramene řeky až po její ústí do moře.<sup>94</sup> Takto ustanovená struktura institucí (i organizací) má za úkol naplňovat kvalitativní cíle pro jednotlivé typy vodních útvarů, jež jsou stanoveny jednotně Evropskou komisí.<sup>95</sup> Zvolené nástroje k dosažení těchto cílů jsou shrnuty v šestiletých plánech oblastí povodí, které jsou vytvářeny v úzké spolupráci s veřejností (zejména za aktivní participace hlavních zájmových skupin v povodí).

### 11.2.4

#### Diskuse o implementačních překážkách

V praxi je však již nyní možné identifikovat některé problémy, jež se týkají jak ustanovení kompetentních orgánů, tak reálného naplňování podmínky účasti veřejnosti.

Instituce navržené Rámcovou směrnicí vodní politiky se řídí požadavkem místního (geografického) souladu (FIT) mezi ekosystémem a režimem správy (viz kapitola 5.4). Významnou komplikací je však zjištění, že dosažením uvedené teritoriálního souladu správy vod s povodím se vytváří nový problém souhry (INTERPLAY) s ostatními institucemi. Jak uvádí Timothy Moss (2003): „Tento problém může různými způsoby snižovat efektivnost fungování správ povodí. V prvé řadě je napadána jejich politická legitimita a odpovědnost. Kompetentní orgány se územně liší od demokraticky zvolených orgánů obecních a krajských samospráv, a tedy nemají vůči nim odpovědnost . . . Zadrhé vytváříme řešením hraničních problémů v rámci přímých institucí pro správu vod nové hraniční problémy s takovými oblastmi politiky, jež mají hlavní vlivna užití vody, jako je např. územní plánování, zemědělství, lesnictví, doprava a energetika.“ Z tohoto důvodu Rámcová směrnice vodní politiky neobsahuje striktní požadavek na vytvoření zcela nových úřadů podle oblastí povodí, pokud je možné stanovené cíle naplnit se stávajícími organizacemi, jež jsou pouze vybaveny dodatečnými potřebnými pravomocemi (viz rámeček).

Neméně zajímavá je situace v ČR. Jelikož se zde již od roku 1966 uplatňoval princip správy vodních zdrojů podle hydrologických povodí, nezpůsobilo vymezení oblastí povodí zásadní problém (existujících 5 povodí Vltavy, Ohře, Labe,

<sup>94</sup> Např. oblast povodí s názvem Horní Vltava je součástí mezinárodního povodí Labe, oblasti povodí Moravy jsou součástí mezinárodního povodí Dunaje apod. České kompetentní orgány (podniky Povodí – viz dále) tak podléhají mezinárodním komisím ustanoveným pro správu celého povodí Labe a Dunaje.

<sup>95</sup> Nejednáseduoúplnoudecentralizacipravomocívesmyslstanovenícílů, alepouzeedomožnostívolby nástrojů. Voda zůstává statkem ve správě státu – preambule Rámcové směrnice vodní politiky: „Voda není komerčním produktem jako ostatní výrobky, ale spíše dědictvím, které musí být chráněno, sřeženo a nakládáno s ním jako s takovým“ (Rámcová směrnice vodní politiky, 2000).

### **Diskuse požadavků na institucionální rámec v Rámcové směrnici vodní politiky**

Původní návrh směrnice obsahoval povinné ustanovení nových a relativně samostatných kompetentních orgánů nad jednotlivými oblastmi povodí. Na nátlak Německa však byla tato formulace změněna ve prospěch obecnějšího vymezení. Důvodem nátlaku byla obava z rozsáhlých institucionálních změn v německém vodním hospodářství, jež je organizováno ve třech úrovních (federální, zemské, lokální) podle administrativních hranic (Moss, 2003).

Naplňování uzákoněného požadavku je celkově jednodušší v zemích s historií správy vod podle hydrologických povodí (např. Francie, Velká Británie). V Německu se diskutovalo o dvou modelech nové správy vod: a) vytvoření samostatných plánovacích svazů, na které by byly převedeny pravomoci i finanční zdroje, nebo b) vytvoření koordinačních orgánů mezi spolkovými zeměmi pouze pro ty oblasti povodí, které přesahují území jedné země. Jak uvádí Muro (2006: 116–117): „Předností svazového modelu by jistě bylo vytvoření vlastní politické jednotky s rozhodovacími pravomocemi. Tím by byl proces plánování a správy značně usnadněn. Na druhé straně by takový model znamenal značnou ztrátu kompetencí zemí, komunálních účelových svazů a obcí. Nakonec bylo rozhodnuto pro koordinační model.“

Moravy a Odry bylo rozděleno na celkem 8 menších oblastí povodí). Kompetentními úřady se však nestaly správci povodí (5 státních podniků Povodí), ale na celostátní úrovni MŽP a MZE a na regionální úrovni kraje. Zatímco MŽP celý proces zavádění směrnice koordinuje a podává zprávy Evropské komisi, MZE je řídicím orgánem pro plánování v oblasti vod (v jednotlivých oblastech povodí zpracovávají požadované podklady podniky Povodí). Krajské úřady při tvorbě plánů oblastí povodí spolupracují a kraje v samostatné působnosti budou konečnou verzi plánů schvalovat. Všechny uvedené organizace jsou součástí vytvořených komisí pro plánování, které existují na celostátní úrovni i v jednotlivých oblastech povodí (MZE, 2004). Stejně jako Německo preferovala i ČR zachování současné organizační struktury – nedošlo např. ke sloučení pravomocí správců povodí a vodohospodářských úřadů, nadále paralelně existují organizace pro správu drobných vodních toků (Lesy ČR, ZVHS) apod.

V souvislosti s naplňováním požadavků účasti veřejnosti pozorovatelé celého procesu<sup>96</sup> zdůrazňují jako klíčovou ochotu kompetentního orgánu proces zorganizovat a historické zkušenosti obyvatel s angažováním se v otázkách ochrany či užití vody. Účast veřejnosti vyžaduje vynaložit dodatečné zdroje na propagaci plánovacího procesu a značné úsilí, aby se veřejnost zapojila. Nositelem těchto nákladů jsou kompetentní orgány. Zároveň však účast veřejnosti (zejména aktivní účast zainteresovaných skupin) limituje autoritativnost rozhodování úřadů – celý proces se stává průhlednějším a více podléhá veřejné kontrole. To nemusí být ze strany úředníků vždy chápáno pozitivně, především tehdy, nemá-li účast veřejnosti na rozhodování v dané zemi dlouhou tradici. Existuje nebezpečí, že zákonné požadavky týkající se účasti veřejnosti budou naplněny pouze formálně (Muro, 2002).

Západoevropské státy mají v oblasti zapojení veřejnosti do vodní politiky možnost navazovat na předchozí zkušenosti. Vzhledem k historickému vývoji lze očekávat vyšší míru angažování obyvatel ve věcech veřejných a stabilnější lépe fungující neziskový sektor. Situace v ČR (ale i jiných státech východní Evropy) je odlišná. Vodní politika byla až doposud silně centralizovaná. Města a obce disponují nízkou úrovní znalostí, pravomocí i finančních prostředků. Veřejnost se po roce 1997 angažuje především v otázkách výstavby protipovodňových opatření (vyvíjí tlak na zastupitele samospráv), kontroverzní stavební akce monitorují (případně blokují) ekologické nevládní organizace. Účast veřejnosti i zainteresovaných stran na procesu plánování byla velmi nízká. Existují rozpaky ze strany kompetentních orgánů, jak proces organizovat, přičemž tyto orgány nemají dostatečné finanční ani personální zdroje. Široká veřejnost i většina zainteresovaných stran je doposud pasivní, jelikož nejsou zřejmé přímé dopady konkrétních opatření k dosažení dobrého stavu vod na jednotlivé uživatele. Aktivita ekologických nevládních organizací (jako jediné aktivní zainteresované strany) je kompetentními orgány přijímána na základě předchozích negativních zkušeností chladně, čímž vzniká u této skupiny dojem, že účast veřejnosti v ČR bude naplněna pouze formálně (Slavíková a kol., 2011).

### 11.3

## Nakládání s odpady

Odpady jsou chápány jako nežádoucí látky znečišťující různé složky životního prostředí (vodu, půdu, ovzduší). Ze své podstaty odpovídají pojetí negativních externalit.

<sup>96</sup> Zejména mezinárodní vědecké výzkumné týmy (<http://www.harmonicop.uos.de/>, <http://www.governat.eu/>).



Samotná fyzická existence odpadů a nutnost s nimi jakkoli nakládat budí představu, že zamezíme-li vzniku odpadů, předejdeme všem negativním jevům, které se k nim váží (zápach, hmyz, resp. potkání a jiní živočišné nalézající útočiště v haldách odpadu, ztráta estetické hodnoty krajiny v důsledku skládek odpadu apod.). Produkce odpadů je však neoddělitelně spjata s existencí člověka a jeho jednáním (Rathje a Murphy, 2001; Melosi, 2005).

### 11.3.1

#### Problémy v odpadovém hospodářství

K nejvýznamnějším problémovým okruhům odpadového hospodářství podle toho, jak je v současné době definují strategické dokumenty, lze zařadit (POH, 2003; SMO ČR, 2011):

- celkovou produkci odpadů;
- produkci a nakládání s komunálním odpadem;
- způsoby nakládání s odpady;
- produkci a způsoby využití obalů a obalových odpadů.

Vyčerpatelnost primárních surovinových zdrojů a kapacit na odstranění odpadu je velice úzce spojena s přesvědčením, že současná (konzumní) společnost produkuje odpadu „příliš“. Slovy senátora Gora (1994: 137): „Jejich objem je dnes tak velký, že nám docházejí vhodná místa k jejich skládkování.“ Poklesem produkce odpadu by se vyřešil nejen problém vyčerpatelnosti surovinových zdrojů, ale i nedostatek zařízení na odstraňování odpadu. Kolik odpadů by však mělo být optimálně vytvářeno (např. v podobě kvantifikovatelného cíle), v strategických dokumentech chybí. Informace, že současná společnost (a nezáleží na tom, zda se jedná o společnost v ČR nebo EU) produkuje nadměrné množství odpadu, je však implicitně obsažena ve všech návrzích cílů a následných nástrojů.

Problém s komunálními odpady spočívá zejména v nevyhovujících způsobech nakládání s tímto odpadem, tzn. vysoká míra skládkování a nízká míra využití a recyklace. Tímto způsobem dochází k plýtvání využitelnými surovinami, které se uložením na skládku nenávratně ztratí.<sup>97</sup>

Vedle komunálních odpadů jsou významně regulovány také obaly a obalové odpady, a to i přesto, že se objemově jedná o méně významný odpadový tok (zhruba 5 % z celkové produkce odpadů). V poslední době však světová média

<sup>97</sup> To však zpochybňuje prof. Porter, když uvádí, že právě tento pohled, velmi často používaný jako argument pro recyklaci odpadu, je chybný. Skládky naopak považuje za místo, kde jsou suroviny ukládány pro jejich budoucí užití: „Ačkoli dnes využíváme levně získané primární suroviny a poté je vyhazujeme, skládky je uskladňují pro jejich budoucí užití“ (Porter, 2002: 125).

zaplavují zprávy o vzniku umělých ostrovů v oceánech, které jsou tvořeny obalovými (především plastovými) odpady<sup>98</sup> apod.

Jakkoli jsou uvedené environmentální problémy všeobecně vnímány jako zásadní, jejich samotnou definici doprovází určitá míra kontroverze. Na jedné straně jsou tyto problémy obecně akceptovány národními i mezinárodními organizacemi a jsou východiskem pro formulaci klíčových politik (např. Tematické strategie prevence a recyklace odpadu Evropské unie, resp. Rámcové směrnice o odpadech).

Na druhé straně jsou v odborných kruzích předmětem kritiky. Např. Simon (2006) nebo Lomborg (2006) předkládají argumenty, které dokazují, že problém s kapacitami na odstraňování odpadu je pouze mýtem a kapacit je naopak dostatek. Stejného názoru je i Benjamin (2007), který dodává, že mýtem je i snaha recyklovat odpad s cílem snížit těžbu primárních surovin (ilustrováno na příkladu těžby dřeva a recyklace papíru). I přes uvedenou kontroverzi je oblast nakládání s odpady silně regulována (Baum a kol., 2000).

### 11.3.2

#### Politika nakládání s odpady - instituce

Politika nakládání s odpady má v současné době dvě dimenze: národní a nadnárodní. Národní dimenze odráží priority rozvoje odpadového hospodářství v ČR, nadnárodní zohledňuje priority rozvoje na úrovni Evropské unie, jejichž realizace je však odpovědností jednotlivých členských států.

Evropská politika nakládání s odpady se začala formovat v polovině 70. a na počátku 80. let 20. století. Hlavním motorem nárůstu zájmu o odpady byla řada skandálů, které měly původ v nešetrném nakládání s odpady a zřejmém negativním vlivu takového nakládání na lidské zdraví. Jednalo se např. o nehodu chemičky v Sevesu (severní Itálie) v roce 1976 a následnou nelegální přepravu toxického odpadu obsahujícího dioxiny za hranice země (Evropská komise, 2006).

Výsledkem těchto událostí, v nichž hlavní roli hrály odpady, bylo přijetí klíčových směrnic – zejména **směrnice o odpadech** (75/442/ES) z roku 1975. Cílem této směrnice bylo vytvořit základní „pravidla hry“ pro nakládání s odpady, která do té doby chyběla. Ke klíčovým záměrům této směrnice patřila snaha regulovat způsoby nakládání s odpady a přimět členské státy k přijetí norem, které by nutily původce odpadů k prevenci jejich vzniku, k opětovnému využívání odpadů, jejich recyklaci či využití (s cílem získávat druhotné suroviny, resp. energii z odpadů) a v neposlední řadě i k environmentálně

<sup>98</sup> Více informací je možné získat na stránkách EPA (Environmental Protection Agency), které se zabývají mořským odpadem (marine debris): <http://waster.epa.gov/type/oceb/marinedebris/index.cfm>, kde jsou uvedeny další odkazy na odborné články a studie ze zahraničního tisku.

## Odpady v historii

Nárůst politického zájmu o odpady v 70. letech 20. století, motivovaný nárůstem množství a problémy vznikajícími v procesu jeho odstraňování, vytváří dojem, že jde o odraz života současné „konzumní“ společnosti (Porter, 2002). Jak však ukazují archeologické nálezy, je „odpadový problém“ nedílnou součástí celé existence lidského bytí a nikoli pouze kumulace problémů současné společnosti.<sup>99</sup>

Způsoby nakládání s odpady se od počátku lidské civilizace v podstatě nezměnily. Ve starověku převládalo odhazování odpadu či jeho ukládání na místo k tomu určené nad jinými způsoby nakládání. Byly využívány jednoduché metody, které vyvolávaly minimální náklady – vyhození z okna domu, do řeky a v pokročilejší společnosti ukládání na skládku, resp. smetiště (Melosi, 2005). Umístění skládek odpadu bylo vybíráno tak, aby se snižovalo riziko ohrožení zdraví (ukládání za město apod.).<sup>100</sup> Problém s odpady nastal až v okamžiku, kdy se lidé začali koncentrovat do měst a stávající způsoby nakládání s odpady se staly neúnosnými (období průmyslové revoluce). Až do 70. let 20. století však měla většina problémů pocházejících z existence odpadů pouze lokální či regionální charakter, čemuž odpovídá omezená účinnost přijímaných opatření. Detailní informace o historickém vývoji opatření k řešení odpadových problémů je možné najít v Melosi (2005) nebo Rathje a Murphy (2001).

I v současné době se většina odpadu skládá, ačkoli prosazovaná hierarchie nakládání s odpady označuje tento způsob za nejméně preferované řešení (předcházení vzniku odpadů, opětovné využití a recyklace jsou upřednostňovány) (Rámcová směrnice o odpadech, 2008).

<sup>99</sup> *Příkladem z dějin českého národa budiž druhá pražská defenestrace ze dne 23. května 1618. Předmětem defenestrace z oken královského paláce do hradního příkopu byli královští místodržící Vilém Slavata, Jaroslav Bořita z Martinic a písař Fabricius, kteří se i přes více než dvacetimetrový pád nezabili. Příčinou tohoto zázraku bylo smetiště v podhradí tvořené směsí papíru a splašků vyhazovaných okny Pražského hradu, které jinak dlouhý pád zbrzdily (Havránek, 2006: 3).*

<sup>100</sup> *Jak dokládají Bilitewski a kol. (1990: 1), pak již 9 000–8 000 let př. n. l. lidé ukládali odpad mimo osídlené oblasti tak, aby předcházeli potenciálním problémům s nemocemi či divokou zvěří.*

šetřnému odstraňování odpadu v případě, že jej nelze využít jiným způsobem. Nejznámějším přínosem této směrnice byla formulace tzv. **hierarchie nakládání s odpady** v této podobě:

- předcházení vzniku;
- úprava za účelem opětovného využití;
- recyklace;
- jiné využití (např. energetické);
- odstranění.

Ke konci 80. let se začaly stále více vyostřovat problémy spojené s odstraňováním a zejména přepravou nebezpečného odpadu do rozvojových zemí. Jak uvádí Evropská komise (2006), tento vývoj byl výsledkem narůstající environmentální regulace v jednotlivých členských zemích EU, která vedla k dramatickému nárůstu nákladů na odstraňování nebezpečného odpadu. Přírodním důsledkem rostoucích nákladů pro původce odpadu byla snaha odstranit nebezpečné odpady mimo území členských států EU. Reakcí na tento vývoj bylo nejen uzavření tzv. **Basilejské úmluvy** o kontrole pohybu nebezpečných odpadů přes hranice států a jejich zneškodňování z roku 1989, ale i **směrnice o nebezpečných odpadech** z roku 1991 (91/689/EHS).

Pro 90. léta byla typická snaha konkretizovat podmínky nakládání pro jednotlivé odpadové toky, jež mají při nešetrném nakládání zásadní dopady na životní prostředí a lidské zdraví, např. baterie a akumulátory, odpady z polychlorovaných bifenylnů (PCB) a polychlorovaných terfenylnů (PCT). Nejvýznamnější směrnici z tohoto období však byla směrnice, které regulovala nakládání s **obaly a obalovými odpady** (94/62/ES). Tato směrnice reagovala na skutečnost, že značný objem odpadů produkovaných ve městech a obcích pochází z obalů (především plastu, skla, ale i papíru). Tato směrnice definovala pro odpadové hospodářství velmi významný nástroj – tzv. povinnost zpětného odběru, a současně formulovala tzv. recyklační kvóty neboli povinnost výrobců a dovozců obalů zajistit, aby byl určitý podíl zpětně odebraných obalů (po ukončení životnosti výrobku) recyklován či jinak (např. energeticky) využit.

Konec 20. století přinesl ještě jednu zcela zásadní směrnici, která doplnila chybějící aspekt minulé regulace – formulovala technická pravidla pronakládání s odpady. V roce 1999 byla přijata **směrnice o skládkách odpadu** (1999/31/ES), která formulovala technické a bezpečnostní podmínky pro umístění, provoz a ukončení životnosti skládek odpadu. Současně se jasně vyslovila pro cíl snížit množství biologicky rozložitelného komunálního odpadu ukládaného na skládky do roku 2020, tedy odpadu, který je příčinou vzniku skládkového plynu, jenž se podílí na globálních změnách klimatu (obsahuje metan jako jeden z nejvýznamnějších skleníkových plynů). Tuto směrnici doplnila v roce 2000 **směrnice o spalování odpadu** (2000/76/ES).

Pro formování současné politiky nakládání s odpady v rámci EU byly významné nejen uvedené směrnice, ale i **Strategie pro odpadové hospodářství** z roku 1996.<sup>101</sup> Ta měla podobu formalizované odpadové politiky, neboť obsahovala nejen jasně specifikované cíle týkající se naplňování hierarchie nakládání s odpady, ale i nástroje, jak tyto cíle naplnit.<sup>102</sup>

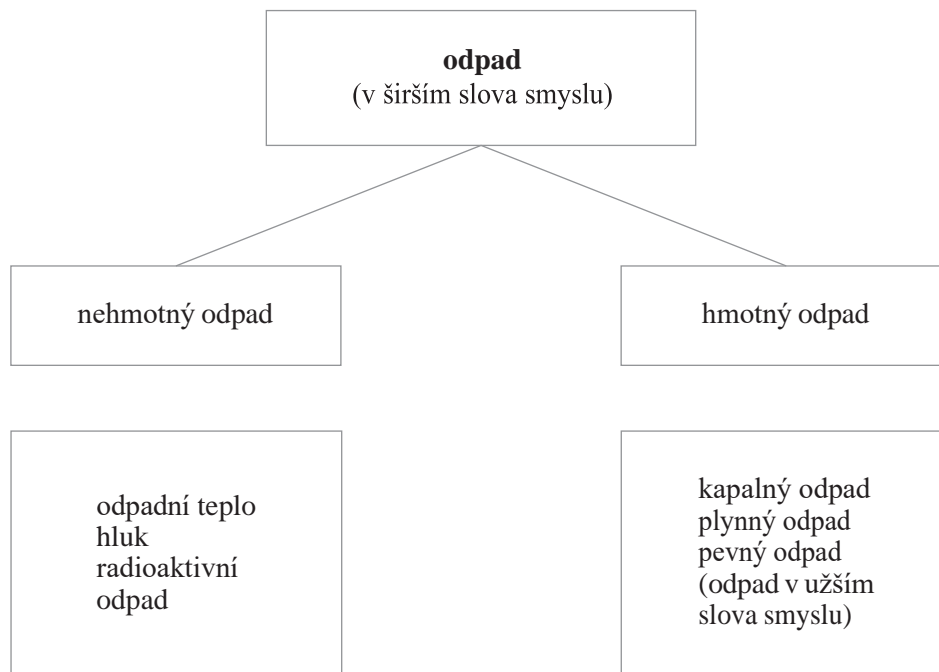
Vývoj české politiky v nakládání s odpady navazuje na dění v rámci EU s tím, že systematická snaha formulovat strategický vývoj odpadového hospodářství v ČR nastala až po roce 1989. Do té doby nebyly na poli odpadového hospodářství podniknuty žádné strategické kroky a otázka odpadů byla integrována do systému toku druhotných surovin. V roce 1991 vznikl první zákon o odpadech č. 238/1991 Sb., na jehož základě byly připravovány programy odpadového hospodářství původců odpadu, obcí a okresů a současně i **Program odpadového hospodářství ČR** (1995). Jak však přiznávají tvůrci pozdějšího plánovacího dokumentu (POH ČR), tento program nebyl uplatňován v praxi, což bránilo zahájení plánovacího procesu v ČR. Od roku 1999 začaly práce na tvorbě **Koncepce odpadového hospodářství ČR**. Povinnost tvorby tohoto dokumentu vyplývala z druhého zákona o odpadech č. 125/1997 Sb. a následně se týkala i krajů ČR. Poslední fáze plánování a tvorby strategických dokumentů v ČR začala v roce 2002. V roce 2001 vznikl zatím poslední Zákon o odpadech č. 185/2001 Sb., který mimo jiné formuloval povinnost definovat **Plán odpadového hospodářství ČR** (2003) a následně i původců odpadu a krajů. Vedle tohoto zákona vznikl paralelní Zákon č. 477/2001 Sb., o obalech a obalových odpadech, který je transpozicí evropské směrnice. V současné době se Česká republika nachází ve fázi tvorby věcného záměru nového zákona o odpadech, který by měl vstoupit v platnost v roce 2014. Posledním krokem k tvorbě strategických dokumentů v podmínkách ČR je Strategie rozvoje nakládání v obcích a městech ČR (2011), kterou připravil Svaz měst a obcí ČR ve spolupráci s Asociací krajů ČR.

Klíčem pro pochopení regulace nakládání s odpady je samotný pojem **odpad** a následně i osoba označovaná za **původce odpadu**. Objektem regulace se totiž stává každý, kdo produkuje odpad – „každou movitou věc, které se osoba zbavuje nebo má úmysl nebo povinnost se jí zbavit a přísluší do některé ze

<sup>101</sup> *Communication from the Commission on the Review of the Community Strategy for Waste Management and Draft Council Resolution on Waste Policy. COM (96) 399.*

<sup>102</sup> *Dalším dokumentem, který určoval směřování odpadového hospodářství v rámci EU v podobě specifikace cílů, byl 6. environmentální akční plán EU (2002–2012). Na základě tohoto plánu byla v roce 2005 formulována Tematická strategie pro předcházení vzniku odpadů a jejich recyklaci, která měla definovat cesty, jak dosáhnout cílů uvedených v 6. environmentálním akčním plánu EU. Na základě této strategie byla rovněž revidována rámcová směrnice o odpadech, která nesla označení 98/2008/ES.*

skupin odpadů uvedených v příloze č. 1 k zákonu o odpadech<sup>103</sup>. Odpady jsou přitom chápány v užším slova smyslu neboli jako pevné odpady (obrázek 33).



Zdroj: Weiland, 1993

Obr. 33: Širší pojetí pojmu odpad

Původcem odpadů může být právnická osoba nebo fyzická osoba oprávněná k podnikání. V případě odpadů produkovaných nepodnikající fyzickou osobou (neboli spotřebitelem) je za původce odpadů považována obec, a to od okamžiku, kdy tato osoba odpad odloží na místě, které k tomuto účelu obec určí.<sup>104</sup> Z tohoto pojetí původce odpadu rovněž vyplývá, že v případě tvorby politiky nakládání s odpady je třeba odlišovat, kdo je původcem odpadu. Jiné motivace a reakce na danou regulaci je možné očekávat u firem a jiných právnických osob, které (produkují-li odpad) jsou původci odpadu, a u spotřebitelů, kteří nejsou původci odpadu, a tudíž se na ně nevztahují povinnosti definované právními normami. Zatímco na firmy tak dopadá odpadová regulace přímo, spotřebitelé přejímají odpovědnost za produkování odpadu pouze zprostředkovaně v podobě obecních vyhlášek.

<sup>103</sup> Více § 3 Zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech.

<sup>104</sup> *Ibid.*, § 4.

### Vývoj produkce odpadů v ČR

Působení regulace v oblasti nakládání s odpady a definování strategických cílů odpadové politiky (např. v podobě POH) vedlo dle Zprávy o životním prostředí ČR v roce 2009 (MŽP, 2010) k několika pozitivním trendům. Především od roku 2004 klesá materiálová náročnost HDP české ekonomiky, což naznačuje, že se zvyšuje efektivita využívání vstupů při výrobě finální produkce a současně má za následek nižší produkci odpadů (na druhé straně je třeba přiznat, že je materiálová náročnost HDP v ČR stále vyšší, než činí průměr EU 15 i EU 27). Tento dlouhodobý trend je možné označit za známku decouplingu neboli snižování zátěže životního prostředí v podobě spotřeby materiálů za současného nárůstu výkonnosti ekonomiky v podobě HDP. Pozitivním důsledkem klesající materiálové náročnosti HDP je i pokles celkové produkce odpadů v ČR (o 21 % oproti roku 2003).

Česká republika patří k zemím s nejnižší celkovou produkcí odpadů na obyvatele – ČR vyprodukovala v roce 2009 2,4 t odpadů na obyvatele, což je zhruba 1/3 průměru EU 27. Komunální odpad tvoří přibližně 15 % z celkové produkce odpadů v ČR, přičemž jeho objem od roku 2005 mírně narůstá (na současných zhruba 320 kg/obyv.×rok). I v tomto případě platí, že produkce komunálního odpadu v ČR je jednou z nejnižších v rámci EU (MŽP, 2010).

### 11.3.3

#### Nástroje regulace

Pro regulaci nakládání s odpady se v současné době využívá velmi rozsáhlého nástrojového mixu, v němž nejvýznamnější roli hrají především ekonomické nástroje. K těm nejdůležitějším patří zejména poplatky za ukládání odpadu na skládku, finanční rezerva na rekultivaci a asanaci skládek, platby za komunální odpad, zálohy nebo v poslední době obchodovatelná povolení v oblasti odpadového hospodářství. Mimo ekonomické nástroje hraje velmi důležitou roli i nástroj, který je možné zařadit mezi nástroje administrativní, a sice povinnost zpětného odběru. Těmto nástrojům se věnujeme v dalším textu.

Významným administrativním nástrojem jsou **recyklační kvóty** – evropská legislativa definuje konkrétní míru recyklace a využití obalových odpadů<sup>105</sup>, které má být dosaženo do roku 2012 v závislosti na příslušné komoditě (papír,

<sup>105</sup> Pro rok 2012 byly definovány následující cíle recyklace, resp. využití obalových odpadů: papír a lepenka 70 %, sklo 70 %, plast 27 %, kovy 50 %, dřevo 15 %, celkem 55 % (resp. 60 % využití).

plasty, sklo, kovy, dřevo a celkem). Těchto cílů přitom musí dosáhnout ti, kteří uvádějí obaly nebo balené výrobky na trh nebo do oběhu (převážně se jedná o výrobce a dovozce, ale i plniči, distributoři či maloobchod). Cílem tohoto opatření je donutit výrobce a dovozce, aby nesli náklady na odstranění obalů po ukončení jejich užitných vlastností. Porter (2002: 31) k tomu uvádí: „Společenským problémem je donutit výrobce a/nebo spotřebitele, aby si byli vědomi nákladů, které způsobují společnosti tím, že využívají nadměrné množství nebo složité obaly.“

### Kontroverzní cíle odpadové regulace

Plán odpadového hospodářství ČR v roce 2003 definoval cíl zvýšit recyklaci komunálních odpadů na 50 %. To vyvolalo bouřlivou diskusi v odborných kruzích. Různé studie totiž dokládaly (naposledy SMO ČR, 2011), že potenciálně recyklovatelného materiálu je v komunálním odpadu méně. Strategický materiál Svazu měst a obcí ČR např. uvádí, že materiálově využitelné složky činily 32,8 % z komunálních odpadů produkovaných obcemi (SMO ČR, 2011: 77). Problematické je i dosažení nižšího podílu komunálního odpadu ukládaného na skládky, a to zejména proto, že skládkování je stále nejdostupnějším a nejlevnějším způsobem nakládání s odpady (MŽP, 2007c). V neposlední řadě i pokles podílu organické složky v hmotě ukládané do skládek je značně problematické v situaci, kdy množství biologicky rozložitelného komunálního odpadu ukládaného na skládku naopak roste (SMO ČR, 2011: 102). POH ČR, který převzal cíle definované ve směrnici o skládkách odpadu, však vyžaduje, aby se množství tohoto odpadu ukládaného na skládku snížilo oproti roku 1995 na 75 % v roce 2010, na 50 % v roce 2013 a 35 % v roce 2020.

Jednou z cest, jak přinutit výrobce a dovozce vybraných výrobků nést náklady na odstranění po ukončení jejich životního cyklu, je **povinnost zpětného odběru**. V ČR se tato povinnost týká olejů, výbojek, zářivek, pneumatik, baterií a akumulátorů, elektrozařízení a v neposlední řadě i obalů. Typickým znakem fungování tohoto nástroje je, že zpětný odběr musí být povinnou osobou proveden bez nároku na úplatu od spotřebitele a na místech, o kterých spotřebitele dostatečně informuje. Současně musí tato povinná osoba zajistit, aby zpětně odebraný výrobek byl recyklován (resp. spálen s využitím energie).

Jakým způsobem mohou výrobci a dovozci této povinnosti dostát? V současných podmínkách mají celkem 3 možnosti:



- Vytvoří vlastní systém zpětného odběru obalů od spotřebitelů a jejich následné recyklace na vlastní náklady.
- Přenesou tuto povinnost na jinou osobu tím, že převedou vlastnické právo k obalu.
- Uzavřou smlouvu o tzv. sdruženém plnění s autorizovanou obalovou společností, která splní povinnosti za ně (prostřednictvím vlastního systému).

Jak je zřejmé z vývoje na českém trhu, výrobci dávají přednost uzavření smlouvy o sdruženém plnění a účasti na tzv. kolektivním systému. Kolektivní systém získává prostředky od povinných osob podle množství výrobků uvedených na trh nebo do oběhu, ze kterých zajišťuje zpětný odběr a následné využití daného výrobku.<sup>106</sup>

Součástí ceny, kterou hradí původce odpadu za uložení na skládku, je i **poplatek za ukládání odpadu na skládky**. Cílem je motivovat původce odpadu, aby využívali jiných způsobů nakládání s odpady (především recyklace, ale i např. energetického využití odpadu), protože skládky jsou dle hierarchie nakládání s odpady chápány jako nejméně vhodný způsob nakládání. Příjem z výběru poplatku plyne do rozpočtu obce, na jejímž katastrálním území je skládka umístěna, a do Státního fondu životního prostředí ČR.

Poplatek je rozdělen na 2 složky:

- základní složka poplatku je příjmem obce a je pro rok 2009 a následující roky definována ve výši:
 

a) nebezpečný odpad	1 700 Kč/t
b) komunální a ostatní odpad	500 Kč/t
- riziková složka poplatku je příjmem Státního fondu životního prostředí ČR:
 

c) nebezpečný odpad	4 500 Kč/t
---------------------	------------

Účinnost tohoto nástroje je do značné míry vázána na to, zda mohou původci odpadu využívat alternativních způsobů nakládání s odpady při zachování cenových a technických podmínek a do jaké míry výše poplatku odráží cenové podmínky alternativních způsobů nakládání s odpady (recyklace či energetického využití).

Nástroj je primárně zaměřen na snížení externích nákladů, které vznikají v důsledku provozování skládek odpadu. Výše externích nákladů je proto určující pro výpočet výše poplatku za ukládání odpadu na skládky. V optimálním případě by poplatek měl vést ke snížení množství odpadu ukládaného na

<sup>106</sup> V současné době působí v ČR následující kolektivní systémy: EKO-KOM, a. s. – autorizovaná obalová společnost; ECOBAT, s. r. o. – zpětný odběr přenosných baterií; ASEKOL, s. r. o. – zpětný odběr elektrozařízení; EKOLAMP, s. r. o. – zpětný odběr elektrozařízení; Elektrowin, a. s. – zpětný odběr elektrozařízení; OFO – recycling, s. r. o. – zpětný odběr elektrozařízení; REMA Systém, a. s. – zpětný odběr elektrozařízení; RETELA, s. r. o. – zpětný odběr elektrozařízení.

sklárky, a tím i ke snížení externích nákladů. Jak však vyplývá z Hodnotící zprávy plnění POH ČR, pak množství komunálního odpadu ukládaného na sklárky narůstá (MŽP, 2007c: 73). Účinnost tohoto nástroje v praxi ČR je proto diskutabilní.

Zatímco předchozí nástroje regulují chování původců odpadů (právnických osob a fyzických osob oprávněných k podnikání) a dopady na spotřebitele jsou pouze zprostředkované, **platby za komunální odpady** se soustřeďují na regulaci chování spotřebitelů. Obce jako původci komunálních odpadů nesou veškeré související náklady. Mají proto možnost prostřednictvím plateb za komunální odpad přenést část (nebo plnou výši) těchto nákladů na spotřebitele. Platby za komunální odpad však nejsou pouhou cenou za obcemi poskytované služby<sup>107</sup>, nýbrž mají i motivační funkci – nastavením plateb mohou být spotřebitelé motivováni k předcházení vzniku odpadu, k snižování jeho produkce, třídění apod.

Platby za komunální odpad mohou mít celou řadu podob. Ať již se jedná o podobu místních daní, které financují služby poskytované obcemi (včetně odpadových), nebo paušálních plateb, které nezávisí na reálné produkci odpadů nebo způsobech nakládání, až po variabilní platby, které zohledňují množství vyprodukovaných odpadů včetně toho, zda spotřebitel využívá služeb tříděného sběru poskytovaných obcemi (barevné kontejnery, sběrné dvory, mobilní svoz apod.) (IWM, 2003). Motivační funkci plateb splňují především platby variabilní.<sup>108</sup> Spotřebitelé přitom mohou být zpoplatněni podle hmotnosti vyprodukovaného odpadu, jeho objemu (měřeno ultrazvukem), objemu sběrných nádob nebo podle toho, jak často jsou odpady od spotřebitele svezeny.

Jak vysoké by měly být platby za komunální odpad? Porter (2002) na teoretickém modelu ukazuje, že vodítkem by měly být nejen soukromé (resp. náklady obce), ale především externí náklady spojené se svozem odpadů a jeho odstraněním. Pokud platby nekryjí soukromé ani externí náklady, pak vznikají dva druhy selhání:

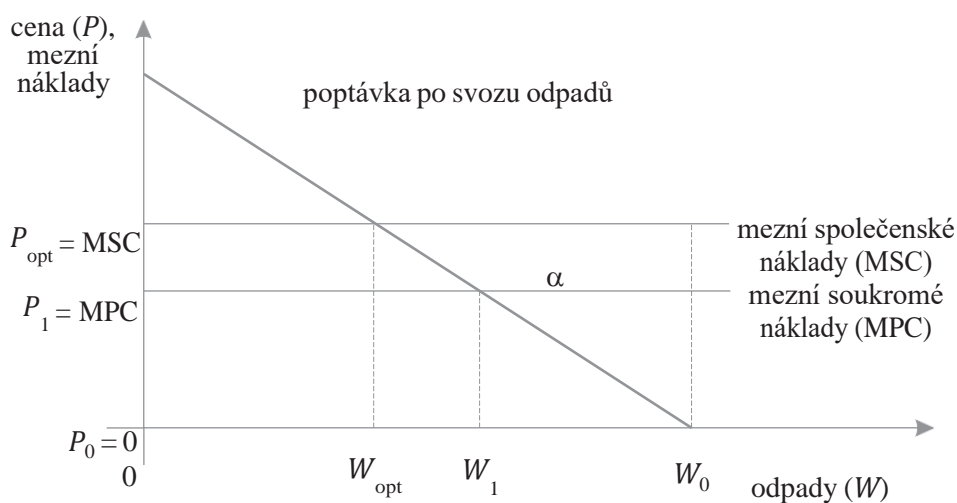
- Nekryje-li platba mezní soukromé náklady (resp. náklady obce), pak neúmyslně podporujeme a domácnosti přimějeme k vyšší produkci odpadů.
- Nekryje-li platba externí náklady, pak uvalíme náklady svozu odpadů na třetí osoby a opět motivujeme domácnosti k vyšší produkci odpadů.

Z obrázku 34 je zřejmé, proč tomu tak je. Obrázek znázorňuje soukromé a společenské (včetně externích) náklady svozu odpadů od spotřebitelů (pro zjednodušení jsou tyto náklady konstantní). Na nulové zpoplatnění produkce

<sup>107</sup> Právě z tohoto důvodu řadí Jílková (2003) tyto platby mezi tzv. *správní a uživatelské poplatky*.

<sup>108</sup> Variabilní platby jsou někdy označovány také jako tzv. *PAYT* systémy (*Pay as you throw*) (Skumatz, 2008).

odpadů ( $P_0 = 0$ )<sup>109</sup> reagují domácnosti produkcí odpadu o objemu  $W_0$ . Pokud bychom spotřebitele donutili nést v platbě za komunální odpad mezní soukromé náklady (resp. náklady obce,  $P_1$ ), pak by spotřebitelé produkovali odpadů méně, a sice objem  $W_1$ . V případě, že bychom spotřebitele donutili, aby hradili všechny společenské náklady, pak by produkovali ještě méně odpadů, a sice objem  $W_{opt}$ . V této souvislosti je třeba ještě dodat, že zpoplatnění spotřebitelů ve výši  $P_0 = 0$  a nikoli na úrovni mezních společenských nákladů  $P_{opt}$  vytváří ztrátu mrtvé váhy (deadweight loss) ve výši  $\alpha$  a  $\beta$  (Porter, 2002: 41).



Zdroj: Porter, 2002; vlastní úpravy

Obr. 34: Důsledek neoptimálního zpoplatnění spotřebitelů za odpad – ztráta mrtvé váhy

Účinnost plateb za komunální odpady je tedy značně závislá na tom, do jaké míry jsou spotřebitelé vystaveni nejen soukromým, ale rovněž externím nákladům, které vyvolává produkce odpadů a nakládání s nimi. Zahraniční studie ukazují, že variabilní platby jsou účinnějším nástrojem k snižování produkce komunálních odpadů a současně ke zvyšování motivace k tříděnému sběru odpadů než platby paušální (Šauer a kol., 2008; Fullerton a Kinnaman, 1996; Miranda a kol., 1996). Účinnost je velmi často měřena prostřednictvím cenové elasticity poptávky. Např. Fullerton a Kinnaman (1996) došli k závěru, že cenová elasticita pro produkci směsného komunálního odpadu je

<sup>109</sup> Tento předpoklad není pouze teoretický, nýbrž odráží realitu některých obcí v ČR, které zbavují spotřebitele povinnosti hradit náklady svozu jimi produkováných odpadů a veškeré náklady hradí z jiných zdrojů.

$\varepsilon = -0,19 \%$  a pro tříděný sběr využitelných složek  $+0,23 \%$  (tj. nárůst platby o 10 % povede k poklesu produkce směsného komunálního odpadu o 1,9 % a zvýšení tříděného sběru o 2,3 %).

Platby za komunální odpad jsou tedy velmi účinným nástrojem odpadové politiky, avšak do značné míry záleží na jejich nastavení a akceptaci veřejností. V současné době mají platby za komunální odpad v ČR trojí podobu:

- místní poplatek (paušální platba);
- poplatek za komunální odpad (variabilní platba);
- smluvní cena, resp. úhrada (variabilní platba).

Nejvyužívanější podobou jsou místní poplatky, které implementovalo zhruba 80 % obcí (Slavík, 2009b).

**Obchodovatelná povolení** v odpadovém hospodářství fungují na stejném principu jako obchodovatelná emisní povolení (viz kapitola 9.4.3), ovšem s tím rozdílem, že obchodovány jsou tuny odpadu. V případě odpadového hospodářství má implementace tohoto nástroje především dva cíle: odklonit tok odpadů od jejich ukládání na skládky a zvýšit materiálové využití (recyklaci) odpadů.

Systémy, které byly a jsou uvažovány pro oblast nakládání s odpady, jemožné (Slavík a Jílková, 2004) rozdělit na:

- systémy s jasně definovaným a kvantifikovatelným cílem, v kterých jsou povolenky obchodovány přímo mezi znečišťovateli (např. pro obalový odpad nebo biologicky rozložitelný komunální odpad);
- systémy bez definovaného a kvantifikovatelného cíle, jež jsou založeny na užitcích plynoucích z úspor nákladů na skládkování a z prodeje povolenek; povolenky nemusí být obchodovány pouze mezi znečišťovateli (např. pro odpad ze zdravotnictví ve Velké Británii).

### 11.3.4

#### Budoucnost odpadového hospodářství ČR

Jaký lze očekávat vývoj v nakládání s odpady v budoucích letech nejen v ČR, ale i EU? Strategie SMO ČR (2011) předpokládá stabilizaci produkce odpadůk roku 2012 ve srovnání s rokem 2009. Jednotlivé členské státy by měly přijímat opatření, která by vedla ke:

- zvýšení opětovného použití a recyklace minimálně 50 % množství odpadu papíru, plastů, skla a kovů z domácností a odpadů jím podobných do roku 2020;
- zvýšení opětovného použití a recyklace minimálně 70 % množství stavebních a demoličních, živnostenských a průmyslových odpadů do roku 2020;
- zavedení odděleného sběru využitelných složek komunálních odpadů (papír, kovy, plasty a sklo) do roku 2015.

### **Systém obchodování ve Velké Británii (Slavík a Jílková, 2004)**

V rámci britského schématu (tzv. *landfill allowance trading scheme*) je povolenka právem vlastníka (místní autority) a opravňuje ho ukládat na skládky jasně definované množství biologicky rozložitelného komunálního odpadu. V případě, že má vlastník povolenek nadbytek, může je buď prodat, převést do dalšího roku, nebo naopak povolenky pro další rok využít v aktuálním roce.

Klíčovým krokem pro obchodování je prvotní alokace povolenek. Velká Británie definovala celkem tři způsoby, podle kterých mělo k této alokaci dojít: 1) metodu založenou na současném množství biologicky rozložitelného komunálního odpadu ukládaného na skládky, 2) metodu založenou na množství biologicky rozložitelného komunálního odpadu ukládaného na skládky v roce 1995, 3) metodu rozdílného časového určení podílu biologicky rozložitelného komunálního odpadu ukládaného na skládky (současná alokace povolenek by byla realizována na základě skládkování biologicky rozložitelného komunálního odpadu v aktuálním roce a alokace v cílovém roce podle množství komunálního odpadu v roce 1995). Jaké jsou výsledky tohoto systému? Jedná se o úspěšný nástroj snižování množství biologicky rozložitelného odpadu na skládky? Environmentální agentura Velké Británie uvádí (EA, 2010), že pět let po zavedení tohoto systému je na skládky ukládáno o 32 % méně odpadů a současně Velká Británie ukládá na skládky o 46 % méně odpadu než v roce 2001/2002.

Klíčovým aspektem splnění těchto cílů bude vývoj na trhu druhotných surovin, který absorbuje materiály pocházející z odpadů. Týká se to především papíru, plastů, skla či kovů a jejich cen ve srovnání s vývojem cen primárních surovin. Nízký odbyt druhotných surovin na trhu může mít za následek ohrožení fungování systémů tříděného sběru a následné recyklace. Kromě uvedených materiálů lze očekávat postupné zavádění systémů tříděného sběru biologicky rozložitelného odpadu v obcích, které zatím nejsou v ČR, ale ani v EU plošně rozšířené.



## Závěr

V uplynulých desetiletích došlo v rámci ekonomie životního prostředí k evoluci různých myšlenkových přístupů, jež nabízejí odlišná zdůvodnění současných environmentálních problémů a alternativní nástroje k jejich řešení. V čase lze indikovat narůstající kritiku neoklasické environmentální ekonomie, která tvoří hlavní proud (zejména její metodologie), a paralelní rozvoj jiných vědeckých postupů, více založených na kvalitativních aspektech problémů a interdisciplinárním přístupu. Tomuto vývoji, tj. popisu a vzájemné komparaci jednotlivých myšlenkových směrů, je v českém i mezinárodním kontextu věnována pouze okrajová pozornost.

Ambicí knihy **Ekonomie životního prostředí – teorie a politika** bylo představit klíčové myšlenkové směry současné ekonomie životního prostředí, postihnout míru a obsah jejich vzájemných interakcí, jakož i ukázat, jakým způsobem se teoretická vymezení promítají do praktické environmentální politiky. Z kapitol II. části je však rovněž patrné, že historie a současná podoba environmentální politiky není determinována vývojem na poli ekonomie životního prostředí, nýbrž že jím je pouze volně inspirována. Jedná se o svébytný systém institucí, jehož dynamika je významně ovlivňována společenskou poptávkou po řešení konkrétních environmentálních problémů. Inspirace teorií je zřejmá zejména v souvislosti s navrhováním různých nástrojů regulace, nicméně lze zaznamenat značné reakční zpoždění mezi teoretickým popsáním nástroje jeho praktickou aplikací.

Knihy si neklade za cíl vyřešit teoretické a metodologické konflikty mezi soupeřícími paradigmaty. Soustředí se na souhrn existujícího poznání, které je klíčové pro zahájení dialogu o budoucí syntéze, jež je tolik potřebná k implementaci konzistentnější environmentální politiky. První fází na cestě k této syntéze jsou v první řadě intenzivní výměny názorů představitelů jednotlivých soupeřících směrů. Řadu konceptů a předpokladů, jež jsou v ekonomii hlavního proudu postupně překonávány, ekonomie životního prostředí nadále využívá – prostor pro kritické pojednání je proto značný. Jedná se např. o metodický kolektivismus, roli etiky, různá pojetí hodnoty apod. Navzdory významným metodologickým rozdílům lze identifikovat dílčí styčné body týkající se kritiky mainstreamového přístupu k ochraně životního prostředí i navrhovaných řešení. Tyto body je žádoucí v rámci budoucího výzkumu dále rozpracovat.





## Literatura

- AEA ENERGY & ENVIRONMENT 2007. *Evaluation of National Plans Submitted in 2006 under the National Emission Ceilings Directive 2001/81/EC*. [http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/nec\\_report.pdf](http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/nec_report.pdf) (staženo 3. 12. 2007).
- AGENDA 21 2007. *UN Department of Economic and Social Affairs*. <http://www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/english/agenda21chapter18.htm> (staženo 3. 12. 2007).
- ALIGICA, P. D. 2009. Julian Simon and the „Limits to Growth“ Neo-Malthusianism. *The Electronic Journal of Sustainable Development* 1.
- AMANN, M. 2008. *National Emission Ceilings for 2020 based on the 2008 Climate & Energy Package*. <http://www.iiasa.ac.at/rains/reports/NEC6-final110708.pdf> (staženo 30. 11. 2008).
- ANDERSON, D. 2010. *Environmental Economics and Natural Resource Management*. New York: Routledge.
- ANDERSON, T. L. 2007. *Tržní proces a kvalita životního prostředí* In ČAMROVÁ, L. (ed.): *Ekonomie a životní prostředí – nepřátelé či spojenci?* 1. vyd. Praha: Alfa Publishing, s. 145–162.
- ANDERSON, T. L., LEAL, D. R. 2001. *Free Market Environmentalism* (revisited edition). 1. vyd. New York: Palgrave.
- ANDERSON, T. L., SNYDER, P. 1997. *Water Markets – Priming the Invisible Pump*. 2. vyd. Washington: Cato Institute.
- ARL 2005. *Handwörterbuch der Raumordnung*. 4. vyd. Hannover: Akademie für Raumforschung und Landesplanung.
- ARNIKA 2011. *Nelze tvrdit, že jedna spalovna vyprodukuje méně dioxinů než dům vytápěný uhlím*. <http://www.enviweb.cz/clanek/vzduch/86393/nelze-tvrdit-ze-jedna-spalovna-vyprodukuje-mene-dioxinu-nez-dum-vytapeny-uhlim> (staženo 16. 8. 2011).
- ARROW, K. 1973. Rawls's Principle of Just Saving. *The Swedish Journal of Economics* 75, s. 323–335.

- ATKINSON, A. B. 1970. On the Measurement of Inequality. *Journal of Economic Theory* 2, s. 244–263.
- AUDUBON 2011. <http://www.audubon.org/about-us> (staženo 27. 9. 2011).
- AZQUETA, D., DELACÁMARA, G. 2006. Ethics, Economics and Environmental Management. *Ecological Economics* 56/4, s. 524–533.
- BACHE, I., FLINDERS, M. 2004. Multi-Level Governance: Conclusions and Implications. In BACHE, I., FLINDERS, M. (eds.): *Multi-Level Governance*. New York: Oxford University Press, s. 195–206.
- BATEMAN, I. J., CARSON, R. T., HANEMANN, M., HANLEY, N., HETT, T., JONES-LEE, M., LOOMES, G., MOURATO, S., ÖZDEMIROLU, E., PEARCE, D. W. SUGDEN, R., SWANSON, J. 2002. *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual*. Cheltenham: Edward Elgar.
- BAUM, H. G., CANTNER, J., MICHAELIS, P. 2000. *Pfandpflicht für Einweggetränkerverpackungen?: Eine Analyse marktwirtschaftlicher Instrumente in der Abfallwirtschaft insbesondere zur Stützung der Mehrwegsysteme*. 1. vyd. Berlin: Analytica Verlag.
- BAUMOL, W. J., OATES, W. E. 1971. The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment. *The Swedish Journal of Economics* 73, s. 161–173.
- BAUMOL, W. J., OATES, W. E. 1988. *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge: Cambridge University Press.
- BENJAMIN, D. K. 2007. Osm mýtů o recyklaci. In ČAMROVÁ, L. (ed.): *Ekonomie a životní prostředí – nepřátelé, či spojenci?* 1. vyd. Praha: Alfa Publishing.
- BILITEWSKI, B., HÄRDITZ, G., MAREK, K. 1990. *Abfallwirtschaft: Eine Einführung*. Berlin: Springer-Verlag.
- BÍZEK, V. 2008. *Ochrana ovzduší a ochrana klimatu*. Interní materiál. Praha.
- BÍZEK, V. 2009. Nový trend: Integrovaný přístup k ochraně ovzduší a klimatu. *ERGO Analýzy a trendy výzkumu, technologií a inovací* 1, s. 11–15.
- BÍZEK, V., DOUBEK, P., KAŠPAR, J., STARÝ, V. 2008. *Integrovaná ochrana ovzduší a klimatu: Studium vlivu plynulosti dopravy na emise tuhých*

- znečišťujících látek a oxidu uhličitého In *Ochrana ovzduší ve státní správě IV – teorie a praxe*. Praha: Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r. o.
- BLOCK, W. E. 1977. Coase and Demsetz on Private Property Rights. *Journal of Libertarian Studies* 1, s. 111–115.
- BLOCK, W. E. 1995. Ethics, Efficiency, Coasian Property Rights, and Psychic Income: A Reply to Demsetz. *The Review of Austrian Economics* 8, s. 61–125.
- BLOCK, W. E. 2007. *Environmentální problémy a jejich řešení pomocí vlastnických práv* In ČAMROVÁ, L. (ed.): *Ekonomie a životní prostředí – nepřátelé či spojenci?* 1. vyd. Praha: Alfa Publishing, s. 283–328.
- BOARDMAN, A. E., GREENBERG, D. H., VINING, A. R., WEIMER, D. L. 2006. *Cost-benefit analysis. Concepts and Practice*. 3. vyd. New Jersey: Pearson/Prentice Hall.
- BOSQUET, B. 2000. Environmental Tax Reform: Does it Work? A Survey of the Empirical Evidence. *Ecological Economics* 34, s. 19–32.
- BOSQUET, A., FAVARD, P. 2005. Does S. Kuznets' s Belief Question the Environmental Kuznets Curves? *The Canadian Journal of Economics/Revue canadienne d'Economie* 38, s. 604–614.
- BOULDING, K. E. 1966. *The Economics of the Coming Spaceship Earth* In JARRETT, H. (ed.): *Environmental Quality in a Growing Economy*. Baltimore: Johns Hopkins Press, s. 3–14.
- BROMLEY, D. W. 1991. Environment and Economy: Property Rights and Public Policy. *American Journal of Agricultural Economics* 74, s. 836–837.
- BROMLEY, D. W. 2004. Reconsidering Environmental Policy: Prescriptive Consequentialism and Volitional Pragmatism. *Environmental and Resource Economics* 32, s. 73–99.
- BROMLEY, D. W. 2007. Environmental Regulations and the Problem of Sustainability: Moving beyond „Market Failure“. *Ecological Economics* 63, s. 676–683.
- BROMLEY, D. W., PAAVOLA, J. 2002. *Economics, Ethics and Environmental Policy: Contested Choices*. 1. vyd. Oxford: Blackwell Publishers Ltd.

- BROWNSTEIN, B. P. 1980. Pareto Optimality, External Benefits and Public Goods: A Subjectivist Approach. *The Journal of Libertarian Studies* 4, s. 93–106.
- BUCHANAN, J. M. 2001. *Externalities and Public Expenditure Theory*. Indianapolis: Liberty Fund Inc.
- BUCHANAN, J. M., TULLOCK, G. 1975. Polluter's Profits and Political Response: Direct Controls vs. Taxes. *American Economic Review* 65, s. 139–174.
- CALLAN, S. J., THOMAS, J. M. 2007. *Environmental Economics and Management: Theory, Policy, and Applications*. 4. vyd. Mason: Thomson South-Western.
- CENIA, 2009. *Zpráva o životním prostředí České republiky*.  
[http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/zprava\\_o\\_zivotnim\\_prostredi\\_2009/\\$FILE/OEUPZP-Zprava\\_ZP\\_2009\\_CZ-20110131.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/zprava_o_zivotnim_prostredi_2009/$FILE/OEUPZP-Zprava_ZP_2009_CZ-20110131.pdf)  
(staženo 10. 1. 2010).
- CÍLEK, V. 2011. Plyn ukrytý v kamení. *Respekt* 30, s. 71–73.
- CLINCH, J. P., GOOCH, M. 2001. *An Inquiry into the Use of Economic Instruments in Environmental Policy*. Dublin: University College Dublin, Dept. of Environmental Studies.
- COASE, R. H. 1937. The Nature of the Firm. *Economica* 4, s. 386–405.
- COASE, R. H. 1960. The Problem of Social Costs. *Journal of Law and Economics* 3, s. 1–44.
- COBB, C., GOODMAN, G., WACKERNAGEL, M. 1999. *Why Bigger Isn't Better: The Genuine Progress Indicator 1999 Update*. San Francisco: Redefining Progress.
- COLE, H. D. 1999. New Forms of Private Property: Property Rights in Environmental Goods. *Encyklopedia of Law and Economics* 5, s. 225–269.
- COMMON, M., STAGL, S. 2005. *Ecological Economics: An Introduction*. 1. vyd. Cambridge: Cambridge University Press.
- COMMONER, B. 1972. The Environmental Cost of Economic Growth. In RIDKER, R. (ed.): *Population, Resources and the Environment*. Washington DC: U. S. Government Printing Office.

- CORDATO, R. 1992. *Welfare Economics and Externalities in an Open Ended Universe: A Modern Austrian Perspective*. 1. vyd. Norwell: Kluwer Academic Publishers.
- CORDATO, R. 2004. An Austrian Theory of Environmental Economics. *Quarterly Journal of Austrian Economics* 7, s. 3–16.
- CORDATO, R. 2007. *Princip „Znečišťovatel platí“: správné vodítko pro ekologickou politiku* In ČAMROVÁ, L. (ed.): *Ekonomie a životní prostředí – nepřátelé či spojenci?* 1. vyd. Praha: Alfa Publishing, s. 113–128.
- COSTANZA, R. 1989. *Ecological Economics*1. Amsterdam: Elsevier Science Publishers B. V.
- COSTANZA, R. (ed.). 1991. *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*. New York: Columbia University Press.
- COSTANZA, R., DALY, H. E. 1992. Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology* 6, s. 454–464.
- CZECH COAL. 2011.  
<http://www.czechcoal.cz/cs/profil/skupina/rizika-prilezitosti.html>  
(staženo 27. 9. 2011).
- ČAMROVÁ, L., JÍLKOVÁ, J. 2006. *Povodně v území – institucionální a ekonomické souvislosti*. 1. vyd. Praha: Eurolex Bohemia.
- ČAMROVÁ, L., JÍLKOVÁ, J. A KOL. 2006. *Povodňové škody a nástroje k jejich snížení*. 1. vyd. Praha: IEEP VŠE v Praze.
- ČSOP 2003. *Pozemkové spolky – jak může vlastník, úředník a ochranář najít společnou řeč?* Praha: ÚVR ČSOP.
- DALTON, H. 1920. The Measurement of the Inequality of Incomes. *The Economic Journal* 30, s. 348–361.
- DALY, H. 1991. *Steady-State Economics*. 2. vyd. Washington D. C.: Island Press.
- DALY, H. 1996. *Beyond Growth: The Economics of Sustainable Development*. Boston: Beacon Press.
- DALY, H., COSTANZA, R. 2009. From a Failed Growth Economy to a Steady-State Economy In CLEVELAND, C. J. (eds.): *The Encyclopedia*

- of Earth*. Washington, D. C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment.
- DALY, H., FARLEY, J. 2004. *Ecological Economics: Principles and Applications*. 2. vyd. Washington D. C.: Island Press.
- DASGUPTA, S., LAPLANTE, B., WANG, H., WHEELER, D. 2002. Confronting the Environmental Kuznets Curve. *Journal of Economic Perspectives* 16, s. 147–168.
- DEFRA 2007. *Air Quality and Climate Change: A UK Perspective*. <http://defra.gov.uk/environment/airquality/publications> (staženo 30. 12. 2007).
- DEMSETZ, H. 1967. Toward a Theory of Property Rights. *The American Economic Review* 57, s. 347–359.
- DEMSETZ, H. 1979. *Ethics and Efficiency in Property Rights Systems* In RIZZO, M. J. (ed.): *Time, Uncertainty and Disequilibrium: Explorations of Austrian Themes*. 1. vyd. Lexington: Lexington Books.
- DOBROVOLNÁ DOHODA. 2011. <http://www.prozelenouostravu.cz/pdf/Dohoda.pdf> (staženo 16. 08. 2011).
- DOLAN, E. G. 2007. *Přírodní vědy, vládní politika a globální oteplování* In ČAMROVÁ, L. (ed.): *Ekonomie a životní prostředí – nepřátelé či spojenci?* 1. vyd. Praha: Alfa Publishing, s. 163–180.
- EA 2010. *Report on the Landfill Allowances and Trading Scheme 2009/2010*. [http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Business/LATS\\_report\\_2009-10.pdf](http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Business/LATS_report_2009-10.pdf) (staženo 23. 8. 2011).
- EAI 2005. *Rethinking the Waste Hierarchy*. Copenhagen: Environmental Assessment Institute.
- EEA 2005. *Vulnerability and Adaptation to Climate Change in Europe*. [http://eea.europa.eu/publications/technical\\_report\\_2005\\_1207\\_144937/EEA\\_Technical\\_report\\_7\\_2005.pdf](http://eea.europa.eu/publications/technical_report_2005_1207_144937/EEA_Technical_report_7_2005.pdf) (staženo 10. 4. 2009).
- EEA 2009. *Water Resources Across Europe – Confronting Water Scarcity and Drought*. <http://www.eea.europa.eu/publications/water-resources-across-europe> (staženo 10. 4. 2009).

- EEA 2011. *Glossary A–Z*. [http://glossary.eea.europa.eu/terminology/concept\\_html?term=environmental%20policy](http://glossary.eea.europa.eu/terminology/concept_html?term=environmental%20policy) (staženo 23. 8. 2011).
- EHRlich, P., HOLDREN, J. 1971. *Impact of Population Growth*. *Science* 171, s. 1212–1217.
- EKO-KOM 2011. *Přehled dosahovaných výsledků*.  
<http://www.ekokom.cz/cz/ostatni/vysledky-systemu/vyrocní-shrnutí>  
(staženo 16. 8. 2011).
- EPA 2002. *Acid Rain Program 2001 Progress Report*.  
<http://www.epa.gov/airmarkt/progress/docs/2001report.pdf> (staženo 23. 8. 2011).
- ES 2001. *Směrnice evropského parlamentu a rady č. 2001/81/ES ze dne 23. října 2001 o národních emisních stropích pro některé látky znečišťující ovzduší*.  
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=DD:15:06:32001L0081:CS:PDF> (staženo 23. 8. 2011).
- ES 2003. *Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2003/87/ES ze dne 13. října 2003 o vytvoření systému pro obchodování s povolenkami na emise skleníkových plynů ve Společenství a o změně směrnice Rady 96/61/ES*.  
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2003:275:0032:0046:EN:PDF> (staženo 23. 8. 2011).
- EU COUNCIL 2006. *Renewed EU Sustainable Development Strategy*.  
<http://register.consilium.europa.eu/pdf/en/06/st10/st10117.en06.pdf>  
(staženo 23. 8. 2011).
- EU WATER INITIATIVE 2008. <http://www.euwi.net/#14> (staženo 3. 2. 2008).
- EVROPSKÁ KOMISE 2006. *EU Waste Policy – The Story behind the Strategy*.  
[http://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/story\\_book.pdf](http://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/story_book.pdf) (staženo 16. 8. 2011).
- EVROPSKÁ KOMISE 2007. *Accompanying Document to the Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on Industrial Emissions (Integrated Pollution Prevention and Control)*. Recast. Brussels.
- EVROPSKÁ KOMISE 2010. *Being Wise with Waste: The EU's Approach to Waste Management*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

- EVROPSKÁ KOMISE 2011. *Princip předběžné opatrnosti*. [http://ec.europa.eu/ceskarepublika/information/glossary/term\\_226\\_cs.htm](http://ec.europa.eu/ceskarepublika/information/glossary/term_226_cs.htm) (staženo 16. 8. 2011).
- EWRINGMANN, D. A KOL. 1995. *Ökonomische und Umweltpolitische Beurteilung einer Pflichtpfand bei Einweggetränkeverpackungen*. Forschungsbericht: Finanzwissenschaftliches Forschungsinstitut an der Universität zu Köln.
- FABER, M., PETERSEN, T., SCHILLER, J. 2002. Homo Oeconomicus and Homo Politicus in Ecological Economics. *Ecological Economics* 40, s. 232–333.
- FARROW, S. 1998. Environmental Equity and Sustainability: Rejecting the Kaldor-Hicks Criteria. *Ecological Economics* 27, s. 183–188.
- FARSKÝ, M., RITSCHELOVÁ, I., VOMÁČKOVÁ, H. 2001. *Životní prostředí z pohledu účetnictví*. 1. vyd. Ústí nad Labem: Univerzita J. E. Purkyně.
- FIELD, B. C. 1997. *Environmental Economics: An Introduction*. 2. vyd. Singapore: The McGraw-Hill Companies.
- FIELD, B. C., FIELD, M. K. 2002. *Environmental Economics: An Introduction*. New York: McGraw-Hill/Irwin.
- FOLKE, C., PRITCHARD, L., BERKES, F., COLDING, J., SVEDIN, U. 2007. The Problem of Fit between Ecosystems and Institutions: Ten Years Later. *Ecology and Society* 12.
- FOLTÝNOVÁ, H. 2005. *Koncepce udržitelného rozvoje a hospodářská politika (s důrazem na problémy ochrany životního prostředí)*. Brno: Fakulta Ekonomicko-správní, Masarykova Univerzita, s. 168. Disertační práce.
- FOWKE, R., PRASAD, D. K. 1996. Sustainable Development, Cities and Local Government. *Australian Planner* 33, s. 61–66.
- FRANK, R. H., BERNANKE, B. S. 2003. *Ekonomie*. 1. vyd. Praha: Grada Publishing a.s.
- FREY, B. S., JEGEN, R. 2000. Motivation Crowding Theory: A Survey of Empirical Evidence. *CESifo Working Paper Series* 245.
- FULLERTON, D., KINNAMAN, T. C. 1996. Household Responses to Pricing Garbage by the Bag. *The American Economic Review* 86, s. 971–984.



- FURUBOTN, E. G., RICHTER, R. 2005. *Institutions and Economic Theory*. 2. vyd. Michigan: University of Michigan Press.
- GERGEL, S., BENNET, E; GREENFIELD, B., KING, S., OVERDEVEST, CH., STUMBORG, B. 2004. A Test of Environmental Kuznets Curve Using Long-Term Watershed Inputs. *Ecological Applications* 14, s. 555–570.
- GINI, C. 1921. Measurement of Inequality of Incomes. *The Economic Journal* 31, s. 124–126.
- GOODSTEIN, E. 2011. *Economics and the Environment*. 6. vyd. Hoboken: John Eley & Sons.
- GORE, A. 1994. *Země na misce vah*. 1. vyd. Praha: Argo.
- GOWDY, J. 2005. Toward a New Welfare Economics for Sustainability. *Ecological Economics* 53, s. 211–222.
- GOWDY, J., ERICKSON, J. 2005. Ecological Economics at a Crossroads. *Ecological Economics* 53, s. 17–20.
- GRAFTON, R. Q., LANDRY, C., LIBECAP, G. D., O'BRIEN, R. J. 2009. Water Markets: Australia's Murray-Darling Basin and the US Southwest. *ICER Working Papers* 15.
- GROSSMAN, G., KRUEGER, A. 1995. Economic Growth and the Environment. *The Quarterly Journal of Economics* 110, s. 353–377.
- GUPTA, S. D. A., TIRPAK, N., BURGER, J., GUPTA, N., HÖHNE, A., BONCHEVA, I., KANOAN, G. M., KOLSTAD, C., KRUGER, J. A., MICHAELOWA, A., MURASE, S., PESHING, J., SAIJO, T., SARI, A. 2008. *Policies, Instruments and Co-operative Arrangements* In METZ, B., DAVIDSON, O. R., BOSCH, P. R., DAVE, R., MEYER, L. A. (eds.): *Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change*. 1. vyd. Cambridge: Cambridge University Press, s. 745–807.
- GYSEN, J., BACHUS, K., BRUYNINCKX, H. 2002. *Evaluating the Effectiveness of Environmental Policy: An Analysis of Conceptual and Methodological Issues*. [http://www.evaluationcanada.ca/distribution/20021010\\_gysen\\_joos\\_bachus\\_kris\\_bruyninckx\\_hans.pdf](http://www.evaluationcanada.ca/distribution/20021010_gysen_joos_bachus_kris_bruyninckx_hans.pdf) (staženo 1. 11. 2007).

- HAHN, R. W. 1989. Economic Prescriptions for Environmental Problems: How the Patient Followed the Doctor's Orders. *Journal of Economic Perspectives* 3, s. 95–114.
- HÁJEK, M. 2002. *Charakteristika poplatků v ochraně životního prostředí*. <http://www.env.cz/www/zamest.nsf/0/df3153b01502c4a8c1256ac30030e837?OpenDocument> (staženo 1. 11. 2007).
- HAMPL, M. 2004. *Vyčerpání zdrojů – skvěle prodejný mýtus*. Praha: Centrum pro ekonomiku a politiku.
- HANLEY, N. D., SPASH, C. L. 1995. Cost-Benefit Analysis and the Environment. *The Environmentalist* 15, s. 65–68.
- HANLEY, N. D., SHOGREN, J. F., WHITE, B. 2007. *Environmental Economics in Theory and Practice*. New York: Oxford University Press.
- HARDIN, G. 1968. The Tragedy of the Commons. *Science* 162, s. 1243–1248.
- HARRIS, J. 2006. *Environmental and Natural Resource Economics: A Contemporary Approach*. 2. vyd. Boston: Houghton Mifflin.
- HARTWICK, J. M. 1977. Intergeneration Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources. *American Economic Review* 67, s. 972–974.
- HAVRÁNEK, P. 2006. *Poslové čistoty*. Nepublikovaná monografie.
- HAYWARD, S. 2005. The China Syndrome and the Environmental Kuznets Curve. *American Enterprise Institute for Public Policy Research* 12. s. 1–6.
- HEIKILLA, E. J. 2000. *The Economics of Planning*. Rutgers: The State University of New Jersey.
- HENSHER, D. A., ROSE, J. M., GREENE, W. H. 2005. *Applied Choice Analysis: A Primer*. 1. vyd. New York: Cambridge University Press.
- HERBENER, J. M. 1997. The Pareto Rule and Welfare Economics. *Review of Austrian Economics* 10, s. 79–106.
- HICKS, J. 1940. The Valuation of Social Income. *Economica* 7, s. 105–124.
- HODGE, I. 1995. *Environmental Economics – Individual Incentives and Public Choices*. 1. vyd. Londýn: Macmillan Press.

- HOEL, M. (ed.). 2004. *Recent Developments in Environmental Economics*, Vol. I, Vol. II, Cheltenham: Edward Edgar.
- HOHL, A. E., TISDELL, C. A. 1997. Ethics in Modern Economic Thought and Their Consequences for Environmental Conservation, Land and Resource-Use. *Humanomics* 13, s. 1–37.
- HOLMAN, R. 2004. *Makroekonomie. Středně pokročilý kurz*. 1. vyd. Praha: C. H. Beck.
- HOLMAN, R. 2005. *Ekonomie*. 4. aktualizované vyd. Praha: C. H. Beck.
- HOLMAN, R. A KOL. 2005. *Dějiny ekonomického myšlení*. 3. vyd. Praha: C. H. Beck.
- HOOGHE, L., MARKS, G. 2003. Unraveling the Central State, but how? Types of Multi-Level Governance. *The American Political Science Review* 97, s. 233–234.
- HOPPE, H. 2004. *The Ethics and Economics of Private Property* In COLOMBATO, E. (ed.): *The Elgar Companion to The Economics of Property Rights*. 1. vyd. London: Edward Elgar.
- HUFFMAN, J. L. 1994. The Inevitability of Private Rights in Public Lands. *University of Colorado Law Review* 65, s. 241–277.
- HULSMANN, J. G. 2003. *Introduction to the Third Edition: From Value Theory to Praxeology* In MISES, L. *Epistemological Problems of Economics*. 3. vyd. Auburn: Ludwig von Mises Institute.
- HUPPES, G. 2001. *Environmental Policy Instruments in a New Era*. <https://www.econstor.eu/dspace/bitstream/10419/49570/1/322766818.pdf> (staženo 16. 8. 2011).
- HUUTONIEMI, K., KLEIN, J. T., BRUUN, H., HUKKINEN, J. 2010. Analyzing Interdisciplinarity: Typology and Indicators. *Research Policy* 39, s. 79–88.
- CHALUPNÍČEK, P. 2007. *Hodnotové soudy v ekonomii – různé pohledy na hranici mezi „pozitivním“ a „normativním“*. <http://nf.vse.cz/download/veda/workshops/value.pdf> (staženo 30. 12. 2007).

- IED 2007. *Důvodová zpráva ke Směrnici o průmyslových emisích*.  
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:52007PC0844:EN:NOT> (staženo 30. 12. 2007).
- IEEP 2008. *Ekonomická analýza zamýšleného systému zálohování nápojových obalů v České republice*. Praha: IEEP.
- INSTITUTE FOR EUROPEAN ENVIRONMENTAL POLICY; ECOLOGIC; ARCADIS; UMWELTBUNDESAMT; BIO INTELLIGENCE SERVICES; VITO 2010. *Final Report – Supporting the Thematic Strategy on Waste Prevention and Recycling*. <http://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/Final%20Report%20final%2025%20Oct.pdf> (staženo 16. 8. 2011).
- IWM 2003. *Waste Collection: To Chargé or not to Chargé?*  
<http://www.massbalance.org/downloads/projectfiles/1850-00484.pdf>  
(staženo 16. 8. 2011).
- JENKINS, T. N. 1998. Economics and the Environment: A Case of Ethical Neglect. *Ecological Economics* 26, s. 151–164.
- JÍLKOVÁ, J. 2003. *Daně, dotace a obchodovatelná povolení – nástroje ochrany ovzduší a klimatu*. 1. vyd. Praha: IREAS, Institut pro strukturální politiku, o. p. s.
- JÍLKOVÁ, J., LOUDA, J., KNÁPEK, J. 2010. Ochrana ovzduší a změna klimatu: snižování nákladů cestou jejich integrace v byrokratickém labyrintu. In FILČÁK, R., KLUVÁNKOVÁ-ORAVSKÁ, T., NĚMCOVÁ, E. *Horizonty rozvoje slovenskej spoločnosti*. Bratislava: VEDA, 2010, s. 128–142.
- JÍLKOVÁ, J., PAVEL, J. 2006. *Hodnocení efektivnosti veřejných výdajů na ochranu životního prostředí*. 1. vyd. Praha: IREAS.
- JÍLKOVÁ, J., PAVEL, J., VÍTEK, L., SLAVÍK, J. 2006. *Poplatky k ochraně životního prostředí a jejich efektivnost*. Praha: Eurolex Bohemia.
- JÍLKOVÁ, J., SLAVÍKOVÁ, L. 2009. Ekonomie životního prostředí na rozcestí. *Politická ekonomie* 5, s. 660–676.
- JUST, R. E., HUETH D. L., SCHMITZ, A. 2004. *The Welfare Economics of Public Policy: A Practical Approach to Project and Policy Evaluation*. Cheltenham: Edward Elgar.

- JUST, T. 2006. *Popovodňová a protipovodňová opatření z pohledu ekologicky orientovaného vodohospodáře* In ČAMROVÁ, L., JÍLKOVÁ, J. (eds.): *Povodňové škody a nástroje k jejich snížení*. 1. vyd. Praha: VŠE v Praze.
- KAIKA, M., PAGE, B. 2003. The EU Water Framework Directive: Part 1. European Policy-Making and the Changing Topography of Lobbying. *European Environment* 13, s. 314–327.
- KALDOR, N. 1939. Welfare Propositions of Economics and Interpersonal Comparisons of Utility. *Economic Journal* 49, s. 549–552.
- KASUN, J. R. 2005. *Doomsday every day: Sustainable Economics, Sustainable Tyranny* In HIGGS, R., CLOSE, C. P. (eds.): *Re-Thinking Green – Alternatives to Environmental Bureaucracy*. Oakland: The Independent Institute, s. 43–60.
- KINNAMAN, T. C., FULLERTON, D. 1997. Garbage and Recycling in Communities with Curbside Recycling and Unit-Based Pricing. *NBER Working Papers* 6021.
- KLUVÁNKOVÁ-ORAVSKÁ, T. 2006. *Inštitucionálne aspekty prevencie povodní* In ČAMROVÁ, L., JÍLKOVÁ, J. (eds.): *Povodně v území – institucionální a ekonomické souvislosti*. 1. vyd. Praha: Eurolex Bohemia, s. 26–46.
- KLUVÁNKOVÁ-ORAVSKÁ, T. (ed.). 2010. *From Government to Governance? New Governance for Water and Biodiversity in an Enlarged Europe*. Praha: Alfa Nakladatelství.
- KOHÁK, E. 2000. *Zelená svatozář – kapitoly z ekologické etiky*. 2. přeprac. vyd. Slon.
- KOLSTAD, CH. D. 2000. *Environmental Economics*. 1. vyd. New York: Oxford University Press.
- KOMISE EVROPSKÝCH SPOLEČENSTVÍ 2009a. *Začleňování udržitelného rozvoje do politik EU: Přezkum strategie Evropské unie pro udržitelný rozvoj za rok 2009*. [http://www.spcr.cz/cz/eu/com\\_2009\\_400\\_cz.pdf](http://www.spcr.cz/cz/eu/com_2009_400_cz.pdf) (staženo 16. 8. 2011).
- KOMISE EVROPSKÝCH SPOLEČENSTVÍ 2009b. *Překročit HDP: Měření pokroku v měnícím se světě*. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2009:0433:FIN:CS:PDF> (staženo 16. 8. 2011).

- KOTECKÝ, V., KLUSÁK, J. 2005. *České perverzní dotace – analýza veřejných podpor s negativním dopadem na životní prostředí*. Praha-Brno: Zelený kruh.
- KOTÍKOVÁ, E. 2006. Ochrana životního prostředí v ekonomické teorii. *Politická ekonomie* 2, s. 261–273.
- KREUZ, J., VOJÁČEK, O. 2007. *Firma a životní prostředí*. 1. vyd. Praha: Oeconomica.
- KULA, E. 1998. *History of Environmental Economic Thought*. 1. vyd. London and New York: Routledge.
- KUŽEL, J. 2010. *Cíle a hlavní změny v návrhu nového zákona o ochraně ovzduší*. Senát Parlamentu České republiky: Seminář „Návrh nového zákona o ochraně ovzduší“, 16. 2. 2010.
- LANZ, K., SCHEUER, S. 2000. *Příručka EEB o vodohospodářské politice EU podle Rámcové směrnice o vodě*. <http://www.czp.cuni.cz/Info/EU/Voda> (staženo 2. 1. 2008).
- LINDERHOF, V., KOOREMAN, P., ALLERS, M., WIERSMA, D. 2001. Weight-Based Pricing in the Collection of Household Waste: The Oostzaan Case. *Resource and Energy Economics* 23, s. 359–371.
- LIPKA, D. 2007. *Vodní socialismus – výjimka nebo pravidlo?* [http://www.libinst.cz/etexts/lipka\\_voda.pdf](http://www.libinst.cz/etexts/lipka_voda.pdf) (staženo 20. 12. 2007).
- LOCKE, J. 1991. *Druhé pojednání o vládě*. 2. vyd. Praha: Nakladatelství Svoboda.
- LOMBORG, B. 2006. *Skeptický ekolog – Jaký je skutečný stav světa?* 1. vyd. Praha: Dokořán a Liberální institut.
- LORENZ, M. O. 1905. Methods of Measuring The Concentration of Wealth. *Publications of the American Statistical Association* 9, s. 209–219.
- LOUDA, J., JÍLKOVÁ, J. (2012, forthcoming). Udržitelný rozvoj – ekonomický a politický pohled.
- LOUŽEK, M. 1999. Spor o metodu mezi rakouskou ekonomickou školou a německou historickou školou jako nejvýznamnější metodologický spor v dějinách ekonomie. *Politická ekonomie* 4, s. 529–545.
- MAESTU, J. (ed.). 2005. *The Special Plan of the Upper Guadiana Basin. Moving from Traditional Towards Participatory Decision Making?* [http:](http://)

//www.harmonicop.uni-osnabrueck.de/\_files/\_down/CaseStudySpain.pdf  
(staženo 30. 11. 2007).

- MÄLER, K. 1995. *Economic Growth and the Environment* In PERRINGS, C., MÄLER, K., FOLKE, C., HOLLING, C. S., JANSON B. (ed.): *Biodiversity Loss: Economic and Ecological Issues*. 1. vyd. Cambridge: Cambridge University Press. s. 213–224.
- MALTHUS, T. R. 1798. *An Essay on the Principle of Population*. 1. vyd. London: J. Johnson.
- MASLOW, A. H. 1943. A Theory of Human Motivation. *Psychological Review* 50, s. 370–396.
- MATULA, S. (ed.). 1998. *Institucionální rámec vodního hospodářství v České republice*. 1. vyd. Praha: Česká zemědělská univerzita.
- MAZZANTI, M., MONTINI, A., ZOBOLI, R. 2006. Economic Dynamics, Emission Trends and the EKC Hypothesis: New Evidence Using NAMEA and Provincial Panel Data for Italy. *Fondazione Eni Enrico Mattei Working Papers* 35.
- MCCORMICK, J. 2001. *Environmental Policy in the European Union*. 1. vyd. New York: Palgrave.
- MEADOWS, D. H., MEADOWS, D. L., RANDERS, J. 1992. *Beyond the Limits*. Vermont: Chelsea Green Publishing Company.
- MEADOWS, D. H., MEADOWS, D. L., RANDERS, J., BEHRENS III, W. W. 1972. *The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's Project on Predicament of Mankind*. New York: Universe Books.
- MEINERS, R. E., YANDLE, B. 2000. *Jak common law chrání životní prostředí?* 1. vyd. Praha: Liberální institut.
- MELOSI, M. V. 2005. *Garbage in the Cities: Refuse, Reform, and the Environment*. Pittsburgh: University of Pittsburgh Press.
- MENGER, C. 1994. *Principles of Economics*. Libertarian Press.
- MESAROVIC, M., PESTEL, E. 1974 *Mankind at the Turning Point: The Second Report to The Club of Rome*. Medison: Dutton.
- METELKA, L., TOLASZ, R. 2009. *Klimatické změny: fakta bez mýtů*. Praha: Univerzita Karlova a Heinrich Böll Stiftung.

- METZ, B. A KOL. (eds.). 2001. *Climate Change 2001: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- MEYERHOFF, J. 2002. *Der Nutzen aus Einem Verbesserten Schutz Biologischer Vielfalt in Den Elbeauen: Ergebnisse Einer Kontingenten Bewertung* In DEHNHARDT, A., MEYERHOFF, J. (ed.): *Nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe*. Kiel: Vauk, s. 155–184.
- MÍCHAL, I. 1992. *Ekologická stabilita*. Brno: Veronica.
- MIRANDA, M. L., BAUER, S. D., ALDY, J. E. 1996. *Unit Pricing Programs for Residential Municipal Solid Waste: An Assessment of the Literature*. Durnham: Duke University for US.
- MISES, L. 2003. *Epistemological Problems of Economics*. 3. vyd. Auburn: Ludwig von Mises Institute.
- MISES, L. 2006. *Lidské jednání: pojednání o ekonomii*. 1. vyd. Praha: Liberální institut.
- MISHAN, E. J. 1988. *Cost-Benefit Analysis*. 4. vyd. London: Unwin Hyman.
- MOSS, T. 2003. *Solving Problems of 'Fit' at the Expense of Problems of 'Interplay'? The Spatial Reorganization of Water Management Following the EU Water Framework Directive* In BREIT, H., ENGELS, A., MOSS, T., TROJA M. (eds.): *Leske und Budrich*. Opladen, s. 85–121.
- MROZEK, J. R. 1999. Market Failures and Efficiency in the Principles Course. *The Journal of Economic Education* 30, s. 411–419.
- MURO, M. 2002. *Zur Wirksamkeit der Öffentlichkeitsbeteiligung von wasserwirtschaftlichen Planungen in Deutschland*. <http://www.wrrl-info.de/docs/ZurWirksamkeitderOeffentlichkeitsbeteiligung.PDF> (staženo 30. 6. 2007).
- MURO, M. 2006. *Pilothafte Ermittlung und Analyse von Zielgruppen für die Information und Anhörung der Öffentlichkeit nach Art*. [http://www.landschaftsoekonomie.tu-berlin.de/fileadmin/a0731/uploads/publikationen/edocuments/UBA\\_Texte\\_27-06.pdf](http://www.landschaftsoekonomie.tu-berlin.de/fileadmin/a0731/uploads/publikationen/edocuments/UBA_Texte_27-06.pdf) (staženo 2. 1. 2008).
- MUSGRAVE, R. A., MUSGRAVEOVÁ, P. B. 1994. *Veřejné finance v teorii a praxi*. Praha: Management Press.



- MZE 2007a. *Zpráva o stavu ochrany vod v ČR v roce 2005*.  
[http://eagri.cz/public/web/file/6501/modra\\_zprava\\_2005.pdf](http://eagri.cz/public/web/file/6501/modra_zprava_2005.pdf) (staženo 1. 11. 2007).
- MZE 2007b. *Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky v roce 2006*.  
[http://eagri.cz/public/web/file/6489/modra\\_zprava\\_2006.pdf](http://eagri.cz/public/web/file/6489/modra_zprava_2006.pdf) (staženo 1. 11. 2007).
- MZV 2003. *Světový summit o udržitelném rozvoji*. [http://www.mzv.cz/jnp/cz/zahranicni\\_vztahy/multilateralni\\_spoluprace/osn/ Svetovy\\_summit.html](http://www.mzv.cz/jnp/cz/zahranicni_vztahy/multilateralni_spoluprace/osn/ Svetovy_summit.html) (staženo 15. 6. 2011).
- MŽP 2003. *Státní politika životního prostředí ČR 2004–2010*.  
[http://www.cenia.cz/web/www/web-pub2.nsf/\\$pid/MZPMSFHDHER2/\\$FILE/spzp\\_cz\\_2004.pdf](http://www.cenia.cz/web/www/web-pub2.nsf/$pid/MZPMSFHDHER2/$FILE/spzp_cz_2004.pdf) (staženo: 15. 6. 2011).
- MŽP 2004. *Zpráva České republiky (Zpráva 2004) dle článku 3 Směrnice Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky*. [http://heis.vuv.cz/data/spusteni/projekty/ramcovasmernice/dokumenty/cz/CZ\\_ZPRAVAEK2004.pdf](http://heis.vuv.cz/data/spusteni/projekty/ramcovasmernice/dokumenty/cz/CZ_ZPRAVAEK2004.pdf) (staženo 3. 1. 2008).
- MŽP 2007a. *Národní program snižování emisí České republiky*.  
[http://www.cpu.cz/data/articles/down\\_477.pdf](http://www.cpu.cz/data/articles/down_477.pdf) (staženo 15. 6. 2011).
- MŽP 2007b. *Druhá hodnotící zpráva o plnění nařízení vlády č. 197/2003 Sb., o Plánu odpadového hospodářství ČR za roky 2005–2006*.  
[http://www.odpadovyhospodar.cz/keStazeni/2\\_hodnotici\\_zprava\\_POH\\_CR\\_za\\_roky\\_2005\\_2006-2007.pdf](http://www.odpadovyhospodar.cz/keStazeni/2_hodnotici_zprava_POH_CR_za_roky_2005_2006-2007.pdf) (staženo 1. 11. 2007).
- MŽP 2008. *Návrh směrnice o průmyslových emisích KOM(2007) 844 v konečném znění, Vyhodnocení předpokládaných ekonomických dopadů na provozovatele dotčených činností, Zpráva pro výbor pro evropské záležitosti a hospodářský výbor Poslanecké sněmovny, Praha*.  
[www.senat.cz/organy/VZUP/3.prezentace\\_Kuzel.ppt](http://www.senat.cz/organy/VZUP/3.prezentace_Kuzel.ppt) (staženo 5. 2. 2008).
- NIETSCHEOVÁ, J. 1994. *Vodní toky a vlastnictví vody. Vodní hospodářství a ochrana ovzduší* 5–6, 1994: 7–8.
- NISKANEN, W. A. 1996. *Bureaucracy and Public Economics*. 2. vyd. Londýn: Edward Elgar Publishing.
- NORDHAUS, W. D. 1973. *World Dynamics: Measurement Without Data*. *The Economic Journal* 83, s. 1156–1183.

- NORDHAUS, W. D. 2007. To Tax or Not to Tax: Alternative Approaches to Slowing Global Warming. *Review of Environmental Economics and Policy* 1, s. 26–44.
- NORDHAUS, W. D., TOBIN, J. 1972. Is Growth Obsolete? *Economic Research: Retrospect and Prospect* 5, s. 1–80.
- NORGAARD, R. B. 1989. The Case of Methodological Pluralism, *Ecological Economics* 1, s. 37–57.
- NORTH, D. C. 2005. *Understanding the Process of Institutional Change*. Princeton: University Press.
- NURSE, K. 2006. *Culture as the Fourth Pillar of Sustainable Development*. <http://www.fao.org/SARD/common/ecg/2785/en/Cultureas4thPillarSD.pdf> (staženo 15. 6. 2011).
- OATES, W. E. (ed.). 1992. *The Economics of the Environment (Introduction)*. 1. vyd. Londýn: Edward Elgar Publishing.
- OATES, W. E. 1993. Pollution Charges as a Source of Public Revenues. In GIERSCH, H. (ed.): *Economic Progress and Environmental Concerns*. Berlin: Springer-Verlag.
- OATES, W. E., PORTNEY, P. R. 2001. The Political Economy of Environmental Policy. *Discussion Paper* 01–55.
- OECD 1989. *Economic Instruments for Environmental protection*. Paris: OECD.
- OECD 1996. *Evaluating the Efficiency and Effectiveness of Economic Instruments in Environmental Policy*. Paris: OECD.
- OECD 2002. *Handbook of Biodiversity Valuation. A Guide for Policy Makers*. Paris: OECD.
- OECD 2005. *Environmentally Harmful Subsidies*. Paris: OECD.
- OECD 2007. *Instrument Mixes for Environmental Policy – Executive Summary*. Paris: OECD.
- OSTROM, E. 1999. Private and Common Property Rights. *Encyclopedia of Law and Economics* 2000, s. 332–379.
- OSTROM, E. 2006. *Governing the Commons – The Evolution of Institutions for Collective Action*. 18. vyd. New York: The Cambridge University Press.

- OSTROM, E. 2010. A Long Polycentric Journey. *Annual Review of Political Science* 13, s. 1–24.
- OSTROM, E., BURGER, J., FIELD, CH. B., NORGAARD, R. B., POLICANSKY, D. 1999. Revisiting the Commons. Local Lessons, Global Challenges. *Science* 284, s. 278–282.
- OSTROM, V., TIEBOUT, C., WARREN, R. 1961. The Organization of Government in Metropolitan Areas. *American Political Science Review* 55, s. 831–842.
- PAAVOLA, J. 2007. Institutions and Environmental Governance: A Reconceptualization. *Ecological Economics* 63, s. 93–103.
- PAAVOLA, J., ADGER, N. W. 2005. Institutional Ecological Economics. *Ecological Economics* 53, s. 353–368.
- PARETO, V. 1972. *Manual of Political Economy*. London: Macmillan.
- PEARCE, D. W., ATKINSON, G. 1995. *Measuring Sustainable Development* In BROMLEY, D. W. (ed.): *Handbook of Environmental Economics*. Oxford: Blackwell Publishers, s. 166–181.
- PEARCE, D. W., BARBIER, E. 2010. *Blueprint: For a Sustainable Economy v. 6 (Blueprint Series)*. 3. vyd. London: Earthscan Publications.
- PEARCE, D. W., TURNER, R. K. 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. 1. vyd. Baltimore: The John Hopkins University Press.
- PEZZEY, J. 1992. Sustainable Development Concepts? An Economic Analysis. *Environment Paper 2*.
- PEZZEY, J., TOMAN, M. 2002. *Problems and Progress in the Economics of Sustainability* In TIETENBERG, T. H., FOLMER, H. (eds.). *The international Yearbook of Environment and Resource Economics, 2002–2003: A Survey of Current Issues (New Horizons in Environmental Economics)*. Cheltenham: Edward Elgar.
- PHANEUF, D. J., SMITH, V. K. 2005. *Recreation Demand Models* In MÄLER, K. G., VINCENT, J. R. (eds.): *Handbook of Environmental Economics*, 2. vyd. Elsevier.
- PIGOU, A. C. 1920. *The Economics of Welfare*. 1. vyd. London: Macmillan.
- PIGOU, A. C. 1932. *The Economics of Welfare*. 4. vyd. London: Macmillan.

- PIPES, R. 1999. *Property and Freedom*. 1. vyd. New York: Vintage Books.
- PIRA – ECOLAS 2005. *Study on the Implementation of Directive 94/62/EC on Packaging and Packaging Waste and Option to Strengthen Prevention and Re-use of Packaging*. [http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/packaging/050224\\_final\\_report.pdf](http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/packaging/050224_final_report.pdf) (staženo 19. 8. 2011).
- POH 2003. Plán odpadového hospodářství ČR. MŽP ČR. [http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/plan\\_odpadoveho\\_hospodarstvi/\\$FILE/oodp-POH\\_CR\\_kompletni\\_dokument\\_2003.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/plan_odpadoveho_hospodarstvi/$FILE/oodp-POH_CR_kompletni_dokument_2003.pdf) (staženo 5. 1. 2010).
- POJMAN, L. P. 2000. *Global Environmental Ethics*. California: Mayfield Publishing Company.
- POLLERMANN, K. 2007. Prozessintegrierte Evaluationen zur nachhaltigen Regionalentwicklung. *DisP* 169, s. 68–79.
- POPE, C. A., THUN, M. J., NAMBOODIRI, M. M., DOCKERY, D. W., EVANS, J. S., SPEIZER, F. E., HETH, C. W. 1995. Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of U. S. Adults. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 151, s. 669–674.
- PORTER, R. C. 2002. *The economics of waste*. Washington: Resources for the Future.
- RADERMACHER, F. J. A KOL. 2004. *Neue Wege zu einem nachhaltigen Flächenmanagement in Baden-Württemberg*. Stuttgart: Der Nachhaltigkeitsbeirat der Landesregierung Baden-Württemberg.
- RÁMCOVÁ SMĚRNICE O ODPADECH 2008. <http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//TEXT+TA+P6-TA-2008-0282+0+DOC+XML+V0//CS> (staženo 20. 10. 2011).
- RÁMCOVÁ SMĚRNICE VODNÍ POLITIKY 2000. *Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky*. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0060:CS:NOT> (staženo 23. 8. 2011).
- RAMOS-MARTIN, J. 2003. Empiricism in Ecological Economics: A Perspective from Complex Systems Theory. *Ecological Economics* 46, s. 387–398.

- RATHJE, W., MURPHY, C. 2001. *Rubbish! The Archeology of Garbage*. New York: The University of Arizona Press.
- REDDY, B. S., ASSENZA, G. B. 2009. The Great Climate Debate. *Energy Policy* 37, s. 2997–3008.
- REMTOVÁ, K. 2003. *Ekodesign*. Praha: Ministerstvo životního prostředí ČR.
- RICARDO, D. 1988. Ricardo on Population. *Population and Development Review* 14, s. 339–346.
- RITSCHELOVÁ, I. A KOL. 2004. *Úvod do ekonomiky životního prostředí*. 1. vyd. Ústí nad Labem: UJEP.
- ROBBINS, L. 1998. *A History of Economic Thought*. Princeton: Princeton University Press.
- ROBINSON, J. L. 2010. *Leontief False Criticism of Limits to Growth*. <http://ibwsleontief.blogspot.com/2010/04/leontief-false-criticism-of-limits-to.html> (staženo 16. 8. 2011).
- ROSEN, S. 1974. Hedonic Prices and Explicit Markets: Production Differentiation in Pure Competition. *Journal of Political Economics* 82, s. 34–55.
- ROSENAU, J. 1992. *Governance, Order and Change in World Politics* In ROSENAU, J. N., CZEMPIEL, E. O. (eds). *Governance Without Government*. 1. vyd. Cambridge: Cambridge University Press, s. 1–29.
- ROTHBARD, M. N. 2005. *Zásady ekonomie: od lidského jednání k harmonii trhů*. 1. vyd. Praha: Liberální institut.
- ROTHBARD, M. N. 2007. *Právo, vlastnická práva a znečištění ovzduší* In ČAMROVÁ, L. (ed.): *Ekonomie a životní prostředí – nepřátelé či spojenci?* 1. vyd. Praha: Alfa Publishing, s. 241–282.
- SALETH, R. M., DINAR, A. 2004. *The Institutional Economics of Water – A Cross-Country Analysis of Institutions and Performance*. 1. vyd. Northampton: Edward Elgar.
- SAMUELSON, P. A. 1954. The Pure Theory of Public Expenditure. *The Review of Economics and Statistics* 36, s. 387–389.
- SEJÁK, J., DEJMAL, I. A KOL. 2003. *Hodnocení a oceňování biotopů České republiky, výzkumná zpráva*.

<http://fzp.ujep.cz/Projekty/VAV-610-5-01/HodnoceniBiotopuCR.pdf>  
(staženo 30. 6. 2011).

- SEN, A. 2002. *Etika a ekonomie*. 1. vyd. Praha: Vyšehrad.
- SHOGREN, J. F., SHIN, S. Y., HAYES, D. J., KLIEBENSTEIN, J. B. 1994. Resolving Differences in Willingness to Pay and Willingness to Accept. *The American Economic Review* 84, s. 255–270.
- SCHMIDTZ, D., WILLOTT, E. 2002. *Environmental Ethics – What Really Matters, What Really Works*. 1. vyd. New York: Oxford University Press.
- SCHUMPETER, J. A. 1954. *History of Economic Analysis*. New York: Oxford University Press.
- SIMON, J. L. 1999. *Hoodwinking the Nation*. New Brunswick: Transaction Publishers.
- SIMON, J. L. 2006. *Největší bohatství*. Brno: Centrum pro studium demokracie a kultury.
- SIMPSON, B. P. 2005. Proč nelze externality považovat za případ tržního selhání? *Terra Libera* červen–červenec 2005, s. 1–7.
- SKUMATZ, L. 2008. Pay as you Throw in the US: Implementation, Impacts, and Experience. *Waste Management* 28, s. 2778–2785.
- SLAVÍK, J. 2007. Neoklasická ekonomie a ochrana životního prostředí. *Politická ekonomie*, 4, s. 526–538.
- SLAVÍK, J. 2009a. Vyčerpateľnosť surovinných zdrojů, recyklace a krize na trhu druhotných surovin. *Acta Oeconomica Pragensia* 6, s. 37–51.
- SLAVÍK, J. 2009b. *Poplatkové systémy v obcích: příležitosti a rizika pro odpadové hospodářství*. Praha: IEEP.
- SLAVÍKOVÁ, L. 2009. *Komparace ekonomicko-teoretických přístupů k ochraně přírodních zdrojů ve vazbě na přírodní zdroj voda*. Praha: Vysoká škola ekonomická v Praze. Disertační práce.
- SLAVÍKOVÁ, L., KOVÁČOVÁ, A., LOUDA, J. 2011. Účast veřejnosti – nepřijemná obstrukce nebo inovativní nástroj environmentální politiky? *Vodní hospodářství* 1, s. 4–6.

- SMO ČR 2011. *Aktualizace Strategie rozvoje nakládání s odpady v obcích a městech ČR*. <http://www.smocr.cz/getFile.aspx?itemID=358193> (staženo: 30. 8. 2011).
- SÖDERBAUM, P. 1999. Values, Ideology and Politics in Ecological Economics. *Ecological Economics* 28, s. 161–170.
- SOJKA, M. 2009. Stane se institucionální ekonomie paradigmatem 21. století? *Politická ekonomie* 3, s. 297–304.
- SOLLOW, R. M. 1974a. Intergenerational Eguilty and Exhaustible Resources. *Revivew of Economic Studies* 41, s. 29–46.
- SOLLOW, R. M. 1974b. The Econimics of Resources or the Resources of Economics. *American Economic Review* 64, s. 1–14.
- SOUHRNNÁ STRATEGIE 2007. *Pokyny k zajištění účasti veřejnosti podle Rámcové směrnice vodní politiky*. <http://eagri.cz/public/web/file/37605/Pokyny.pdf> (staženo 21. 7. 2007).
- SOUKUPOVÁ, J. A KOL. 1996. *Mikroekonomie*. 1. vyd. Praha: Management Press.
- SOUSA, T., DOMINGOS, T. 2006. Is Neoclassical Microeconomics Formally Valid? An Approach based on an Analogy with Equilibrium Thermodynamics. *Ecological Economics* Vol. 58, s. 160–169.
- SPF GROUP; E-ACADEMIA 2010. *Hodnocení dopadu implementace směrnice EU o průmyslových emisích do českého právního řádu pro spalovací zařízení o jmenovitém tepelném příkonu větším než 50 MW v ČR, včetně výroby dálkového tepla z těchto zdrojů. Závěrečná zpráva*. [http://files.tretiruka.cz/200001990-f20cef306f/SPE\\_hodnocen%C3%AD%20dopadu.pdf](http://files.tretiruka.cz/200001990-f20cef306f/SPE_hodnocen%C3%AD%20dopadu.pdf) (staženo: 30. 8. 2011).
- SPRENG, D. T., WILS, A. 2000. *Indicators of Sustainability: Indicators in Various Scientific Disciplines*. <http://e-collection.library.ethz.ch/eserv/eth:24979/eth-24979-01.pdf> (staženo 30. 8. 2011).
- STIGLER, G. 1971. The Theory of Economic Regulation. *Bell Journal of Economics and Management Sciences* 2, s. 3–21.
- STIGLITZ, J. E. 1974. Growth with Exhaustible Natural Resources: Efficient and Optimal Growth Paths. *The Review of Economic Studies* 41, s. 123–137.

- STIGLITZ, J. E. 2000. *Economics of the Public Sector*. 3. vyd. New York: W. W. Norton.
- STROUP, R. L. 2007. *Zákon o ohrožených druzích: kterak učinit z nevinných živočichů nepřítelů* In ČAMROVÁ, L. (ed.): *Ekonomie a životní prostředí – nepřátelé či spojenci?* 1. vyd. Praha: Alfa Publishing, s. 205–218.
- STROUP, R. L., GOODMAN, S. L. 1992. Property Rights, Environmental Resources and the Future. *Harvard Journal of Law and Public Policy* 15, s. 427–441.
- ŠAUER, P. 2007. *Kapitoly z environmentální ekonomie a politiky i pro neekonomy*. Praha: Univerzita Karlova v Praze.
- ŠAUER, P. 2008. *Základy ekonomiky životního prostředí I*. 1. vyd. Praha: Nakladatelství a vydavatelství litomyšlského semináře.
- ŠAUER, P. A KOL. 2000. *Dobrovolné dohody v politice životního prostředí*. Praha: Vysoká škola ekonomická.
- ŠAUER, P., LIVINGSTON, M. (eds.). 1996. *Ekonomie životního prostředí a ekologická politika – vybrané klasické stati*. 1. vyd. Litomyšl: Nakladatelství a vydavatelství litomyšlského semináře.
- ŠAUER, P., PAŘÍZKOVÁ, L., HADRABOVÁ, A. 2008. Charging Systems for Municipal Solid Waste: Experience from the Czech Republic. *Waste Management* 28, s. 2772–2777.
- ŠEDIVÝ, F. 2007. *Analýza rizik související s kvantifikací sazeb poplatků za vypouštění odpadních vod do vod povrchových*. <http://www.czp.cuni.cz/knihovna/undp/studie/S44.htm> (staženo 3. 11. 2007).
- ŠÍMA, J. 2004. *Ekonomie a právo*. 1. vyd. Praha: Nakladatelství Oeconomica.
- ŠÍMOVÁ, T. 2011. *Ochrana přírody jako součást hospodářské politiky: pozemkové spolky*. Praha: Vysoká škola ekonomická v Praze. Disertační práce.
- THEEBE, M. A. J. 2004. Planes, Trains and Automobiles: The Impact of Traffic Noise on House Prices. *Journal of Real Estate Finance and Economics* 28, s. 209–234.
- TIETENBERG, T. H. 1996. *Environmental and Natural Resource Economics*. 4. vyd. New York: HarperCollins Publishers.



- TIETENBERG, T. H. 2010. *Environmental and Natural Resource Economics*, 6. vyd. Boston: Addison-Wesley.
- TULLOCK, G. 2010. *The Economics of Special Privilege and Rent-Seeking*. Norwell: Kluwer Academic Publishers.
- TURNER, R. K. 1992. Speculations on Weak and Strong Sustainability. *CSERGE Working Paper GEC 92–126*.
- TURNER, R. K., PEARCE, D., BATEMAN, I. 1994. *Environmental Economics – An Elementary Introduction*. 1. vyd. Londýn: Pearson Education.
- TURVEY, R. 1963. On Divergences between Social Cost and Private Cost. *Economica* 30, s. 309–313.
- TVERSKY, A., KAHNEMAN, D. 1991. Loss Aversion in Riskless Choice: A Reference-Dependent Model. *The Quarterly Journal of Economics* 106, s. 1039–1061.
- UNITED NATIONS 1987. *Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future*. <http://worldinbalance.net/pdf/1987-brundtland.pdf> (staženo 15. 2. 2010).
- UNITED NATIONS 1992. *The Rio Declaration on Environment and Development*. [http://www.c-fam.org/docLib/20080625\\_Rio\\_Declaration\\_on\\_Environment.pdf](http://www.c-fam.org/docLib/20080625_Rio_Declaration_on_Environment.pdf) (staženo 15. 2. 2010).
- URBANOVÁ, T., ŠÍMA, J. 2004. *Tržní přístup k ochraně životního prostředí*. 1. vyd. Praha: Oeconomica.
- US EPA 2004. *The Integrated Environmental Strategies Handbook: A Resource Guide for Air Quality Planning*. [http://www.epa.gov/ies/pdf/handbook/ies\\_comp\\_screen.pdf](http://www.epa.gov/ies/pdf/handbook/ies_comp_screen.pdf) (staženo 15. 2. 2010).
- VAN DEN BERGH, J. 1996. *Ecological Economics and Sustainable Development*. 1. vyd. Cheltenham: Edward Elgar Publishing.
- VAN DEN BERGH, J. 2000. Ecological Economics: Themes, Approaches, and Differences with Environmental Economics. *Tinbergen Institute Discussion Paper 80/3*.
- VAN EST, P. 2003. *Separate Pasts, Shared Future: An Environmental Policy Comparison, the Czech Republic and the Netherlands 1948–2001*. 1. vyd. Praha: Institute for Environmental Policy.

- VATN, A. 2005a. *Institutions and the Environment*. 1. vyd. Northampton: Edward Elgar Publishing.
- VATN, A. 2005b. Rationality, Institutions and Environmental Policy. *Ecological Economics* 55, s. 203–217.
- VEBLEN, T. B. 1899. *Theory of the Leisure Class: An Economic Study of the Evolution of Institutions*. 1. vyd. New York: MacMillan.
- VEJCHODSKÁ, E. 2006. *Land Development and Tradable Development Rights*. Praha: Národohospodářská fakulta, Vysoká škola ekonomická v Praze. Disertační práce.
- VEJCHODSKÁ, E. 2007. *Ekonomie a politika městského životního prostředí*. 1. vyd. Praha: Oeconomica.
- VITURKA, M. 2005. *Environmentální ekonomie*. 1. vyd. Brno: Masarykova univerzita.
- VLČEK, O. 2006. *Aktuální vývoj na světovém trhu emisemi skleníkových plynů*. Praha: Národohospodářská fakulta, Vysoká škola ekonomická v Praze. Diplomová práce.
- VLČKOVÁ, J. (ed.). 2006. *Podnikový ekolog*. 1. vyd. Praha: IREAS, Institut pro strukturální politiku, o. p. s.
- VODNÍ ZÁKON *Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon)*. <http://www.tzb-info.cz/pravni-predpisy/zakon-c-254-2001-sb-o-vodach-a-o-zmene-nekterych-zakonu-vodni-zakon> (staženo 16. 8. 2011).
- VYSOKÁ ŠKOLA BÁŇSKÁ – TECHNICKÁ UNIVERZITA OSTRAVA 2010. *Emise POP a těžkých kovů z malých zdrojů a jejich emisní faktory. Extrakt ze závěrečné zprávy č. 90/10 o řešení projektu SP/1a2/116/07 za léta 2007 až 2010*. [http://emisnifactory.zuova.cz/doc/extrakt\\_ze\\_zaverecne\\_zpravy.pdf](http://emisnifactory.zuova.cz/doc/extrakt_ze_zaverecne_zpravy.pdf) (staženo 16. 8. 2011).
- WALLART, N. 1999. *The Political Economy of Environmental Taxes*. Cheltenham: Edward Elgar.
- WEILAND, R. 1993. Der Abfallbegriff: Eine vergleichende Analyse rechtswissenschaftlicher und wirtschaftswissenschaftlicher Vorstellungen zum Begriff des Abfalls. *Die Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 2. s. 113–136.

- WEITZMAN, M. 1974. Prices vs. Quantities. *Review of Economic Studies* 41, s. 477–491.
- WERBECK, N. 1993. *Konflikte um Standorte für Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen*. Berlin: Duncker&Humblot.
- WILHELMSSON, M. 2000. The Impact of Traffic Noise on the Values of Single-family Houses. *Journal of Environmental Planning and Management* 43, s. 799–815.
- WISE 2007. *Introduction to the New EU Water Framework Directive*. [http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/intro\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/intro_en.htm) (staženo 2. 1. 2007).
- YANDLE, B., VIJAYARAGHAVAN, M., BHATTARAI, M. 2000. *The Environmental Kuznets Curve: A Primer*. [http://www.perc.org/files/Yandle\\_Kuznets02.pdf](http://www.perc.org/files/Yandle_Kuznets02.pdf) (staženo 2. 1. 2007).
- YOUNG, O. R. 2002. *The Institutional Dimensions of Environmental Change – Fit, Interplay and Scale*. 1. vyd. Cambridge: The MIT Press.
- YOUNG, R. A. 2005. *Determining the Economic Value of Water – Concepts and Methods*. 1. vyd. Washington: Resources for the Future.
- ZAJÍČEK, M. 2000. *Konkurence v českém plynárenství: Návrh na deregulaci českého plynárenství*. Praha: Národohospodářský ústav Josefa Hlávky.
- ZOLLINGER, F. 2005. Handelbare Flächenzertifikate und die Schweizer Raumplanung. *Urban Sprawl* 1, s. 66–74.

# **Ekonomie životního prostředí - teorie a politika**

**Ing. Lenka Slavíková, Ph.D.  
Ing. et Ing. Eliška Vejchodská, Ph.D.  
Ing. Jan Slavík, Ph.D., a kol.**

Vydává nakladatelství c<sup>o</sup>Alfa Nakladatelství, s. r. o.,  
Ječná 32, 120 00 Praha 2 → Rok prvního vydání:  
2012 → Jazyková korektura: Jana Dudová → Návrh  
obálky: Bohumil Janda → Obrázek a sazba obálky:  
Libor Drobný → Návrh sazby: Bohumil Janda a  
Kateřina Šlehoferová → Sazba: Jiří Rybička → Tech-  
nická redaktorka: Johana Arazimová Edice: Eko-  
nomie studium 18,29 AA Náklad 500 ks Tisk:  
Tiskárna Alfa Made in EU [www.alfaknihy.cz](http://www.alfaknihy.cz)  
[info@alfaknihy.cz](mailto:info@alfaknihy.cz) ISBN 978-80-87197-45-5

## Témata seminární práce

### 1. Vytápění a odklon od uhlí

V současné době dochází v Evropě k masivnímu odklonu od spalování uhlí (v důsledku regulace emisí skleníkových plynů prostřednictvím systému obchodování s emisními povolenkami – EU ETS). Cena za vypouštění CO<sub>2</sub> vzrostla rychleji, než bylo všeobecně předpokládáno. S tím začala být většina uhelných zdrojů ztrátových během velmi krátké doby a jejich provozovatelé jsou tak nuceni vyřadit je z provozu dříve, než původně předpokládali. V České republice máme. Přitom výjimečně rozšířené centrální systémy zásobování tepelnou energií (tzv. CZT). Je to v kontextu současného dění výhoda, nebo nevýhoda? Jak budou dále zásobovány domácnosti, které jsou nyní napojeny na systémy CZT? Co to znamená pro českou energetiku? Jaké jsou možné dopady na emise znečišťujících látek? Jaké jsou možné dopady na výdaje domácností a energetickou chudobu? Jaké regiony jsou nejvíce dotčené? Jak minimalizovat různé možné negativní dopady probíhajících změn? Měl by regulátor do probíhajících změn nějak zasahovat, nebo by měly být ponechány trhu?

### 2. Emisní analýza elektro mobility

Současným trendem zejm. v Evropě je elektro mobilita, a to i přes řadu hlasů vědecké komunity o tom, že to není ideální směr. Podívejte se objektivně na tuto problematiku. Jak je to ve skutečnosti s emisemi skleníkových plynů? Přispívá elektro mobilita k jejich snížení, nebo má dopad pouze na kvalitu místního ovzduší (nevypouští emise v místě, kde automobil jezdí), ale emise skleníkových plynů ve skutečnosti nesnižuje. Na čem to závisí? Najděte a analyzujte provedené studie na toto téma, které mapují celý životní cyklus automobilů (tzv. LCA studie - life cycle assessment). Automobily spalující fosilní paliva vyprodukují 60 % jejich dopadů během jejich provozu. Jejich výroba a následná likvidace jsou zodpovědné shodně za 20 % jejich dopadů.

### 3. Hodnocení dopadů regulací (tzv. RIA – regulatory impact assessment)

Najděte studie, abyste posoudili dopad regulace, kterou si vyberete. Jaké metody byly v těchto studiích použity? Na jaké ekonomické subjekty se zaměřují? Zabývají se tyto studie nějak redistribučními účinky politik (tj. které příjmové skupiny nebo sociální skupiny budou nejvíce postiženy)? Zabývají se některé studie podrobně dopady regulace na podnikatelský sektor?

### 4. Srovnání ekonomických přístupů k řešení vybraného problému životního prostředí

Prezentujte a diskutujte detailně vybraný problém a jeho řešení v oblasti ekonomie životního prostředí z pohledu různých ekonomických škol zabývajících se ŽP. Konfrontujte pohledy těchto škol. Podrobně představte nějaký environmentální problém a následně diskutujte o tom, jak byl řešen/vyřešen. Existuje nějaký jiný způsob řešení problému z pohledu různých ekonomických škol zabývajících se environmentálními problémy/environmentální politikou? Pokud ano, proveďte srovnání těchto alternativních přístupů k řešení.

### 5. Ekonomické hodnocení přírodních statků

Diskutujte vybrané hodnocení přírodních statků, které bylo provedeno a kde vyšly např. velmi odlišné výsledky ve studiích. Čím to bylo pravděpodobně způsobeno? Diskutujte články v kontextu použitých metod a využitelnosti výsledků v praxi.



**6. Systém vodního hospodářství (povolení k odběru vody, stanovování ceny jako regulačního mechanismu, zpoplatnění povolení k odběru vody, převoditelnost povolení k odběru vody, rozdíly na různých tocích atp.) v České republice a v USA. Porovnejte tyto systémy v základních parametrech. Který je více regulatorní a který více spoléhá na tržní síly?**

Jak funguje vodohospodářský systém hospodaření s vodou ve vaší zemi? Je dostatek vody jak pro: spotřebu v domácnostech, tak pro průmysl? Představte si, že chcete začít podnikat (bez ohledu na obor). Můžete odebírat z veřejného vodovodu (nebo ze soukromé studny) tolik vody, kolik si přejete? Pokud ne, koho musíte požádat? Jaká je cena vody a jak je stanovena? Můžete své povolení k odběru vody převést na nějaký jiný podnik? Jak funguje tento systém v USA?

**7. Znamená růst bohatství společnosti automaticky i růst štěstí jejich obyvatel? Co nám o tomto vztahu říká „ekonomie štěstí“?**

Naši politici a také status quo ve společnosti nám říkají, že čím jsme bohatší, tím bychom měli být šťastnější. Jako důkaz tohoto tvrzení může sloužit skutečnost, že "hrubý domácí produkt" je hlavním sledovaným ekonomickým ukazatelem. Je skutečně pravda, že čím jsme bohatší, tím jsme šťastnější? Existují nějaké jiné "alternativní" ukazatele ekonomického růstu? Co nám o tomto vztahu říká kniha obor ekonomie, který se nazývá "Ekonomie a štěstí"?

**8. Dobrovolné environmentální dohody**

Dobrovolné environmentální dohody někdy představují pro podniky atraktivní alternativu k tradiční příkazové nebo ekonomické regulaci jejich činnosti. Najděte některé příklady environmentálních dohod v EU nebo ve světě. Byly tyto dohody úspěšné? Jaké jsou jejich hlavní výhody/nevýhody ve srovnání s tradičními formami regulace?

## Témata závěrečné práce

### 1. Vytápění a odklon od uhlí

V současné době dochází v Evropě k masivnímu odklonu od spalování uhlí (v důsledku regulace emisí skleníkových plynů prostřednictvím systému obchodování s emisními povolenkami – EU ETS). Cena za vypouštění CO<sub>2</sub> vzrostla rychleji, než bylo všeobecně předpokládáno. S tím začala být většina uhelných zdrojů ztrátových během velmi krátké doby a jejich provozovatelé jsou tak nuceni vyřadit je z provozu dříve, než původně předpokládali. V České republice máme. Přitom výjimečně rozšířené centrální systémy zásobování tepelnou energií (tzv. CZT). Je to v kontextu současného dění výhoda, nebo nevýhoda? Jak budou dále zásobovány domácnosti, které jsou nyní napojeny na systémy CZT? Co to znamená pro českou energetiku? Jaké jsou možné dopady na emise znečišťujících látek? Jaké jsou možné dopady na výdaje domácností a energetickou chudobu? Jaké regiony jsou nejvíce dotčené? Jak minimalizovat různé možné negativní dopady probíhajících změn? Měl by regulátor do probíhajících změn nějak zasahovat, nebo by měly být ponechány trhu?

### 2. Emisní analýza elektro mobility

Současným trendem zejm. v Evropě je elektro mobilita, a to i přes řadu hlasů vědecké komunity o tom, že to není ideální směr. Podívejte se objektivně na tuto problematiku. Jak je to ve <sup>→</sup>skutečnosti <sup>→</sup>s emisemi <sup>→</sup>skleníkových plynů? Přispívá elektro <sup>→</sup>mobilita k jejich snížení, nebo má dopad pouze na kvalitu místního ovzduší (nevypouští emise v místě, kde automobil jezdí), ale emise skleníkových plynů ve skutečnosti nesnižuje. Na čem to závisí? Najděte a analyzujte provedené studie na toto téma, které mapují celý životní cyklus automobilů (tzv. LCA studie - life cycle assessment). Automobily spalující fosilní paliva vyprodukují 60 % jejich dopadů během jejich provozu. Jejich výroba a následná likvidace jsou zodpovědné shodně za 20 % jejich dopadů.



### 3. Hodnocení dopadů regulací (tzv. RIA – regulatory impact assessment)

Najděte studie, abyste posoudili dopad regulace, kterou si vyberete. Jaké metody byly v těchto studiích použity? Na jaké ekonomické subjekty se zaměřují? Zabývají se tyto studie nějak redistribučními účinky politik (tj. které příjmové skupiny nebo sociální skupiny budou nejvíce postiženy)? Zabývají se některé studie podrobně dopady regulace na podnikatelský sektor?

### 4. Srovnání ekonomických přístupů k řešení vybraného problému životního prostředí

Prezentujte a diskutujte detailně vybraný problém a jeho řešení v oblasti ekonomie životního prostředí z pohledu různých ekonomických škol zabývajících se ŽP. Konfrontujte pohledy těchto škol. Podrobně představte nějaký environmentální problém a následně diskutujte o tom, jak byl řešen/vyřešen. Existuje nějaký jiný způsob řešení problému z pohledu různých ekonomických škol zabývajících se environmentálními problémy/environmentální politikou? Pokud ano, proveďte srovnání těchto alternativních přístupů k řešení.

### 5. Ekonomické hodnocení přírodních statků

Diskutujte vybrané hodnocení přírodních statků, které bylo provedeno a kde vyšly např. velmi odlišné výsledky ve studiích. Čím to bylo pravděpodobně způsobeno? Diskutujte články v kontextu použitých metod a využitelnosti výsledků v praxi. → → →

**6. Systém vodního hospodářství (povolení k odběru vody, stanovování ceny jako regulačního mechanismu, zpoplatnění povolení k odběru vody, převoditelnost povolení k odběru vody, rozdíly na různých tocích atp.) v České republice a v USA. Porovnejte tyto systémy v základních parametrech. Který je více regulatorní a který více spoléhá na tržní síly?**

Jak funguje vodohospodářský systém hospodaření s vodou ve vaší zemi? Je dostatek vody jak pro: spotřebu v domácnostech, tak pro průmysl? Představte si, že chcete začít podnikat (bez ohledu na obor). Můžete odebírat z veřejného vodovodu (nebo ze soukromé studny) tolik vody, kolik si přejete? Pokud ne, koho musíte požádat? Jaká je cena vody a jak je stanovena? Můžete své povolení k odběru vody převést na nějaký jiný podnik? Jak funguje tento systém v USA?

**7. Znamená růst bohatství společnosti automaticky i růst štěstí jejich obyvatel? Co nám o tomto vztahu říká „ekonomie štěstí“?**

Naši politici a také status quo ve společnosti nám říkají, že čím jsme bohatší, tím bychom měli být šťastnější. Jako důkaz tohoto tvrzení může sloužit skutečnost, že "hrubý domácí produkt" je hlavním sledovaným ekonomickým ukazatelem. Je skutečně pravda, že čím jsme bohatší, tím jsme šťastnější? Existují nějaké jiné "alternativní" ukazatele ekonomického růstu? Co nám o tomto vztahu říká kniha obor ekonomie, který se nazývá "Ekonomie a štěstí"?

**8. Dobrovolné environmentální dohody**

Dobrovolné environmentální dohody někdy představují pro podniky atraktivní alternativu k tradiční příkazové nebo ekonomické regulaci jejich činnosti. Najděte některé příklady environmentálních dohod v EU nebo ve světě. Byly tyto dohody úspěšné? Jaké jsou jejich hlavní výhody/nevýhody ve srovnání s tradičními formami regulace?