

IEEP



**Národohospodářské modely
dopadů opatření politiky
životního prostředí na
makroekonomické
agregáty v České republice**

Jan Pavel (ed.)

Praha, 2006

Národohospodářské modely dopadů opatření politiky životního prostředí na makroekonomické agregáty v České republice

Jan Pavel (ed.)



Institut pro ekonomickou a ekologickou politiku (IEEP)
Fakulty národohospodářské, Vysoká škola ekonomická v Praze
Praha 2006

IEEP



Publikace vznikla s podporou Ministerstva životního prostředí ČR.

Zpracoval řešitelský tým ve složení:

Ing. Jan Pavel, Ph.D. – kap. I.1., kap. I.5. a kap. VIII.
Ing. Jan Slavík – kap. I.2. a kap. III.
Ing. Jan Brůha, M.A. – kap. I.3.-I.4., kap.IV., V. a VII.
Ing. Lenka Čamrová – kap. II.
Mgr. Milan Ščasný – kap. I.3.-I.4., kap.IV. a V.
Dr. Eva Tošovská, CSc. – kap. VI.

Název: Národohospodářské modely dopadů opatření politiky životního prostředí na makroekonomické agregáty v České republice

Autoři: Jan Pavel (ed.)

Vydavatel: **IEEP, Institut pro ekonomickou a ekologickou politiku při FNH VŠE v Praze**

e-mail: ieep@ieep.cz, <http://www.ieep.cz>

ve spolupráci s: **IREAS, Institut pro strukturální politiku, o.p.s.**

sídlo: Mařákova 292/9, Praha 6, 160 00

kancelář: Štěpánská 45, Praha 1, 110 00

tel./fax: +420 222 230 259

e-mail: ireas@ireas.cz, <http://www.ireas.cz>

Místo a rok vydání: Praha, 2006

Distribuce: vydáno na CD

Rozsah: 186 stran

ISBN 80-86684-40-7

Obsah

Anotace	7
Úvod	9
I. Vliv cen energií a motorových paliv na spotřebních chování domácností.....	11
1. Úvod	12
2. Diskuse vhodných nástrojů k analýze změn spotřebního chování v důsledku aplikace politiky životního prostředí	12
2.1 Politika ochrany životního prostředí	12
2.2 Administrativní nástroje	14
2.3 Ekonomické nástroje	16
3. Analýza vlivu cen energií a motorových paliv na spotřební chování domácnosti – metody diskrétní volby: metodologie	23
4. Výsledky modelu diskrétní volby: nulové výdaje za energie a dopravu	24
4.1 Úvod	24
4.2 Nulové výdaje za energie	25
4.3 Nulové výdaje za dopravu	30
5. Závěr	39
II. Poplatky a ceny ve vodním hospodářství a jejich vliv na spotřebu vody v ČR	41
1. Úvod	42
1.1 Ekonomické nástroje ve vodním hospodářství	42
1.2 Ceny pro vodné a stočné	43
1.3 Vliv změny cen pro vodné a stočné na spotřebu pitné vody v ČR	45
2. Závěr	49
III. Analýza působení poplatků v odpadovém hospodářství na rozhodování domácností	51
1. Úvod	52
1.1 Zákonná povaha poplatků v odpadovém hospodářství v České republice	53
1.2 Vznik odpovědnosti spotřebitelů za produkováný komunální odpad	54
1.3 Princip ekonomické odpovědnosti a podoba poplatku	57
2. Konstrukce poplatků v odpadovém hospodářství a jejich schopnost stimulovat změnu spotřebitelského rozhodování	64

3.	Kvantitativní analýza aplikace poplatků v odpadovém hospodářství.....	72
3.1	Produkce komunálního odpadu	73
3.2	Produkce komunálního odpadu a výše poplatku za komunální odpad.....	76
3.3	Výdaje domácností v souvislosti nakládání s odpady	77
4.	Závěr.....	78
IV.	Modelování dopadů environmentální regulace na firmy	81
1.	Úvod	82
2.	Analýza dat.....	82
2.1	Popis dat	82
3.	Analýza produkčních funkcí	93
3.1	Obecné principy.....	93
3.2	Odhad produkční funkce pro data ČR	98
3.3	Srovnání s vybranými výsledky světových odhadů elasticit.....	101
4.	Simulace na základě odhadu elasticit.....	102
5.	Porterova hypotéza	105
5.1	Pojetí konkurenceschopnosti	106
5.2	Hypotéza ráje znečišťovatelů – „Pollution heaven hypotesis“	107
5.3	Revizionisté – nová naděje?	108
5.4	Reakce na Porterovu hypotézu – neoklasická teorie vrací úder.....	111
5.5	Návrat Porterovy hypotézy	113
5.6	Empirické výzkumy dopadů environmentální regulace	114
6.	Závěr.....	116
V.	Dekompoziční analýza snížení znečištění ovzduší v České republice: Zaměřeno na hlavní faktory působící na změnu tlaku na životní prostředí v období transformace.....	119
1.	Úvod	120
2.	Popis dat	121
2.1	Ekonomika a environmentální regulace	121
2.2	Znečištění ovzduší a spotřeba energie	122
3.	Dekompozice environmentální zátěže	123
3.1	Metodologie.....	123
3.2	Výsledky pro Českou republiku	124
4.	Ekonometrická analýza intenzity emisí	125
4.1	Metodologie.....	125
4.2	Výsledky odhadů.....	127
5.	Závěr.....	128

VI. Analýza dopadů obchodní politiky na životní prostředí	131
1. Úvod	132
2. Liberalizace mezinárodního obchodu a ochrana životního prostředí; analýza celních sazeb „environmentálního zboží“ v ČR v letech 1993 – 2002	132
3. Závěr	142
VII. Makroekonomické modelování dopadů opatření politiky životního prostředí	143
1. Úvod	144
2. Přístupy k modelování národohospodářských dopadů environmentální regulace	144
2.1 Modely integrovaného zhodnocení	145
3. Motivace	149
3.1 Současný stav světového poznání	150
3.2 Makroekonomické modelování daňových interakcí	151
3.3 Shrnutí výzkumu makroekonomických dopadů environmentální regulace na trh práce	155
3.4 Shrnutí výzkumu dopadů environmentální regulace v otevřené ekonomice pomocí makroekonomických modelů	156
3.5 Zkoumané hypotézy pomocí dynamického modelu všeobecné rovnováhy	158
4. Struktura modelu	159
4.1 Nabídková strana modelu	159
4.2 Poptávková strana a trh práce	161
4.3 Uzávěr modelu a veřejný sektor	163
4.4 Kalibrace modelu	164
5. Simulace	165
5.1 Simulace číslo 1 – vliv distorzí daňového systému	165
5.2 Simulace číslo 2 – dopad zdražení cen světových energetických surovin	169
5.3 Simulace číslo 3 – změna preferencí	171
5.4 Ostatní simulační experimenty	174
6. Závěr	175
VIII. Závěr	177
References	179

Přílohy (v elektronické podobě na CD)

Příloha 1 – Podrobné výsledky modelu diskrétní volby: nulové výdaje za energie

Příloha 2 – Podrobné výsledky modelu diskrétní volby: nulové výdaje za dopravu

Příloha 3 – Emise škodlivin ovzduší v České republice v období 1990 – 2003

Příloha 4 – Grafická prezentace dekompoziční analýzy

Anotace

Dynamické změny na poli ochrany životního prostředí v období transformace měly signifikantní dopad na makroekonomické veličiny v České republice. Zavádění přísnějších limitů pro vypouštění škodlivých látek či zvýšené nároky na kvalitu čistíren odpadních vod s sebou přinášely značné dodatečné náklady, a to jak investiční tak i běžné. To se zprostředkovaně projevovalo na hodnotách vybraných makroagregátů jako např. HDP či míře inflace.

Cílem předložené publikace je na základě ex-post analýzy časových řad identifikovat vliv zaváděných administrativních a ekonomických nástrojů ochrany životního prostředí na makroekonomické agregáty a tyto poznatky využít ke konstrukci makroekonomického modelu, který umožní v budoucnu provádět ex-ante analýzy připravovaných změn.

Publikace je rozdělena do sedmi kapitol. **První kapitola** je zaměřena na sektor domácností a analyzuje s využitím modelu nulových výdajů faktory, které ovlivňují výdaje domácností na energie a dopravu. Předmětem **druhé kapitoly** je analýza dopadů změn cen vodného a stočného na spotřebu vody v ČR. **Třetí kapitola** analyzuje vliv poplatků na odpadové hospodářství. Následující, **čtvrtá kapitola**, je zaměřena na firemní sektor a podrobně zkoumá dopady environmentální regulace na konkurenceschopnost. Cílem **páté kapitoly** je objasnit, jaké faktory stály za snížením znečištění vzduchu v období transformace. Předposlední **šestá kapitola** oslovuje problematiku dopadů liberalizace zahraničního obchodu na obchod s environmentálním zbožím. Konečně poslední **sedmá kapitola** obsahuje popis makroekonomického modelu a ukázky simulací.

Součástí publikace jsou i přílohy, které dokumentují podrobné výsledky modelu diskrétní volby v případě energie (**příloha 1**) a dopravy (**příloha 2**), dále vývoj emisí do ovzduší v letech 1990 – 2003 (**příloha 3**) a grafickou prezentaci dekompoziční analýzy (**příloha 4**).

Úvod

Tato publikace shrnuje výsledky řešení projektu „**Národohospodářské modely dopadů opatření politiky životního prostředí na makroekonomické agregáty v České republice**“ – 1C/4/42/04, kterých docílil řešitelský tým složený s pracovníků Institutu pro ekonomickou a ekologickou politiku VŠE a externích odborníků. Projekt byl řešen v letech 2004 a 2005 a struktura jeho řešení vychází ze schváleného projektového záměru a zápisů z kontrolních dnů.

Tato publikace je strukturována z hlediska tématických okruhů, které byly zpracovávány. Pro výzkum v roce 2005 byly stanoveny specifické tématické okruhy:

- analýza faktorů, které ovlivňují spotřební chování domácnosti v oblasti energie a dopravy, a to prostřednictvím metody nulových výdajů (výsledky jsou prezentovány v kapitole 1).
- analýza vlivu cen vodného a stočného na spotřebu vody v ČR (výsledky analýzy jsou zpracovány v kapitole 2, kde jsou identifikovány základní trendy a vysvětleny faktory vedoucí až k současné situaci spotřeby „hygienického“ minima).

Kapitola 3 obsahuje analýzu vlivu poplatkových nástrojů v odpadovém hospodářství. Zde jsou diskutovány jak základní teoretické předpoklady efektivnosti poplatkových nástrojů, tak i praktické aspekty dnes převažujícího systému „paušální“ daně vedoucí k nedostatečné stimulaci pro snižování odpadů na komunální úrovni.

Kapitola 4 je zaměřena na firemní sektor a podrobně zkoumá dopady environmentální regulace na konkurenceschopnost. Diskutovány jsou jak teoretické aspekty konstrukce produkční funkce a porterovy hypotézy, tak i praktické výsledky získané z analýzy dat v ČR.

Cílem páté kapitoly je objasnit, jaké faktory stály za snížením znečištění vzduchu v období transformace.

Předposlední, šestá kapitola oslovuje problematiku dopadů liberalizace zahraničního obchodu na obchod s environmentálním zbožím.

Konečně poslední, sedmá, kapitola obsahuje popis makroekonomického modelu a ukázky simulací.

I.

**Vliv cen energií a motorových paliv na
spotřebních chování domácností**

1. Úvod

Politiky na ochranu životního prostředí jsou v řadě případů zaměřeny i na sektor domácností, jejichž spotřební chování se snaží ovlivnit. Vzhledem k významným dopadům na kvalitu životního prostředí (zejména ovzduší) jsou politiky často zacíleny na omezení spotřeby energií a pohonných hmot. Obsahem této kapitoly je proto analýza faktorů, které ovlivňují spotřební chování domácností v oblasti energií a dopravy.

2. Diskuse vhodných nástrojů k analýze změn spotřebního chování v důsledku aplikace politiky životního prostředí

Dříve než bude přistoupeno k analýze nástrojů, jež ovlivňují rozhodování spotřebitelů na trhu zboží a služeb, pak je nutné odpovědět na otázku, co je příčinou aplikace nástrojů politiky ochrany životního prostředí v praxi a jaké jsou očekávané důsledky aplikace nástrojů v podmínkách České republiky. Teprve po zodpovězení těchto základních otázek bude moci být přistoupeno k podrobné analýze konstrukce nejvýznamnějších nástrojů politiky ochrany životního prostředí, jež mají podle současných zkušeností nejvyšší úspěch v podobě změny rozhodování spotřebitelů v oblasti ochrany životního prostředí.

2.1 Politika ochrany životního prostředí

Jak bylo zřejmé z předchozího textu, pak aplikace nástrojů ovlivňujících rozhodování spotřebitelů souvisí s ochranou životního prostředí. Vzhledem k tomu, že životním prostředím je „**vše, co vytváří přirozené podmínky existence organismů včetně člověka a je předpokladem jejich dalšího vývoje, přičemž jeho složkami jsou zejména ovzduší, voda, horniny, půda, organismy, ekosystémy a energie**“¹, pak jakákoli lidská aktivita (zejména výroba a spotřeba) má své dopady na kvalitu životního prostředí a jako taková by měla být pod kontrolou (dohledem) státu.

Touto kontrolou je v podmínkách České republiky formulace Státní politiky životního prostředí a dále konkretizované politiky pro jednotlivé složky životního prostředí (např. Plán odpadového hospodářství ČR). Jednou z dílčích částí formulace politiky ochrany životního prostředí v České republice je rovněž návrh nástro-

¹ Zákon č. 72/1992 Sb., o životním prostředí (změna č. 123/1998 Sb. a č. 100/2001 Sb.).

jů, jejichž prostřednictvím mají být dosaženy základní cíle v složkové ochraně životního prostředí.

Nástroje, jejichž hlavním smyslem je změna výrobního či spotřebního chování subjektů na trhu za účelem ochrany životního prostředí, lze dělit podle toho, jakým způsobem se snaží rozhodování subjektů na trhu ovlivnit. Pokud je nástroj konstruován tak, že vyvolává nerovnovážné postavení státu (jako kontrolora chování subjektů na trhu) a subjektů na trhu, pak se jedná o nástroje normativní (administrativní) povahy. Definiční podstatou těchto nástrojů je snaha prostřednictvím příkazů či zákazů donutit spotřebitele či výrobce ke konkrétnímu chování, jež je obvykle spojeno s méně negativním vlivem na kvalitu životního prostředí (Jílková 2003).

Vedle těchto nástrojů je však možné identifikovat i nástroje, jejichž definiční podstatou je simulace podmínek trhu. Jako takové nevyužívají tyto nástroje donucovacího principu k dosažení změny způsobu chování, ale naopak umožňují hledat vlastní řešení definovaného problému v rámci individuálních podmínek rozhodování (Jílková 2003). V ekonomické literatuře zaměřené na politiku ochrany životního prostředí se tyto nástroje nazývají tržně orientované. I přesto, že jsou založené na spontánním tržním mechanismu, pak je nelze oddělit od aktivit státu.

Právě pozice státu jako kontrolora spotřebního rozhodování a spotřebitele jako objektu kontroly bude hrát významnou roli při analýze účinnosti nástrojů politiky ochrany životního prostředí v plnění definovaných cílů. Aplikaci nástrojů v praxi by však měla předcházet podrobná evaluace, jež by umožňovala identifikovat všechna rizika a naopak výhody, jež jsou s využitím nástrojů v praxi spojeny. Z OECD (1996) je zřejmé, že by se mělo jednat o následující typy evaluace:

- vyhodnocení teoretických argumentů
- ex – ante hodnocení
- ex – post hodnocení

Hodnocení z hlediska ekonomické teorie by mělo být založeno na hodnocení nákladů a užitků spojených s aplikací ekonomických nástrojů a nástrojů založených na principu donucení (*command and control*) v kontextu ekonomického modelu, jež předpokládá zisk maximalizující firmu a soubor cílů politiky ochrany životního prostředí.

Ex – ante hodnocení je založené na ex – ante kvantifikaci nákladů a užitků spojených s aplikací nástrojů politiky ochrany životního prostředí, a to na základě dat relevantních k příslušným problémům této politiky nebo současných zkušeností s aplikací nástrojů v ekonomické praxi.

Podstatou **ex – post hodnocení** je zhodnocení zkušeností s aplikací nástrojů v praxi. Narozdíl od předchozích dvou typů nepracuje tento typ hodnocení s nutnými předpoklady chování subjektů a jinými druhy předpokladů, na jejichž základě je možné činit **ex – ante** závěry o účinnosti nástrojů. Při hodnocení se vychází z aktuálních zkušeností, kde jsou vyhodnocovány reakce spotřebitelů na jednotlivé nástroje. Tento typ hodnocení může přinést oproti předchozím druhům jasná doporučení pro tvůrce politiky ochrany životního prostředí.

Hlavním cílem evaluace účinnosti nástrojů je snížit náklady (např. administrativní náklady či náklady na zamezení) implementace nevhodných nástrojů do praxe. Součástí aplikace jakéhokoli nástroje v praxi je změna spotřebního či výrobního chování doprovázená změnou (především zvýšení) nákladů na zamezení. Rovněž je třeba uvažovat náklady, které souvisí se správou příslušného nástroje (administrativní náklady). Opakovaná aplikace nástrojů v praxi či nahrazování špatně fungujících nástrojů nástroji novými zvyšuje celkové náklady jak v případě soukromých subjektů, tak orgánů státní správy. Zvýšené náklady na zamezení soukromých subjektů následně mohou zvyšovat tendence se působnosti nástroje vyhnout².

Z dostupných **ex – ante** evaluací nástrojů politiky ochrany životního prostředí vyplývá (např. OECD 1996, UN 1997 a OECD 2001), že nejvíce účinnými jsou tržně orientované nástroje (tzv. *market oriented instruments*). Hlavními měřítky účinnosti jsou **ekologická účinnost** (schopnost dosáhnout příslušných cílů politiky ochrany životního prostředí) a **ekonomická efektivnost** (schopnost dosáhnout příslušných cílů politiky ochrany životního prostředí s minimálními náklady). Klíčovým kritériem pro volbu ekonomických nástrojů by však neměl být předpoklad o neefektivnosti administrativních nástrojů založených na regulaci spotřebního chování, ale skutečnost, že je prostřednictvím nástrojů založených na tržních principech možné dosáhnout definovaných cílů s nižšími náklady (OECD 1996).

2.2 Administrativní nástroje

Administrativní nástroje představují nástroje, jež spočívají v regulaci chování subjektů, jejichž ekonomická aktivita (spotřeba či výroba) má či může mít negativní vlivy na životní prostředí. Regulace může mít buď povahu **zákazu** (explicitně stanovený zákaz určité činnosti) či **příkazu** (je stanovena míra znečištění životního

² Vedle tohoto cíle je hlavním smyslem evaluace rovněž (a) posouzení účinnosti nástrojů v praxi, (b) zda bylo dosaženo požadovaného záměru implementace nástroje (ekologická účinnost), (c) možnost porovnávání alternativních nástrojů z hlediska jejich účinnosti, (d) možnost změny konstrukce nástrojů a podmínek implementace, (e) jasný signál pro spotřebitele o záměrech státu v oblasti ochrany životního prostředí (OECD 1996).

prostředí, jejíž překročení se trestá). Zřejmým rozdílem obou forem regulace je síla, s kterou působí na chování příslušného subjektu. Zatímco v případě zákazů jde o nezvratné zamezení konkrétní činnosti způsobující pokles kvality životního prostředí, pak v případě příkazů je povolena určitá míra zatížení životního prostředí s konkrétní definicí limitů. Ekonomickou podstatou působnosti administrativních nástrojů je zvyšování nákladů na zamezení negativního vlivu na životní prostředí, jež musí nést ekonomické subjekty v souvislosti s výkonem jejich ekonomické činnosti.

I přesto, že již bylo o tomto druhu nástrojů pojednáno v řadě odborných publikací a zpráv (např. Jílková 2003), pak je třeba shrnout základní nedostatky, které jsou s aplikací těchto nástrojů spojeny. V první řadě je nutné zmínit, že administrativní nástroje nestimulují po splnění určitého limitu k dalšímu zlepšování stavu životního prostředí (jedná se nejen o limity, ale např. i o normy či standardy). Mezi další omezení administrativních nástrojů patří zejména následující skutečnosti (Jílková 2003):

- průhlednost administrativních nákladů vytváří podmínky pro jednoznačnou negativní reakci (tlak na rozhodování státní správy)
- omezují rozhodovací prostor subjektů a tím brání mikroekonomicky a makroekonomicky nejlepšímu řešení
- neberou v úvahu individuální výši nákladů na zamezení
- vysoké administrativní náklady na dohled, zda subjekty jednají v souladu s povinnostmi definovanými státní správou a v řadě příkladů nemožnost kontrolovat všechny subjekty

S aplikací administrativních nástrojů v praxi jsou však spojeny i určité výhody, které spočívají především ve větší jistotě reakce, vyšší účinnosti při řešení akutních problémů, jednodušší aplikovatelnost a srozumitelnost a dlouhodobá zkušenost s jejich fungováním. Administrativní nástroje představují v masivní podobě právní normy (zákony, vyhlášky, nařízení, technické a jiné normy apod.) ve složkové ochraně životního prostředí a zejména definice práv a povinností subjektů v těchto dokumentech uvedené.

Největší problém administrativních nástrojů jsou vysoké individuální náklady na zamezení znečištění životního prostředí, administrativní náklady a tzv. *compliance costs* (neboli náklady uvedení stavu do souladu s normami, které nesou zejména podniky), jež tento druh nástroje vyvolává. Výše těchto nákladů ve srovnání s ekonomickými nástroji může být prohibitivní povahy, čímž ztrácí nástroj v oblasti ochrany životního prostředí význam. Tyto náklady mohou být mnohem větší, pokud budou zvažovány rovněž náklady vznikající v důsledku vyšší cenové

hladiny, ztráty konkurenceschopnosti na trhu, zvýšení nezaměstnanosti či snížení ekonomického růstu v důsledku snižování produkce (OECD 1996).

Účinnost administrativních nástrojů dále snižuje rostoucí složitost právních norem, která brání snadnému pochopení konstrukce administrativního nástroje. Zvyšující se náklady na analýzu práv a povinností vyplývajících z platných právních norem mají za následek zvyšující se tendenci vyhnout se působnosti těchto norem, a to i za cenu vynaložení nákladů na tyto aktivity (např. uplácení, lobování apod.). Tato možnost vyplývá především z toho, že zde existuje přímá vazba mezi kontrolorem (stát) a kontrolovaným (soukromý subjekt). V řadě případech je konečná výše pokuty za nesplnění povinností věc rozhodnutí příslušného orgánu, což vytváří korupční prostředí. Jak uvádí OECD (1994), pak průmysl často dává přednost přímé regulaci před daněmi či poplatky právě proto, že je obtížnější se platbě těchto nástrojů vyhnout.

Právě rostoucí náklady na správu administrativních nákladů, stejně jako rostoucí vyvolané náklady na zamezení, vytváří prostor pro implementaci nových nástrojů, jež přispějí ke splnění definovaných cílů s nižšími náklady na zamezení, administrativními náklady a *compliance costs*. Těmito nástroji jsou právě nástroje tržně orientované (ekonomické).

2.3 Ekonomické nástroje

Pokud počátek aplikace administrativních nástrojů měl svůj původ v 60. – 70. letech minulého století, pak postupná změna orientace ve prospěch ekonomických nástrojů v politice ochrany životního prostředí je typická pro konec 90. let minulého století s nástupem nových problémů ochrany životního prostředí nebo se změnou dimenze problémů starých (z řady lokálních problémů se staly problémy globálního charakteru – např. znečištění ovzduší, produkce odpadů apod.).

Ideovým základem ekonomických nástrojů je tzv. internalizace externalit, kdy jsou znečišťovatelé životního prostředí nuceni prostřednictvím zdanění nést vyšší než soukromé náklady jejich ekonomické aktivity (tzv. společenské náklady)³. V současné době již tato myšlenka není dávána do souvislostí s působností ekonomických nástrojů, protože povaha těchto nástrojů nemusí mít charakter pouze daně či poplatku.

Z dostupných informačních zdrojů je možné zjistit dělení ekonomických nástrojů podle různých kriterií nebo podle definiční povahy nástroje. Jednou z klasifikací ekonomických nástrojů je klasifikace založená na povaze stimulace (nástroje pozitivní či negativní stimulace) či klasifikace podle okamžiku působení (ex-ante či ex-

³ Tzv. *Pigouviánská daň* (podle A.C.Pigoua).

post nástroje, neboli před vznikem problému – preventivní nebo po vzniku problému – reaktivní). Podle klasifikace OECD (1996) je možné ekonomické nástroje dělit na:

- daně a poplatky
- dotace
- obchodovatelná emisní povolení
- depozitně refundační systémy

Klíčovou výhodou ekonomických nástrojů oproti nástrojům administrativním je možnost soukromých subjektů hledat řešení definovaných problémů ochrany životního prostředí v rámci individuálních možností a v rámci individuálních nákladových podmínek. Každý subjekt tak přispívá ke splnění cílů ochrany životního prostředí měrou, která odpovídá individuální křivce mezních nákladů na zamezení.

Stejně jako v případě administrativních nástrojů závisí účinnost ekonomických nástrojů na reálných podmínkách, v jakých byl daný nástroj implementován. Pro výslednou evaluaci (OECD 1996) nástroje jsou významná následující kritéria?

- **environmentální účinnost** – může být využito řady měřítek, podle kterých je možné určit, zda je nástroj environmentálně účinný či nikoli
 - dopad na znečišťující látky (měřeno ve fyzických jednotkách), např. snížení množství znečišťujících látek
 - dopad poklesu znečišťujících látek na ekologickou škodu (měřeno ve fyzických jednotkách), např. snížení koncentrace znečišťujících látek ve srovnání s jiným územím
 - hodnota snížené ekologické škody (měřeno v monetárních jednotkách)
- **ekonomická efektivnost** – hlavním měřítkem jsou náklady související s implementací daného nástroje (snížení těchto nákladů je hlavním argumentem pro implementaci ekonomických nástrojů)
 - v případě podniků patří mezi náklady vyplývající z implementace daného nástroje náklady na zamezení či náklady vznikající z nákladově náročnějších, ale ekologicky šetrných technologií výroby.
 - v případě spotřebitelů patří mezi tyto náklady např. zvýšené výdaje na spotřebu v důsledku environmentálních opatření či změna spotřebních vzorců ve prospěch ekologicky šetrných produktů či technik
- **administrativní náklady a tzv. *compliance costs*** – tyto náklady zahrnují na jedné straně veškeré náklady související s administrací ekonomických nástrojů (náklady na monitoring, náklady na výběr daní a poplatků či náklady na vynucování dodržování povinností) a náklady, které vznikají soukromým subjektům v souvislosti s nutností vyhovět požadavkům orgánů státní správy.

- **příjmy vyplývající z implementace nástrojů** – řada ekonomických nástrojů (daně a poplatky) je konstruována tak, aby zajišťovala nejen environmentální pobídky k ekologicky šetrnému chování subjektů, ale rovněž aby generovala zisk. Toto kritérium je tak inverzní ke kritériu: „čím vyšší je environmentální účinnost nástroje, tím nižší jsou příjmy, které jsou s tímto nástrojem spojeny“. Problém nastává tehdy, pokud je nástroj konstruován primárně tak, aby přinášel maximální příjmy do veřejných rozpočtů.
- **široké ekonomické efekty** – implementace řady nástrojů může mít za následek změnu cenové hladiny, pokles zaměstnanosti, pokles ekonomického růstu, snížení inovační schopnosti ekonomiky či pokles konkurenceschopnosti, což vyvolává vznik dalších nákladů, které je při implementaci nástrojů zvážit
- **tzv. měkké efekty** (*soft effects*)- jedná se o takové efekty ekonomických nástrojů, které se projevují ve změnách postojů a ekologického uvědomění spotřebitelů a firem. I přesto, že se jedná o efekty pouze obtížně kvantifikovatelné, pak by jim před implementací nástroje měla být věnována pozornost
- **dynamické efekty a inovace** – jedná se o kritérium, které představuje schopnost ekonomického nástroje přispět k rozvoji nových technologií

Všechna vyjmenovaná kritéria by měla být zvážena před samotnou implementací ekonomického nástroje do praxe. Jak již však bylo uvedeno výše v textu, pak na základě dostupných kritérií evaluací jsou ekonomické nástroje považovány za vhodnější, než jsou nástroje administrativní. **Z tohoto důvodu by měla být v praxi politiky ochrany životního prostředí dána přednost aplikaci ekonomických nástrojů.** Ekonomické nástroje lépe než nástroje administrativní vedou ke změně spotřebitelského a výrobního rozhodování subjektů v ekonomice. Jaké ekonomické nástroje jsou nejvhodnější k prosazování cílů politiky ochrany životního prostředí?

Daně a poplatky

Vzhledem k zaměření kapitoly nebude předmětem následujících řádků podrobná analýza konstrukce tohoto ekonomického nástroje, ale především diskuse jeho vhodnosti s ohledem na cíle politiky ochrany životního prostředí a náklady, které tento nástroj vyvolává. Z tohoto pohledu je nutné rozlišit dvě primární funkce tohoto nástroje: na jedné straně plní tento nástroj motivační funkci (stimuluje k určitému chování ve vztahu k ochraně životního prostředí)⁴ a na druhé straně

⁴ Jedná se o nástroj negativní stimulace, neboli znevýhodňuje chování, které má negativní dopady na životní prostředí.

funkci fiskální (jeho cílem je získat prostředky do veřejných rozpočtů na další opatření ochrany životního prostředí).

Z dostupné literatury je zřejmá kritika vhodnosti tohoto nástroje s ohledem na motivační funkci, a to zejména z důvodu nízké úrovně tohoto nástroje či souběhu s jinými (převážně administrativními) nástroji, jež účinnost daní a poplatků snižuje. V podmínkách České republiky zatím chybí systematické zhodnocení vhodnosti tohoto typu nástroje.

Ze zahraničních zkušeností je však možné identifikovat určité závěry o fungování daní a poplatků na poli změny chování subjektů na trhu. Např. dánský systém poplatků za vypouštění odpadních vod, jež vykazuje nejvyšší míru zpoplatnění, má signifikantní dopady na změnu chování příslušných subjektů. V tomto systému se zavedení poplatku projevilo v zásadním snížení produkce znečišťujících látek, a to i přesto, že se na snížení vypouštění těchto látek podílela i změna systému licencování subjektů.

Stejně úspěšný byl i německý systém poplatků za vypouštění odpadních vod, kdy změnou vodního zákona došlo u $\frac{3}{4}$ firem a $\frac{2}{3}$ domácností ke změně přístupu k hospodaření s odpadními vodami. Vzhledem k řadě omezujícím faktorům však není možné přímo uvést i ekonomickou efektivitu systému poplatků. Podobných výsledků bylo dosaženo i ve Francii. Vypovídací hodnotu těchto výsledků však snižuje skutečnost, že paralelně k tomuto nástroji byly aplikovány rovněž komplementární administrativní nástroje, jež neumožňují formulaci jednoznačného závěru o účinnosti daní a poplatků na změnu spotřebního chování domácností (v řadě případů byl tento ekonomický nástroj implementován až druhý v řadě).

V případě zpoplatnění vypouštění látek NO_x do ovzduší ve Švédsku byla aplikace poplatků rovněž úspěšná v dosažení stanovených environmentálních cílů. Během necelých dvou let došlo nejen ke snížení množství znečišťujících látek na jednotku vyrobené elektrické energie, ale i ke snížení absolutního množství vypouštěných znečišťujících látek. Implementace tohoto nástroje do praxe si však vyžádala nákladné investice a rovněž administrativní náklady, které byly vynaloženy v souvislosti se správou poplatků.

Implementace daně na obsah síry na definovaných látkách ve Švédsku měla za následek snížení koncentrací této látky v produktech jako je olej nebo zvýšení tendence využívat látky s nižšími obsahy této látky (např. uhlí). Ročně došlo ke snížení emisí síry do ovzduší o přibližně 6 tis. t (náklady na zamezení činily 10 -15 tis. SKK). Administrativní náklady byly odhadovány na přibližně 1 % z celkových příjmů daně.

Při evaluaci implementace tohoto nástroje v praxi některých zemí Evropské unie byly zjištěny rozdílné náklady na zamezení u jednotlivých dotčených subjektů.

Zatímco u některých subjektů byly náklady na zamezení nižší než zavedená daň (vyplatilo se snižovat produkci znečišťujících látek), pak v případě jiných subjektů byl poměr opačný. Rozhodujícím faktorem pro sledování vhodnosti tohoto nástroje jsou tedy specifické podmínky daného regionu či průmyslu (popř. domácnosti) z hlediska nákladů na zamezení. Rovněž je obtížné oddělit působnost tohoto nástroje od vlivu jiných nástrojů politiky složkové ochrany životního prostředí.

Dotace

Ideovým základem tohoto nástroje je opět tzv. internalizace externalit. Tentokrát s cílem zvýhodnit subjekty, jež svou ekonomickou činností pozitivně působí na jednotlivé složky životního prostředí. Vzhledem k tomu, že některé subjekty produkují statky a služby příznivé k životnímu prostředí, za což nejsou „společností“ dostatečně odměněny, pak stát v pozici kontrolora má zájem na tom, aby byly tyto subjekty zvýhodněny a tím zvýšily množství takto produkováných statků a služeb.

Hlavním problémem aplikace tohoto nástroje je skutečnost, že působí selektivně a narušuje fungování cenového mechanismu. Dotace získávají pouze vybrané subjekty, jež získávají konkurenční výhodu oproti těm, jež dotace nezískávají. Těmto subjektům se v důsledku aplikace tohoto nástroje mění nákladové podmínky výroby (či spotřeby), čímž dochází k jejich znevýhodnění oproti subjektům, jimž dotace přidělena byla.

Dotace navíc podporují chování, pro něž se v ekonomické teorii vžil výraz *rent – seeking*, neboli *vyhledávání renty*. V tomto případě producent realizuje místo racionalizačních opatření v samotném procesu výroby kroky vedoucí k získávání podpor, dotací a subvencí, z nichž mu plyne monopolní renta. Renta je důsledkem skutečnosti, že zmíněné podpory získávají pouze vybrané subjekty. Zisk renty je podmíněn úplatky a jinými způsoby chování, jež by bez existence monopolní renty neexistovaly. Producent je ochoten na úplatky vynaložit prostředky až do výše monopolní renty.

Nevýhodou tohoto nástroje je rovněž skutečnost, že jeho aplikace závisí na politickém rozhodnutí podle současných preferencí, jež se může v čase značným způsobem měnit. V řadě případech může dojít k tomu, že po ukončení distribuce dotace k určitému subjektu se ekonomická aktivita tohoto subjektu stává nákladově neefektivní a svou činnost musí ukončit. Vzhledem k tomu, že je dotace obvykle distribuována subjektům, jež nejsou v přirozených podmínkách konkurenceschopní, pak ve své podstatě dotace pouze oddálila zánik podniku z důvodů nákladové neefektivnosti. Účinnost tohoto nástroje je tak časově omezená.

Co se týče hodnocení vhodnosti aplikace tohoto nástroje do praxe ochrany životního prostředí podle výše jmenovaných kritérií, pak podle dostupných studií (např. Jílková 2003) je tento nástroj spojen se značnými administrativními náklady, které nejsou dostatečně kompenzovány ziskem užitku či dosahováním environmentální účinnosti. Z těchto důvodů se aplikace tohoto nástroje se záměrem ovlivnit rozhodování spotřebitelů nedoporučuje.

Obchodovatelná emisní povolení

Ideovým základem aplikace obchodovatelných povolení v politice ochrany životního prostředí je úspora nákladů, které lze dosáhnout prostřednictvím obchodováním s povolenkami mezi subjekty produkujícími znečištění. Tito producenti porovnávají cenu povolenek na určitý objem znečištění s mezními náklady na zamezení tohoto znečištění. V případě, že jsou splněny základní podmínky (jednoznačná identifikace původce znečištění a homogenost obchodované komodity), pak implementace tohoto nástroje vede ke snížení degradace životního prostředí prostřednictvím emise znečišťujících látek.

Ekonomická podstata obchodování s povolenkami spočívá v tom, že spolu obchoduje subjekt, jehož mezní náklady na zamezení jsou nižší než cena povolenek (prodává povolenky) se subjektem, jehož mezní náklady na zamezení jsou naopak vyšší než cena povolenek (nakupuje povolenky).

Ze zkušeností s aplikací tohoto nástroje v některých zemích světa je zřejmé, že jeho působnost není vázána pouze na oblast ochrany ovzduší, ale také v oblasti ochrany půdy, vod a odpadovém hospodářství. Ve prospěch argumentu, že aplikace tohoto nástroje je spojena s úsporami nákladů, svědčí i odhady provedené ve Spojených státech amerických v souvislosti s existujícími systémy obchodování, které uvádí až 50 % úsporu nákladů ve srovnání s politikami založenými na působnosti administrativních nástrojů. Odhady celkových úspor nákladů se pohybují v rozmezí 100-300 mil. dolarů s tím, že některé odhady hovoří až o 1 mld. dolarů úspor nákladů (OECD 1996).

Bohužel není možné z dostupných studií jednoznačně určit, zda tento nástroj zásadním způsobem (a zda vůbec) přispívá k plnění cílů definovaných v oblasti ochrany ovzduší. Obvykle se předpokládá neutrální efekt tohoto nástroje na stanovené cíle, ale na základě úrovně plnění povinností definovaných v zákoně o ovzduší je možné říci, že daný nástroj přispěl k plnění definovaných cílů.

Depozitně refundační systémy

Tyto systémy je možné na základě konkrétního druhu statků, pro něž je tento nástroj určen, rozdělit na depozitně refundační systémy na statky krátkodobé spotřeby (např. baterie či obaly) nebo statky dlouhodobé spotřeby (např. auta či ledničky). Podstatou těchto systémů je platba tzv. zálohy, jež má podobu poplatku, který je součástí ceny výrobků s negativními dopady na životní prostředí. V případě vrácení výrobků do sběrného systému (k místu uložení, zpracování nebo recyklování) dojde k vrácení těchto záloh spotřebiteli.

Environmentální účinnost tohoto nástroje je podmíněna ekologickým cítěním spotřebitelů, jež musí výrobky po ukončení jejich životního cyklu vrátit do výrobního procesu. Důležitou roli hrají rovněž preference spotřebitelů, neboť ty rozhodují o tom, zda budou zálohované výrobky vráceny do výrobního procesu či nikoli.

Při sledování environmentální účinnosti tohoto nástroje musí být bráno v úvahu nastavení celého systému – kde se nacházejí sběrná místa, zda existují zpracovatelské závody, jaké jsou náklady na dopravu vrácených obalů. Všechny tyto faktory mají velký vliv na to, zda je v konečném součtu skutečně dosaženo nižšího znečištění životního prostředí. Pro účinnost je důležitá i výše tohoto nástroje, která musí být stanovena tak, aby motivovala spotřebitele k navrácení opotřebovaného výrobku do výrobního procesu.

Podle zkušeností s aplikací tohoto nástroje v posledních letech je možné říci, že jeho využití v politice ochrany životního prostředí (zejména v odpadovém hospodářství) roste a rozšiřují se i produkty, na které je tento nástroj aplikován (z skleněných lahví a plechovek k plastovým lahvím, žárovkám či bateriím).

Závěr

Pro současný systém nástrojů ochrany životního prostředí je typická stále se zvyšující tendence k aplikaci ekonomických nástrojů, jež umožňují odstranit omezení spojená s administrativními nástroji. Nové nástroje politiky ochrany životního prostředí jsou využívány i v oblastech, kde se s aplikací ekonomických nástrojů do nedávné minulosti nepočítalo (např. obchodovatelná povolení). Zmíněný systém nástrojů však nepředstavuje pouze aplikaci samostatných ekonomických nástrojů, ale využití tzv. nástrojových mixů, které sdružují jak nástroje ekonomické, tak nástroje administrativní.

Pro jednotlivé členské státy OECD je typický odlišný poměr mezi zmíněnými nástroji s tím, že jsou pro splnění cílů politiky ochrany životního prostředí zkoušeny různé kombinace ekonomických a administrativních nástrojů. Různé podmínky členských států se projevují rovněž v různém nastavení ekonomických nástrojů (výše, předmět, oblast implementace apod.). Jedním z významných faktorů, jež

determinuje poměr, v kterém jsou jednotlivé nástroje aplikovány, jsou i politické poměry. Stále větší diskuse se týká především možnosti zavedení ekologických daní, které je však nutné doplnit o daňové úlevy v jiných oblastech společenského života (tzv. *double dividend* – zvýšení daní na primární surovinové zdroje následuje snížení daňového zatížení práce).

Nástrojový mix složený z tržně orientovaných a regulačních nástrojů je v současné době často doplňován o tzv. *dobrovolné nástroje*, jež mohou účinnost nástrojového mixu dále multiplikovat. Tyto nástroje jsou postaveny na dobrovolném přístupu příslušných subjektů k ochraně životního prostředí, což ruší vztah donucení (v případě administrativních nástrojů) a státem iniciovanou aplikaci ekonomických nástrojů, jež narušují spontánní fungování trhu a mění preference jednotlivých subjektů. Mezi dobrovolné nástroje patří zejména dobrovolné smlouvy a dohody, systémy environmentálního řízení, environmentální účetnictví či ekodesign.

Vzhledem ke všem vyjmenovaným argumentům je možné na závěr podpořit využití ekonomických nástrojů, jejichž aplikace přispívá k dosažení stanovených cílů politiky ochrany životního prostředí za cenu nižších nákladů dotčených subjektů a za cenu nižších administrativních nákladů souvisejících se správou nástrojů. Aplikace ekonomických nástrojů v praxi je podle výše zmíněných kritérií účinnější než je tomu v případě administrativních nástrojů.

3. Analýza vlivu cen energií a motorových paliv na spotřební chování domácností – metody diskrétní volby: metodologie

Modely diskrétní volby jsou ekonometrické modely, jejichž závislá proměnná je nějakým přirozeným způsobem omezena. Řešitelský tým v této práci využíval pouze ten typ modelu, jehož vysvětlovaná proměnná je binární (nula-jedničková).

Tyto modely využíváme v další kapitole na vysvětlení vzoru poptávek domácností po jednotlivých typech energií a dopravním chování. Zajímavou otázkou může být, který typ domácností nespotřebovává jistou komoditu (např. uhlí nebo zemní plyn) nebo nevyužívá služeb veřejné dopravy apod. Související otázkou jsou determinanty takového chování. Skutečně, bez pochopení determinujících činitelů toho, zda se určitý typ domácností s jistou pravděpodobností rozhodne nebo nerozhodne pro jisté vybavení (přípojka na plyn), nebo dopravní chování (individuální versus hromadná doprava), není možné formulovat efektivní politiku.

Ekonometrické modely diskrétní volby přistupují k této otázce pravděpodobnostním přístupem. Specifikují pravděpodobnost nastoupení určitého jevu (např.

volby dopravního prostředku) jako funkce strukturálních determinantů. Tato funkce bývá obvykle v následujícím tvaru:

$$\Pr(D = 1) = \Phi(z, \beta),$$

kde D je binární proměnná, kódující, zda zkoumaný jev nastal (např. zda má daná domácnost přípojku na plyn), z je determinant (např. může zahrnovat ceny, socio-demografické proměnné, opatření hospodářské politiky apod.), β jsou parametry, které určují relativní sílu jednotlivých determinantů a Φ bývá vhodná funkce⁵. Cílem analýzy je na základě pozorování odhadnout nepozorované parametry β ; jinými slovy určit, které proměnné mají silný vliv na chování domácností. Upozornujeme čtenáře, že pravděpodobnostní specifikace modelu diskrétní volby neznamena nějakou bezzákonnost. Znamená pouze přítomnost náhodných odchylek těžko vysvětlitelných pomocí kauzálních (deterministických) příčin.

Oblíbené empirické specifikace modelů binární volby zahrnují probit a logit. Probit specifikuje funkci Φ jako kumulativní distribuční funkci normálního rozložení, kdežto logit využívá logistické funkce. Determinanty vstupují do této funkce obvykle lineárně. Existují samozřejmě i další modely, které se dají aplikovat i na složitější situace. Jemný úvod do ekonometrie modelů diskrétní volby s četnými aplikacemi v dopravní nebo environmentální ekonomii lze získat v publikaci Train (2003).

4. Výsledky modelu diskrétní volby: nulové výdaje za energie a dopravu

4.1 Úvod

Jak již bylo uvedeno v předešlé kapitole, pak modely diskrétní volby představují ekonometrické modely, pomocí kterých je vysvětlována určitá závislá proměnná, jež je nějakým způsobem omezena. V naší analýze se zaměříme na vysvětlení nulové poptávky domácností po určitých palivech nebo typech dopravy, respektive nulových výdajů domácností na tyto paliva nebo dopravu.

Pomocí probitů se snažíme vysvětlit pravděpodobnost, že určitá domácnost s určitými charakteristikami má nulové výdaje. Pro účely našich analýz jsme zkonstruovali proměnné „zerogas“, „zeromhd“ atp., které nabývají hodnotu jedna,

⁵ Poněvadž se jedná o pravděpodobnost, je rozumné ohraničit funkci Φ mezi 0 a 1.

jestliže výdaje domácnosti jsou menší nebo roven nule a hodnotu nula, jestliže výdaje domácnosti jsou pozitivně nenulové.

Probity byly analyzovány pro celkem 3 druhy energií (zemní plyn, pevná paliva a teplo) a 4 druhy dopravy (osobní reprezentována výdaji na motorová paliva, MHD, autobus a železnici). Probity byly modelovány celkem pro každou z 13 typů domácností, a to pro dvě časové období: jedno pokrývající posledních 5 let (2000 – 2004) a celé období (1993 – 2004). Probit pro určitou domácnost a pro určité období je značena následovně: EA1100small je probit pro typ domácnosti EA11small (tedy vícečlennou domácnost s 1 EA bydlících v malé obci) pro období 2000 – 2004. Celkem tak bylo odhadnuto $7 \times 13 \times 2$, tedy 182 probitů.

Před samotným ekonometrickým modelováním uvádíme popisnou statistiku nulových výdajů (resp. jestliže proměnná „zero_x“ nabývá hodnoty jedna) pro jednotlivé druhy energií a dopravy (celkem 8), a to za období 1993 – 2004, 2000 – 2004 a rok 2004 a pro jednotlivé typy domácností a příjmové decily.

4.2 Nulové výdaje za energie

Popisná statistika

Relativně nejvíce nulových výdajů je u pevných paliv (uhlí). V průměru až 80 % domácností mělo nulové výdaje. V některých letech byl tento podíl vyšší (88 % v roce 1998), v posledním období však tento podíl klesá (73 % v roce 2004). Nulových výdajů za teplo dosahuje asi polovina domácností souboru (za zemní plyn asi třetina). Nejmenší počet domácností s nulovými výdajů je u výdajů za elektřinu (do 1 % výběru). Protože nulové výdaje za elektřinu lze identifikovat v zanedbatelném počtu domácností, pak závisí pravděpodobnost nulových výdajů na socioekonomických charakteristikách domácností – ani pro tuto energii nebyla ekonometricky modelována v rámci probitů.

období 1993 – 2004					
rok	Počet domácností	zerocoal	zerogas	zeroele	zeroheat
1993	2923.00	0.79	0.41	0.00	0.55
1994	2409.00	0.82	0.39	0.00	0.55
1995	2391.00	0.83	0.39	0.00	0.56
1996	2462.00	0.82	0.38	0.00	0.56
1997	2453.00	0.83	0.35	0.00	0.54
1998	2383.00	0.88	0.33	0.00	0.53
1999	2457.00	0.77	0.32	0.01	0.54
2000	2994.00	0.77	0.30	0.01	0.53
2001	3045.00	0.76	0.30	0.01	0.54
2002	3038.00	0.75	0.29	0.01	0.54
2003	2760.00	0.74	0.31	0.01	0.54
2004	2883.00	0.73	0.30	0.01	0.54

Největší podíl nulových výdajů za pevná paliva je u domácností důchodců bydlících ve středních a velkých městech (84 % a 89 %; údaje pro období 2000 – 2004) a u domácností EA1big (94 %) a EA1big (83 %). Naopak nenulové výdaje na pevná paliva můžeme očekávat u domácností zemědělců a větších domácností EA bydlících v malých obcích (EA1small, EA2small, EA2small). Domácnosti příjmových decilů mají stejnou pravděpodobnost alternativy mít nenulové výdaje za pevná paliva.

Největší podíl nulových výdajů za zemní plyn je u domácností zemědělců, důchodců a EA bydlících v malých obcích („farma1“: 62 % podíl; „duch1“: 54 %; „EA-xsmall“: 49-55 %). Nulové výdaje za plyn jsou větší také u nižších příjmových decilů.

Ačkoliv nulové výdaje za elektřinu lze identifikovat pouze v zanedbatelném počtu domácností, pak relativně nejvíce se tyto nulové výdaje týkají domácností s 1 EA (EA1small, EA1big, EA1small).

Největší podíl nulových výdajů za teplo je (podobně jako u zemního plynu) u domácností zemědělců v malých obcích (farma1: 95 %), důchodců v malých obcích (duch1: 97 %) a EA v malých obcích (91-96 %). Nulové výdaje za teplo jsou také čtenější v nízkopříjmových domácnostech (decil 1 až 3).

období 1993 – 2004					
Grouphh	Počet domácností	zerocoal	zerogas	zeroele	zeroheat
1	918.00	0.50	0.62	0.00	0.95
2	461.00	0.63	0.44	0.00	0.74
3	502.00	0.50	0.54	0.00	0.97
4	623.00	0.84	0.26	0.01	0.58
5	1760.00	0.89	0.20	0.00	0.32
6	134.00	0.69	0.49	0.03	0.93
7	1320.00	0.94	0.31	0.03	0.34
8	572.00	0.55	0.55	0.02	0.91
9	2490.00	0.83	0.22	0.01	0.42
10	259.00	0.52	0.51	0.01	0.93
11	1440.00	0.77	0.20	0.01	0.43
12	793.00	0.50	0.50	0.00	0.96
13	3426.00	0.76	0.21	0.00	0.45

období 2000 – 2004					
Decil	Počet domácností	zerocoal	zerogas	zeroele	zeroheat
1	1664.00	0.74	0.38	0.01	0.63
2	1499.00	0.76	0.34	0.01	0.58
3	1342.00	0.73	0.33	0.00	0.55
4	1284.00	0.75	0.32	0.01	0.53
5	1298.00	0.76	0.27	0.00	0.52
6	1351.00	0.75	0.27	0.00	0.52
7	1447.00	0.75	0.28	0.01	0.55
8	1555.00	0.75	0.27	0.01	0.56
9	1629.00	0.73	0.29	0.01	0.50
10	1651.00	0.77	0.29	0.01	0.43

rok 2004					
Grouphh	Počet domácností	zerocoal	zerogas	zeroele	zeroheat
1	190.00	0.48	0.59	0.00	0.96
2	92.00	0.71	0.40	0.00	0.73
3	95.00	0.56	0.48	0.00	0.98
4	99.00	0.84	0.28	0.01	0.57
5	275.00	0.88	0.21	0.00	0.29
6	32.00	0.78	0.41	0.03	0.88
7	281.00	0.93	0.31	0.02	0.36
8	124.00	0.52	0.53	0.02	0.92
9	539.00	0.81	0.23	0.01	0.39
10	47.00	0.51	0.40	0.02	0.87
11	266.00	0.73	0.23	0.00	0.44
12	170.00	0.49	0.50	0.01	0.95
13	666.00	0.74	0.21	0.00	0.46

rok 2004					
Decil	Počet domácností	zerocoal	zerogas	zeroele	zeroheat
1	338.00	0.78	0.36	0.01	0.63
2	293.00	0.72	0.38	0.01	0.55
3	251.00	0.70	0.31	0.00	0.53
4	240.00	0.75	0.33	0.01	0.56
5	247.00	0.75	0.27	0.00	0.55
6	255.00	0.72	0.29	0.00	0.53
7	288.00	0.75	0.28	0.01	0.55
8	306.00	0.70	0.27	0.01	0.56
9	332.00	0.70	0.29	0.01	0.53
10	333.00	0.77	0.28	0.01	0.44

Výsledky probitů: energie

V analýze pravděpodobnosti nulových výdajů za energie jsme testovali závislost na následujících socioekonomických proměnných:

- rok („rok“)
- příjem domácnosti („income“)
- počet členů domácností („person“)
- rok výstavby („construction“)
- nájemné bydlení („rental“)
- počet členů s VŠ vzděláním („college“)
- vytápění plynem („heatinggas“)
- vytápění elektřinou („heatingele“)
- vytápění pevnými palivy („heatingcoal“)

- vytápění kombinovaným tělesem („heatingcombi“)
- dálkové topení, bloková nebo domovní kotelna („czt“)
- existence plynu, jestliže se plynem topí nebo je zdrojem teplé vody plynový bojler nebo je zaveden plyn z dálkového zdroje nebo je veden z bomby („plynje“)
- ceny energií („p_gas“, „p_coal“, „p_heat“, „p_ele“)

V probitech byla testována statistická závislost pro všechny výše uvedené proměnné. Jestliže v probitech není některá proměnná uvedená, znamená to, že závislost není statisticky významná (alespoň na 10 % hladině významnosti).

Výsledky všech probitů jsou uvedené v příloze 1. Na tomto místě uvádíme a interpretujeme pouze několik vybraných z nich.

Tab. 1 Domácnosti důchodců bydlící v městech nad 20,000 obyvatelů – groupduch300 (grouph==5)

zerogas/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	-2.9995	0.4649	41.6319	<.0001
INCOME	-4E-6	9.039E-7	19.6174	<.0001
heatingele	2.3138	0.2236	107.1253	<.0001
heatingcoal	2.8454	0.2366	144.6497	<.0001
czt	1.0837	0.1728	39.3316	<.0001
CONSTRUCTION	0.2767	0.0377	53.8802	<.0001
RENTAL	0.3150	0.0776	16.4980	<.0001
college	-0.3402	0.1444	5.5491	0.0185
p_gas	0.0650	0.0449	2.0974	0.1476

zerocoal/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	2.1592	0.1789	145.5867	<.0001
INCOME	-3.48E-6	1.477E-6	5.5328	0.0187
person	-0.4351	0.1506	8.3449	0.0039
CONSTRUCTION	0.0835	0.0370	5.0984	0.0239
Heatingcoal9	-1.7519	0.1730	102.5722	<.0001
RENTAL	0.2450	0.0923	7.0390	0.008

zeroheat/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	-4.8981	4.9912	0.9631	0.3264
CONSTRUCTION	-0.1532	0.0740	4.2861	0.0384
czt	-3.9359	0.1812	471.8044	<.0001
RENTAL	-0.8839	0.1773	24.8441	<.0001
college	0.5047	0.2136	5.5811	0.0182
p_heat	0.0326	0.0215	2.2957	0.1297
p_gas	-0.3845	0.2433	2.4966	0.1141

Jak zjistíme z popisní statistiky, pak téměř 89 % domácností tohoto typu má nulové výdaje za uhlí. Tyto nulové výdaje jsou pravděpodobnější, jestliže domácnost bydlí v nájemném nebo družstevním bytě (koeficient u rental je kladný a statisticky významný) a jestli je stáří domu/bytu menší. Naopak, jestliže je tato domácnost bohatší, má více členů a má topení na uhlí, tak je menší pravděpodobnost, že tato domácnost bude mít nulové výdaje, neboli je větší pravděpodobnost, že výdaje uhlí budou kladné.

Výdaje za zemní plyn jsou pravděpodobně nulové, jestliže má tato domácnost topení na elektřinu, pevná paliva nebo je napojená na dálkový zdroj topení, jestliže nebydlí ve vlastním (rental), jestliže se jedná o novější dům (construction) a jestliže cena plynu rostla (p_gas). Naopak výdaje jsou pravděpodobně nenulové, jestliže je tato domácnost bohatší (income) a jestliže má osoby s VŠ vzděláním (college).

Výdaje za teplo jsou pravděpodobně nulové, jestliže roste cena tepla a domácnost má osoby s VŠ vzděláním, výdaje jsou nenulové, jestliže se jedná o nový dům, je napojen na dálkové topení, osoba je v nájmu a roste cena zemního plynu. Příjem není statisticky významný.

Tab. 2 Více-členná domácnost s 2 ekonomicky aktivními členy bydlící v malé obci do 2,000 obyvatelů – GroupEA2200small (grouphh==12)

zerogas/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	-2.6531	0.2220	142.7902	<.0001
heatingcoal9	2.9916	0.1694	311.9724	<.0001
heatingele9	3.4911	0.2537	189.3797	<.0001
czt	1.9619	0.3167	38.3665	<.0001
CONSTRUCTION	0.2125	0.0393	29.1900	<.0001
RENTAL	0.3281	0.2715	1.4600	0.2269

zerocoal/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	0.9877	0.3110	10.0852	0.0015
INCOME	-2.22E-6	5.477E-7	16.4442	<.0001
person	0.1022	0.0695	2.1575	0.1419
heatingcoal9	-1.1522	0.0992	134.8822	<.0001
CONSTRUCTION	-0.0661	0.0258	6.5697	0.0104
college	0.1925	0.1485	1.6820	0.1947

zeroheat/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	-2.4127	0.8402	8.2465	0.0041
person	0.5060	0.2024	6.2507	0.0124
heatingcoal9	2.5384	0.3391	56.0445	<.0001
heatinggas9	2.7076	0.3530	58.8380	<.0001
heatingele9	2.3756	0.3994	35.3692	<.0001
CONSTRUCTION	0.1262	0.0722	3.0588	0.0803
RENTAL	-0.7955	0.2905	7.4999	0.0062

Z popisné statistiky zjistíme, že 96 % těchto domácností má nulové výdaje za teplo, asi polovina domácností má v průměru nulové výdaje za zemní plyn a pevná paliva.

Nulové výdaje za teplo jsou pravděpodobnější, jestliže je tato domácnost početnější, jestli domácnost topí pevnými palivy, zemním plynem nebo elektřinou a jestli je dům novější. Naopak jestliže domácnost je v nájemném bydlení, tak jsou pravděpodobnější nenulové výdaje za teplo.

Nulové výdaje za pevná paliva jsou pravděpodobnější pro početnější domácnosti s osobami s VŠ titulem. Naopak nenulové výdaje jsou u této skupiny domácností pravděpodobnější, jestliže je domácnost bohatší a bydlící v novějším domě nebo topí na pevná paliva.

Nulové výdaje na zemní plyn jsou pravděpodobnější, jestliže domácnost topí pevnými palivy nebo elektřinou nebo je napojená na dálkový zdroj tepla, také jestli je dům novější nebo domácnost je v nájemném vztahu.

4.3 Nulové výdaje za dopravu

Popisná statistika

Relativně největší podíl nulových výdajů je u výdajů na železnici, kde nulové výdaje dosahují 50 % podíl. Naopak nejnižší podíl nulových výdajů je u výdajů na motorová paliva, který v posledních letech ještě klesá na úroveň kolem 25 %. Nulové výdaje na MHD a autobusy má přibližně třetina domácností. U obou těchto položek (na rozdíl od výdajů na pohonné hmoty) podíl domácností s nulovými výdaji mírně roste.

období 1993 – 2004					
rok	počet domácností	zerofuel	zeromhd	zerobus	zerorail
1993	2923.00	0.30	0.33	0.22	0.50
1994	2409.00	0.31	0.35	0.24	0.48
1995	2391.00	0.31	0.36	0.25	0.46
1996	2462.00	0.30	0.37	0.27	0.47
1997	2453.00	0.29	0.37	0.29	0.47
1998	2383.00	0.30	0.36	0.30	0.48
1999	2457.00	0.28	0.35	0.32	0.48
2000	2994.00	0.28	0.35	0.33	0.48
2001	3045.00	0.27	0.37	0.33	0.50
2002	3038.00	0.27	0.38	0.34	0.52
2003	2760.00	0.25	0.36	0.35	0.54
2004	2883.00	0.24	0.36	0.35	0.53

Největší podíl nulových výdajů za motorová paliva je u všech typů domácností důchodců (39-58 %). Z ekonomicky aktivních domácností je největší podíl nulových výdajů u 1 členných domácností s 1 EA (EA1small: 38 % a EA1big: 56 %). Obecně můžeme zjistit, že EA domácnosti mají relativně více nulových výdajů za motorová paliva, jestliže nebydlí v malých obcích. Nulové výdaje na motorová paliva mají také častěji domácnosti nižších decilů. Nejmenší podíl nulových výdajů (tedy největší pravděpodobnost spotřeby motorových paliv) je u domácností zemědělců bydlících v malých obcích (farmer1: 7 %) a domácností s 2 EA (4-13 %).

Největší podíl nulových výdajů za MHD je u domácností zemědělců bydlících zejména v malých obcích (55-69 %) a důchodců nebydlících ve velkých městech (61-73 %). Větší podíl nulových výdajů je také u domácností EA1small a EA2small (61 %). Naopak výdaje za MHD jsou relativně více pravděpodobné u domácností EA bydlících v středních a velkých městech (20-28 %). Podíl nulových výdajů za MHD také klesá se zvyšujícím se příjmem připadajícím na 1 člena domácností (decily).

Největší podíl nulových výdajů za autobusy je u domácností důchodců – zejména na těch, kteří bydlí ve velkých městech (30-50 %). Naopak výdaje za autobus jsou častější (nižší podíl s zeromhd) u domácností bydlících v malých obcích (13-26 %). V příjmových decilech nejsou tak výrazné rozdíly v nulových výdajích za autobusy.

Největší podíl nulových výdajů za železnici je u domácností bydlících v malých obcích, zejména zemědělců (68 %) a EA1small (69 %) a EA2small (63 %). Výdaje na železnici jsou častější zejména u větších domácností bydlících ve středních a velkých městech (EA1big a EA2big: 44-48 %). Nulové výdaje za železnici jsou mírně pravděpodobnější v nejnižších a nejvyšších příjmových decilech.

I. Vliv cen energií a motorových paliv na spotřebních chování domácností

období 2000 – 2004					
grouphh	počet domácností	zerofuel	zeromhd	zerobus	zerorail
1	918.00	0.07	0.69	0.21	0.68
2	461.00	0.12	0.55	0.24	0.56
3	502.00	0.39	0.73	0.30	0.61
4	623.00	0.44	0.61	0.31	0.55
5	1760.00	0.58	0.38	0.51	0.51
6	134.00	0.38	0.61	0.26	0.69
7	1320.00	0.56	0.28	0.40	0.51
8	572.00	0.12	0.55	0.21	0.55
9	2490.00	0.28	0.26	0.37	0.48
10	259.00	0.07	0.61	0.16	0.63
11	1440.00	0.13	0.26	0.40	0.54
12	793.00	0.04	0.50	0.13	0.51
13	3426.00	0.13	0.20	0.33	0.44

období 2000 – 2004					
decil	počet domácností	zerofuel	zeromhd	zerobus	zerorail
1	1664.00	0.22	0.47	0.31	0.56
2	1499.00	0.26	0.43	0.35	0.56
3	1342.00	0.35	0.42	0.37	0.53
4	1284.00	0.33	0.39	0.33	0.52
5	1298.00	0.32	0.37	0.33	0.49
6	1351.00	0.28	0.37	0.33	0.48
7	1447.00	0.27	0.35	0.34	0.49
8	1555.00	0.21	0.32	0.33	0.48
9	1629.00	0.21	0.29	0.34	0.52
10	1651.00	0.21	0.25	0.37	0.51

rok 2004					
grouphh	počet domácností	zerofuel	zeromhd	zerobus	zerorail
1	190.00	0.08	0.67	0.21	0.67
2	92.00	0.12	0.55	0.27	0.58
3	95.00	0.36	0.71	0.32	0.63
4	99.00	0.37	0.67	0.30	0.63
5	275.00	0.59	0.37	0.51	0.56
6	32.00	0.41	0.63	0.28	0.75
7	281.00	0.54	0.26	0.44	0.50
8	124.00	0.12	0.60	0.23	0.57
9	539.00	0.27	0.24	0.39	0.47
10	47.00	0.06	0.60	0.21	0.68
11	266.00	0.11	0.26	0.39	0.57
12	170.00	0.02	0.45	0.14	0.51
13	666.00	0.12	0.21	0.33	0.48

rok 2004					
decil	počet domácností	zerofuel	zeromhd	zerobus	zerorail
1	338.00	0.23	0.45	0.30	0.56
2	293.00	0.27	0.42	0.35	0.58
3	251.00	0.33	0.44	0.38	0.59
4	240.00	0.27	0.37	0.31	0.56
5	247.00	0.30	0.37	0.33	0.54
6	255.00	0.27	0.40	0.34	0.53
7	288.00	0.26	0.35	0.33	0.47
8	306.00	0.17	0.28	0.36	0.50
9	332.00	0.17	0.29	0.35	0.55
10	333.00	0.20	0.22	0.40	0.48

Výsledky probitů: doprava

V analýze pravděpodobnosti nulových výdajů za dopravu jsme testovali závislost na následujících socioekonomických proměnných:

- rok („rok“)
- příjem domácnosti („income“)
- příjem jako násobek životního minima („inczivmin“= $\text{income}/\text{zivmin}$)
- bohatá starší domácnost s příjmem vyšším než $3 \cdot \text{ZIVMIN}$ („ageinc“ = $\text{age} \cdot \text{income}$)
- bohatá vzdělaná domácnost („inccollege“= $\text{income} \cdot \text{college}$)
- počet členů s VŠ vzděláním („college“; dummy)
- pohlaví přednosty („male“; dummy)
- věk přednosty jako proxy pro věk členů domácnosti („age“ a „age2“)
- počet členů domácností („person“)
- počet dětí („children“)
- velikost bydliště („city“)
- bydliště v hl. městě Praha („praha“)
- vlastnictví auta („auto“; dummy)
- vlastnictví bicyklu (-ů) („xbike“; dummy)
- vlastnictví rekreačního domku („xrecre“; dummy)
- vlastnictví zahradního domku („xgardenhouse“; dummy)
- ceny dopravy („p_fuel“, „p_mhd“, „p_bus“, „p_rail“)

V probitech byla testována statistická závislost pro všechny výše uvedené proměnné. Jestliže není ve výsledcích některá proměnná uvedena (podobně jako u energií), pak to znamená, že závislost není statisticky významná. Výsledky všech pro-

bitů jsou uvedené v příloze 2. Na tomto místě uvádíme a interpretujeme pouze několik vybraných z nich.

Tab. 3 Groupfarmer100 (grouphh=1) – domácnost zemědělců bydlící v malé obci do 2,000 obyvatel

zerofuel/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	-7.2051	2.0543	12.3010	0.0005
INCOME	-0.00002	3E-6	25.5555	<.0001
inczivmin	0.0366	0.0166	4.8760	0.0272
HILDREN	0.6284	0.1573	15.9545	<.0001
male	-0.3941	0.2589	2.3168	0.1280
age	0.3772	0.0932	16.3932	<.0001
age2	-0.00400	0.00105	14.6476	0.0001
inccollege	0.000015	4.965E-6	9.5700	0.0020
college	-4.2277	1.5687	7.2630	0.0070
auto	-1.7564	0.2243	61.3003	<.0001

zeromhd/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	2.5054	0.8916	7.8954	0.0050
inczivmin	0.0271	0.00706	14.7317	0.0001
ageinc	-0.1000	0.0147	46.4794	<.0001
age	-0.0875	0.0406	4.6591	0.0309
age2	0.00109	0.000452	5.8570	0.0155
XGARDENHOUSE	-1.6194	0.4392	13.5924	0.0002

zerobus/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	-1.4162	0.2485	32.4843	<.0001
INCOME	-9.5E-6	1.274E-6	55.6321	<.0001
inczivmin	0.0681	0.0112	36.9049	<.0001
CHILDREN	0.2308	0.0934	6.1064	0.0135
auto	0.7054	0.1189	35.2057	<.0001

zerorail/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	-7.5836	1.9555	15.0400	0.0001
INCOME	-0.00002	2.716E-6	40.1433	<.0001
inczivmin	0.0442	0.0157	7.9657	0.0048
CHILDREN	0.6497	0.1566	17.2143	<.0001
age	0.3917	0.0904	18.7783	<.0001
age2	-0.00417	0.00102	16.5549	<.0001
inccollege	0.000017	4.919E-6	11.6382	0.0006
college	-4.6367	1.5577	8.8605	0.0029
auto	-1.8279	0.2177	70.4849	<.0001

69 % těchto domácností má nulové výdaje za MHD a železnici. Nulové výdaje za MHD jsou pravděpodobnější, jestliže je tato domácnost velice bohatá (incziv-

min) nebo jestli je velice stará (age2). Naopak výdaje jsou méně pravděpodobně nulové, jestliže je bohatá domácnost tvořená staršími osobami (ageinc) a čím jsou její členové starší (ale ne příliš, což je efekt age2). Nulové výdaje na MHD jsou také méně pravděpodobnější v případě vlastnictví zahradního domku.

Nulové výdaje na železnici jsou pravděpodobnější, jestliže je domácnost velice bohatá (inczivmin), zejména jestli se jedná o osoby s VŠ vzděláním (inccollege) a jestli mají děti. Naopak nulové výdaje jsou méně pravděpodobné, jestliže jsou osoby v domácnosti důchodců velice staré (age2), jestli jsou s VŠ vzděláním, ale chudé a jestli vlastní auto.

Výdaje za autobus jsou nulové v případě vlastnictví auta, dětí a v případě, kdy je domácnost velice bohatá.

Nulové výdaje za motorová paliva jsou více pravděpodobné u velice bohatých domácností s VŠ a domácností, jež mají děti. Výdaje jsou pravděpodobně pozitivní, jestliže je přednosta muž, jestliže jsou osoby domácnosti starší a vzdělané a jestliže vlastní automobil.

Tab. 4 Domácnosti důchodců bydlících ve velkých městech s více než 20,000 obyv. – Groupduch300 (grouphh=5)

zerofuel/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	2.8062	0.3786	54.9354	<.0001
inczivmin	-0.0504	0.0188	7.1935	0.0073
ageinc	0.0757	0.0431	3.0784	0.0793
person	-0.9049	0.2324	15.1602	<.0001
XBIKE	-0.1875	0.0649	8.3428	0.0039
auto	-2.5217	0.1227	422.0596	<.0001
XRECRE	-0.1248	0.1213	1.0585	0.3035

zeromhd/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	5.9019	1.8689	9.9728	0.0016
praha	0.5847	0.1048	31.1447	<.0001
CITY	-0.1417	0.0494	8.2445	0.0041
INCOME	-0.00004	0.000010	16.7301	<.0001
inczivmin	0.0461	0.0261	3.1350	0.0766
ageinc	0.3701	0.1261	8.6199	0.0033
person	0.6329	0.3078	4.2291	0.0397
age	-0.1841	0.0520	12.5111	0.0004
age2	0.00153	0.000391	15.3748	<.0001
inccollege	5.396E-6	2.299E-6	5.5082	0.0189
college	-1.0393	0.3585	8.4042	0.0037
auto	0.3505	0.0856	16.7480	<.0001
XGARDENHOUSE	-0.3313	0.1675	3.9121	0.0479

zerobus/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	11.0760	2.4252	20.8589	<.0001
CITY	0.2607	0.0406	41.2922	<.0001
inczivmin	-0.1064	0.0215	24.5223	<.0001
ageinc	0.1537	0.0494	9.6948	0.0018
person	-0.7983	0.2556	9.7542	0.0018
male	0.2670	0.1056	6.3962	0.0114
age	-0.3073	0.0684	20.1878	<.0001
age2	0.00212	0.000489	18.8130	<.0001
auto	0.4525	0.0855	28.0439	<.0001
XRECRE	-0.5049	0.0883	32.6844	<.0001
XGARDENHOUSE	-0.7518	0.1566	23.0377	<.0001

zerorail/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	5.9374	1.9861	8.9371	0.0028
praha	0.4030	0.0870	21.4650	<.0001
inczivmin	-0.0386	0.0115	11.2635	0.0008
ageinc	0.0274	0.0159	2.9843	0.0841
age	-0.1574	0.0573	7.5376	0.0060
age2	0.00119	0.000411	8.3580	0.0038
college	-0.5226	0.1073	23.7295	<.0001
XBIKE	-0.2487	0.0471	27.8814	<.0001
auto	0.3653	0.0810	20.3641	<.0001
XRECRE	-0.4543	0.0899	25.5626	<.0001
XGARDENHOUSE	-0.8226	0.1562	27.7211	<.0001

Tyto domácnosti se vyznačují zejména značným podílem nulových výdajů na pohonné hmoty a autobusy. Nenulové výdaje na motorová paliva jsou pravděpodobnější v případě vlastnictví auta, bicyklu nebo rekreačního domku, v případě že je domácnost početnější a bohatší. Nulové výdaje se stávají pravděpodobnější v případě vyššího věku přednosti (kladný koeficient u ageinc).

Nulové výdaje za autobusy jsou pravděpodobnější v případě, že je přednostou muž, zejména, pokud je velice starý (age2) a jestli domácnost vlastní auto a bydlí ve větších městech (city). Pravděpodobnost nenulových výdajů na autobus stoupá s příjmem, počtem členů domácnosti a vlastnictvím zahradního nebo rekreačního domku.

Pravděpodobnost nulových výdajů za MHD klesá s velikostí města (kromě Prahy), s příjmem, vzděláním a věkem osob. Nenulové výdaje jsou také pravděpodobnější, jestliže domácnost vlastní zahradní domek. Naopak nulové výdaje jsou pravděpodobnější, jestliže je domácnost bohatší, bohatší a starší (ale ne příliš; viz age2) nebo bohatší a vzdělanější (inccollege) a je více početná.

Nulové výdaje za železnici jsou pravděpodobnější při vlastnictví auta, bydlišti v Praze a se zvyšujícím se bohatstvím starší domácnosti. Naopak výdaje jsou prav-

děpodobněji nenulové, jestliže domácnost vlastní rekreační nebo zahradní domek, kolo a je starší.

Tab. 5 Domácnosti s 1 osobou, která je ekonomicky aktivní bydlící ve větším městě s více než 2,000 obyvateli – Groupea100big (grouphh=7)

zerofuel/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylnka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	1.5415	0.5308	8.4337	0.0037
ageinc	-0.0898	0.0203	19.5755	<.0001
age	-0.0608	0.0270	5.0855	0.0241
age2	0.00117	0.000324	12.9895	0.0003
inccollege	-1.64E-6	8.539E-7	3.6934	0.0546
auto	-2.3856	0.1288	342.9906	<.0001

zeromhd/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylnka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	2.2269	0.2552	76.1358	<.0001
praha	0.5897	0.1164	25.6558	<.0001
CITY	-0.4045	0.0338	143.0951	<.0001
ageinc	-0.0337	0.0128	6.9511	0.0084
male	0.6273	0.0929	45.6213	<.0001
XBIKE	0.1232	0.0651	3.5769	0.0586
auto	0.2641	0.0876	9.0948	0.0026

zerobus/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylnka	LR statistika	P-hodnota
CITY	0.2929	0.0297	97.5823	<.0001
INCOME	8.661E-6	3.026E-6	8.1939	0.0042
ageinc	-0.2273	0.0630	13.0252	0.0003
male	0.4794	0.0920	27.1724	<.0001
age	0.0276	0.00951	8.4359	0.0037
college	-0.3232	0.1330	5.9096	0.0151
auto	0.7747	0.0855	82.0046	<.0001

zerorail/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylnka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	-0.1274	0.1051	1.4699	0.2254
praha	0.2994	0.0871	11.8214	0.0006
INCOME	2.658E-6	1.266E-6	4.4125	0.0357
ageinc	-0.0762	0.0207	13.5760	0.0002
male	0.3967	0.0905	19.2225	<.0001
college	-0.4985	0.1274	15.2988	<.0001
auto	0.5010	0.0838	35.7802	<.0001
XRECRE	0.1492	0.1270	1.3789	0.2403
XGARDENHOUSE	0.5025	0.2525	3.9591	0.0466

Pro tuto domácnost jsou relativně typičtější nulové výdaje za pohonné hmoty (56 % domácností) a vyšší výdaje za MHD (28 % domácností s nulovými výdaji).

Nulové výdaje za pohonné hmoty jsou méně pravděpodobné v případě vlastnictví auta, bohatších vzdělaných osob, starších osob (zejména těch vzdělaných). Osoby vyššího věku mají vyšší pravděpodobnost nulových výdajů. Nulové výdaje za MHD jsou u této skupiny domácností pravděpodobnější v Praze, jestliže je přednostou muž, vlastní bicykl a auto. Pravděpodobnost kladných výdajů stoupá s velikostí obce a bohatstvím starších osob v domácnosti.

Tab. 6 Více-členné domácnosti s 2 ekonomicky aktivními osobami bydlící v malých obcích do 2,000 obyvatelů – Groupea2200small (grouph=12)

zerofuel/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	-1.0644	0.9768	1.1875	0.2758
person	0.7378	0.3402	4.7047	0.0301
CHILDREN	-0.4348	0.2489	3.0519	0.0806
male	-0.8010	0.5377	2.2188	0.1363
XBIKE	-0.2113	0.1014	4.3434	0.0372
auto	-2.2957	0.2673	73.7411	<.0001

zeromhd/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	0.9779	0.4404	4.9303	0.0264
inczivmin	-0.0484	0.00750	41.6071	<.0001
CHILDREN	-0.3969	0.0670	35.1258	<.0001
male	0.7665	0.3691	4.3126	0.0378
inccollege	2.591E-6	1.357E-6	3.6455	0.0562
college	-1.3093	0.5180	6.3892	0.0115
auto	0.3277	0.0942	12.1078	0.0005
XGARDENHOUSE	1.1202	0.4397	6.4921	0.0108

zerobus/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	-2.7598	1.7987	2.3542	0.1249
CITY	0.1528	0.0837	3.3297	0.0680
ageinc	0.0323	0.0197	2.7017	0.1002
CHILDREN	-0.1756	0.0874	4.0387	0.0445
age	-0.0466	0.0124	14.0086	0.0002
XBIKE	-0.0892	0.0502	3.1548	0.0757
auto	0.2678	0.1378	3.7742	0.0520
p_bus	0.0538	0.0316	2.8986	0.0887

zerobus/Parametr	Bodový odhad	Směr odchylka	LR statistika	P-hodnota
Intercept	-2.9798	1.5091	3.8990	0.0483
inczivmin	-0.0157	0.00664	5.5504	0.0185
person	0.4574	0.1380	10.9824	0.0009
CHILDREN	-0.5981	0.1226	23.7961	<.0001
male	0.6063	0.3750	2.6139	0.1059
age	0.1345	0.0697	3.7190	0.0538
age2	-0.00205	0.000853	5.7831	0.0162
XBIKE	-0.0945	0.0352	7.2153	0.0072
auto	0.3843	0.0947	16.4559	<.0001

Pro tuto domácnost jsou typičtější výdaje za pohonné hmoty (pouze 4 % domácností má nulové výdaje) a autobus (13 %).

Nulové výdaje za pohonné hmoty jsou pravděpodobnější u více čtených domácností, naopak jsou kladné u domácností s dětmi, kde je muž přednosta, při vlastnictví kola a samozřejmě automobilu. Pravděpodobnost nulových výdajů za autobus roste s velikostí obce a bohatstvím starší domácnosti, při vlastnictví auta a při rostoucí ceně jízdy autobusem. Výdaje jsou pravděpodobněji nenulové pro domácnosti se staršími osobami, s dětmi a při vlastnictví kola.

5. Závěr

Výše prezentované výsledky analýzy nulových výdajů na dopravu a energie umožňují identifikovat vlastnosti domácností, které jsou potenciálně více zasaženy změnou cen způsobenou aplikací ekonomických nástrojů na ochranu životního prostředí. Podrobnější analýzou vlivu těchto cenových změn na spotřebu je možné postihnout výpočty krátkodobých a dlouhodobých elasticit. Výpočty těchto elasticit byly provedeny v rámci řešení projektu MŽP VaV 1C/4/43/04 „Environmentální a hospodářské efekty ekonomických nástrojů ochrany životního prostředí“ a představují k výše uvedeným výsledkům probitových modelů vhodný komplement. Případné zájemce tak odkazujeme na závěrečnou zprávu k tomuto projektu.

II.
**Poplatky a ceny ve vodním hospodářství
a jejich vliv na spotřebu vody v ČR**

1. Úvod

Do roku 1989 bylo využívání vody v ČR významně ovlivněno uměle nízkými (a v řadě případů i nulovými) úhradami od domácností i podniků a rovněž nízkými úhradami za odkanalizování, případně vypouštění odpadních vod. Skutečné náklady na správu vodních toků a napojení na veřejné vodovody a kanalizaci byly hrazeny ze státního rozpočtu a pro obyvatelstvo i podniky byly tudíž tyto služby opticky zadarmo. Není divu, že přímým důsledkem této politiky byla vysoká průměrná spotřeba vody na obyvatele a katastrofální stav vodních toků v důsledku nadměrného vypouštění znečištění⁶.

Po roce 1989 (především v druhé polovině 90. let) byly do sektoru vodního hospodářství postupně zaváděny ekonomické nástroje – tj. poplatky a věcně usměrňované ceny, jejichž důsledkem byly významné změny v kvantitativních i kvalitativních ukazatelích týkajících se vody v ČR. V této studii se budeme pouze okrajově zabývat zvýšením kvality vody v důsledku nových limitů a poplatků. Zaměříme se především na zpoplatnění spotřeby surové a pitné vody a jeho vliv na spotřebu podniků a domácností v letech 1993 – 2003.

1.1 Ekonomické nástroje ve vodním hospodářství

Po roce 1989 došlo v první řadě k odbourání křížového dotování provozních nákladů subjektů působících ve vodním hospodářství, tj. zejména **podniků vodovodů a kanalizací** (dále jen VaK) a **podniků Povodí**. V důsledku tohoto opatření začaly tyto subjekty účtovat za své služby (zásobování pitnou vodou, odkanalizování a správu vodních toků) ceny odpovídající reálným provozním nákladům, což nastartovalo kontinuální nárůst těchto cen. Významná část investičních nákladů (v případě podniků VaK) nebo i veškeré investiční náklady (v případě státních podniků Povodí) jsou dotovány ze státního rozpočtu či jiných (často mezinárodních) zdrojů (v současné době se jedná především o masivní výstavbu čistíren odpadních vod a kanalizací).

Přehled cen účtovaných podniky VaK a dopad jejich dynamického vývoje na makroagregáty v ČR poskytneme v následujícím textu.

⁶ *Kvalitativní i kvantitativní ukazatele vody viz Statistická ročenka životního prostředí ČR, 2003.*

1.2 Ceny pro vodné a stočné

Ceny pro vodné a stočné v Kč/m³ jsou vypočteny provozovatelem služeb VaK na začátku roku na základě odhadnutých nákladů na provoz. V této výši jsou po celý rok fakturovány odběratelům. Podnik VaK po skončení kalendářního roku provede porovnání odhadnutých a skutečných nákladů a v případě rozdílů vyúčtuje odběratelům přeplatky/nedoplatky. Odběratelům služeb jsou ceny účtovány na základě individuálního kontraktu podle skutečně naměřeného množství v m³ (vodné) nebo vypočítaného množství podle zákonné formule (stočné).

Konstrukce vodného a stočného podléhá **věcnému usměrňování** ze strany ministerstva financí (podle zákona č. 526/1990 Sb. o cenách), které v Cenovém věstníku stanoví pravidla jejich kalkulace a definuje náplň jednotlivých kalkulovaných položek. Podle příslušných definic může kalkulace zahrnovat pouze ekonomicky opodstatněné náklady a přiměřený zisk. Tyto formulace jsou však poměrně široké a poskytují podnikům VaK určitou svobodu při tvorbě jednotlivých položek. Kontrola je prováděna cenovými orgány ministerstva financí.

Státní podniky VaK byly privatizovány v druhé vlně kuponové privatizace (tj. v letech 1994 – 1995). Místo nich byly zakládány akciové společnosti či s.r.o. nových vlastníků infrastruktury (zejména obcí) a provozovatelů. Tímto způsobem došlo k významnému oslabení vlivu státu v sektoru vodovodů a kanalizací. Jednotlivé podniky VaK začaly za své služby účtovat ceny odpovídající reálným provozním nákladům. Dnešní ceny pro vodné a stočné zahrnují rovněž do jisté míry i odpisy infrastruktury a tvorbu dalších rezerv na budoucí investice, ačkoliv záleží především na vůli vlastníků toto prosazovat.

Vývoj cen pro vodné a stočné u domácností a ostatních subjektů (zejména výrobních závodů a podnikatelských subjektů) v letech 1993 – 2003 obsahuje příložená tabulka. Pro účely další analýzy budeme dále zásobování pitnou vodou a odkanalizování chápat jako komplementární statky a sledovat vývoj nákladů na vodné a stočné a jejich dynamiku celkem.

Tab. 7 Průměrné vodné a stočné v letech 1993 – 2003 (realizované ceny včetně DPH, Kč/m³)

Kč/m ³ /Rok	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Průměrná výše vodného – domácnosti	6,44	7,90	8,94	10,27	11,86	13,91	15,76	17,44	19,06	20,47	21,56
Průměrná výše stočného – domácnosti	4,70	5,83	6,80	7,91	9,31	10,82	12,58	14,20	15,95	17,22	18,22
DOM. CELKEM	11,14	13,73	15,74	18,18	21,17	24,73	28,34	31,64	35,01	37,69	39,78

II. Poplatky a ceny ve vodním hospodářství a jejich vliv na spotřebu vody v ČR

Kč/m ³ /Rok	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Průměrná výše vodného – ostatní	9,43	11,80	13,19	15,43	15,85	17,03	18,29	18,95	19,06	20,47	21,56
Průměrná výše stočného – ostatní	7,15	8,79	10,46	11,88	13,34	14,24	15,81	16,16	15,95	17,22	18,22
OSTATNÍ CELKEM	16,58	20,59	23,65	27,31	29,19	31,27	34,10	35,11	35,01	37,69	39,78

Zdroj: Vodovody a kanalizace ČR, 2002

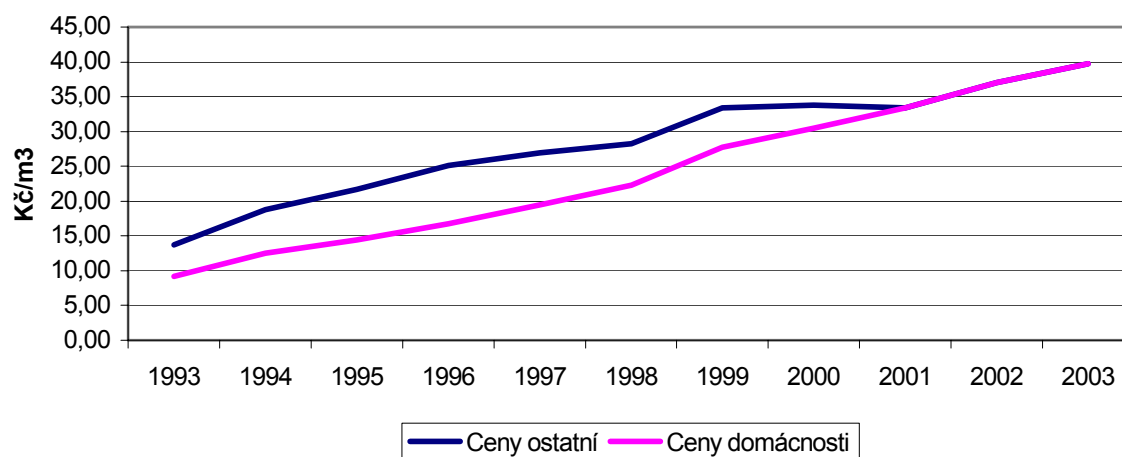
Jak je zřejmé, vývoj cen v období 1993 – 2003 je charakterizován významným zvýšením cen pro vodné a stočné. V následující tabulce provedeme očištění časových řad „Domácnosti – celkem“ a „Ostatní – celkem“ o vliv inflace v 90. letech.

Tab. 8 Ceny pro vodné a stočné v letech 1993 – 2003 očištěné o vliv inflace

Kč/m ³ /Rok	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Inflace (v %)	20,8	10,0	9,1	8,8	8,5	10,7	2,1	3,9	4,7	1,8	0,1
Domácnosti celkem – očištěno	9,22	12,48	14,43	16,71	19,51	22,34	27,76	30,45	33,44	37,02	39,74
Bazický index (1993=100)	×	1,35	1,56	1,81	2,12	2,42	3,01	3,30	3,63	4,01	4,31
Řetězový index	×	1,35	1,16	1,16	1,17	1,14	1,24	1,10	1,10	1,11	1,07
Ostatní celkem – očištěno	13,73	18,72	21,68	25,10	26,90	28,25	33,40	33,79	33,44	37,02	39,74
Bazický index (1993=100)	×	1,36	1,58	1,83	1,96	2,06	2,43	2,46	2,44	2,70	2,90
Řetězový index	×	1,36	1,16	1,16	1,07	1,05	1,18	1,01	0,99	1,11	1,07

Zdroj: vlastní výpočty

Nárůst očištěných cen pro vodné a stočné v letech 1993 – 2003 (v Kč/m³).



Z grafu je patrné, že vyšší dynamikou nárůstu se vyznačovaly ceny účtované domácnostem, především v důsledku politického požadavku na vyrovnání plateb od domácností a ostatních.

Zejména v první polovině 90. lety byly ceny pro vodné a stočné domácností z důvodu sociální únosnosti udržovány na nižší úrovni a křížově dotovány z úhrad od ostatních subjektů. Od roku 1998 dochází k postupnému sblížení cen a od roku 2001 dále jsou účtovány stejné ceny pro všechny odběratele.

V letech 1993 – 2003 celkem vzrostly ceny pro vodné a stočné o více jak 430 % u domácností a 290 % u ostatních subjektů.

1.3 Vliv změny cen pro vodné a stočné na spotřebu pitné vody v ČR

V předchozí kapitole jsme si ukázali dynamický vývoj cen pro vodné a stočné (viz tabulka 8), který přímo ovlivňoval spotřebu vody z veřejných vodovodů v ČR. V následujícím textu budeme tento vliv dále analyzovat v rozlišení podle domácností a ostatních subjektů. V následující tabulce jsou obsaženy kvantitativní ukazatele spotřeby vody v letech 1993 – 2003.

Tab. 9 Množství fakturované pitné vody v letech 1993 – 2003

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Voda fakturovaná pitná (mil. m ³)	743,0	696,2	655,9	604,1	588,8	579,9	564,2	554,1	535,5	545,3	547,2
- z toho pro domácnosti (mil. m ³)	440,5	415,6	391,3	359,9	356,5	357,8	355,4	351,3	339,5	343,0	344,7
- z toho pro domácnosti (%)	59,3	59,7	59,8	59,6	60,5	61,7	63,0	63,4	63,4	62,9	63,0

II. Poplatky a ceny ve vodním hospodářství a jejich vliv na spotřebu vody v ČR

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
- z toho pro průmysl* a ostatní (mil. m ³)	302,5	280,6	264,6	244,2	232,3	222,1	208,8	202,8	196	202,3	202,5
Specifické množství vody fakturované pro domácnost (l/os/den)	137	129	121	116	113	110	109	107	104	103	103

* Data dopočtena odečtením řádků 2 a 3.

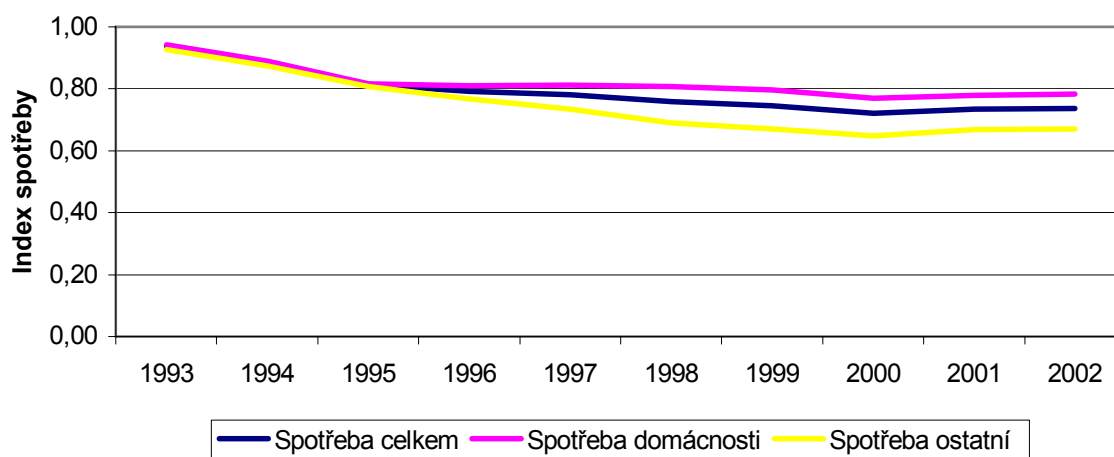
Zdroj: SOVAK, 2004 (pro roky 1998 – 2003).

Vodovody a kanalizace 1997 – 2004 (pro roky 1993 – 1997)

Z tabulky vyplývá, že ve sledovaném období docházelo k soustavnému poklesu spotřeby fakturované pitné vody celkem. Tento proces byl dynamičtější v letech 1993 – 1996. V roce 2002 dochází ke zvratu v uvedeném trendu a spotřeba vody mírně narůstá.

Významnější pokles spotřeby vody je možné vysledovat u skupiny průmysl a ostatní, který je vysvětlován jednak celkovým útlumem průmyslové výroby v první polovině 90. let a částečně rovněž odpojováním velkých odběratelů (např. pivovary aj.) z vodovodních sítí a přecházením na vlastní zdroje zásobování vodou. Podíl obou skupin (domácnosti a podniky a ostatní) na spotřebě pitné vody se však ve sledovaném období pohyboval mezi 59-63 % ve prospěch domácností, což lze označit za relativně stabilní situaci.

Obr. 1 Index poklesu spotřeby vody v letech 1993 – 2003



Uvedený graf znázorňuje základní indexy vývoje spotřeby vody pro dvě sledované kategorie a vývoj celkem. Na první pohled je zřejmé, že ačkoliv ceny pro vodné a stočné domácností rostly v letech 1993 – 2001 dynamičtěji, pokles spotřeby vody

odebírané od podniků VaK byl významnější u podniků a ostatních. Vliv cenových faktorů na množství odebírané vody příslušným sektorem budeme analyzovat dále.

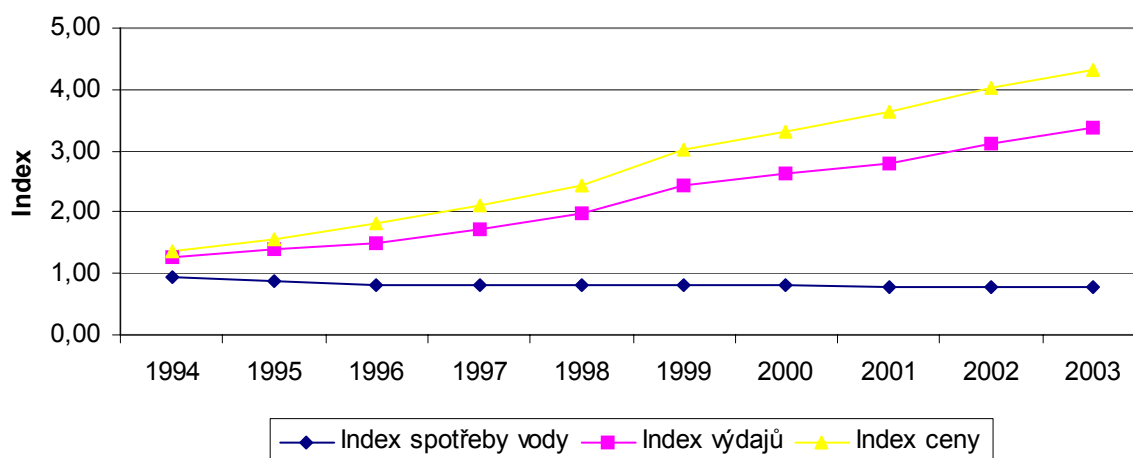
Domácnosti

Příložená tabulka a graf znázorňují vliv ceny pro vodné a stočné a vliv množství spotřebovávaného domácnostmi na celkové výdaje na vodu vynakládané sektorem domácností v příslušných letech.

Tab. 10 Výdaje domácností na vodu (v mil. Kč)

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Spotřeba vody domácností celkem (mil. m ³)	440,5	415,6	391,3	359,9	356,5	357,8	355,4	351,3	339,5	343,0	344,7
Vodné a stočné – domácnosti celkem (Kč/ m ³)	9,22	12,48	14,43	16,71	19,51	22,34	27,76	30,45	33,44	37,02	39,74
Výdaje domácností na vodu celkem v mil. Kč	4 061	5 187	5 646	6 014	6 955	7 993	9 866	10697	11353	12698	13698
Index spotřeby	×	0,94	0,89	0,82	0,81	0,81	0,81	0,80	0,77	0,78	0,78
Index cen	×	1,35	1,56	1,81	2,12	2,42	3,01	3,30	3,63	4,01	4,31
Index výdajů	×	1,28	1,39	1,48	1,71	1,97	2,43	2,63	2,80	3,13	3,37

Obr. 2 Vliv cen a spotřeby vody na výdaje domácností na vodu celkem (bázické indexy)



Z vývoje indexů (viz obr. 2) je patrné, že výdaje domácností na vodu jsou významně ovlivněny trendem rostoucí ceny, v důsledku kterého dochází k pouze mírnému poklesu spotřeby vody. Celkové výdaje (tj. cena × spotřeba) mají však po celé sledované období rostoucí trend a dynamikou svého nárůstu kopírují index nárůstu cen.

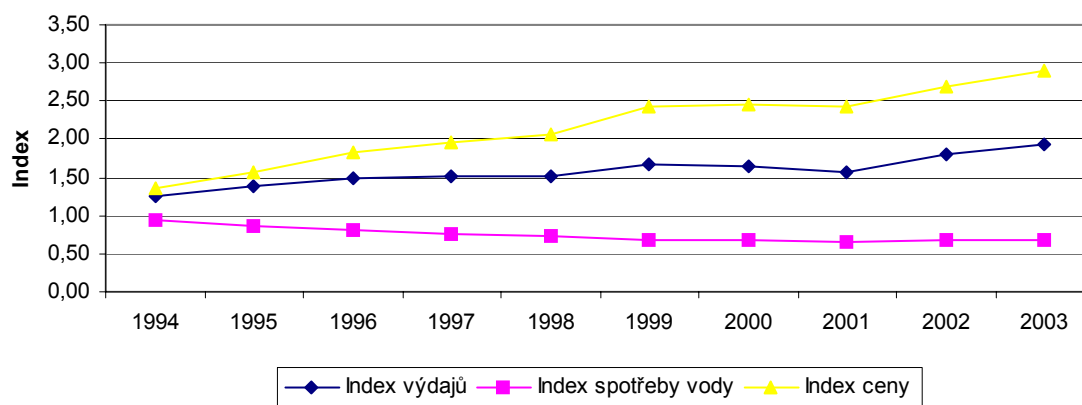
Podniky a ostatní

U ostatních subjektů napojených na vodovody a kanalizace byl v letech 1993 – 2001 zaznamenán pomalejší nárůst cen pro vodné a stočné, a to především v důsledku vyrovnávání cen se sektorem domácností, který byl v předchozích obdobích ze sociálních důvodů cenově zvýhodňován. Celkové výdaje podniků a ostatních subjektů na vodu měly proto odlišný vývoj.

Tab. 11 Výdaje podniků a ostatních na vodu (v mil. Kč)

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Spotřeba vody domácností celkem (mil. m ³)	302,5	280,6	264,6	244,2	232,3	222,1	208,8	202,8	196	202,3	202,5
Vodné a stočné – domácnosti celkem (Kč/ m ³)	13,73	18,72	21,68	25,10	26,90	28,25	33,40	33,79	33,44	37,02	39,74
Výdaje domácností na vodu celkem v mil. Kč	4 153	5 253	5 737	6 129	6 249	6 274	6 974	6 853	6 554	7 489	8 047
Index spotřeby	×	0,93	0,87	0,81	0,77	0,73	0,69	0,67	0,65	0,67	0,67
Index cen	×	1,36	1,58	1,83	1,96	2,06	2,43	2,46	2,44	2,70	2,90
Index výdajů	×	1,26	1,38	1,48	1,50	1,51	1,68	1,65	1,58	1,80	1,94

Obr. 3 Vliv cen a spotřeby vody na výdaje podniků a ostatních na vodu celkem (bázické indexy)



Výdaje podniků a ostatních na pitnou vodu neměly na rozdíl od sektoru domácností konstantně rostoucí trend. K jejich mírnému poklesu došlo v letech 2000 – 2001, kdy jednak stále ještě pokračoval klesající trend spotřeby vody a došlo rovněž k poklesu ceny v důsledku požadavku stanovení jednotné ceny pro všechny odběratele. V dalších letech pak dochází ke stabilizaci a mírnému nárůstu spotřeby a je obnoven rostoucí trend ceny.

2. Závěr

Významné zvýšení cen pro vodné a stočné u sektoru domácností, mělo v první polovině 90. let negativní vliv na spotřebu vody. V druhé polovině 90. let však dochází k postupné stabilizaci poklesu spotřeby vody, jelikož se spotřebitelé přibližují tzv. hygienickému minimu (tj. hranici, pod kterou spotřeba vody klesnout nemůže, ani při dalším významném zvýšení ceny). Ceny v tomto období dále rostou přibližně stejným tempem. Klesající množství fakturované vody však nemělo vliv na výdaje domácností na vodu celkem, které po celé sledované období let 1994 – 2003 rostly.

Stejně jako u sektoru domácností lze i v případě podniků konstatovat, že po strukturálních změnách v ekonomice v průběhu 90. let se zdá, že dochází ke stabilizaci odběrů pitné vody sektorem „podniky a ostatní“, a to i přesto, že cena nadále významně vzrůstá. Na rozdíl od sektoru domácností však nemusí být část odběratelů omezena hygienickým minimem. Zvláště pro významné odběratele vody ze systémů VaK existuje alternativa samozásobení, která je tím atraktivnější, čím vyšší jsou ceny účtované provozovateli VaK. Jelikož se odborníci domnívají, že první vlnu odpojování průmyslových odběratelů pitné vody ze systémů máme již za sebou, lze současnou situaci označit za stabilní. Otázkou je, jaký je v rámci tohoto sektoru prostor pro růst cen, než bude obnoven klesající trend spotřeby vody.

III.
**Analýza působení poplatků
v odpadovém hospodářství na
rozhodování domácností**

1. Úvod

V souladu s návrhem projektu bude předmětem této kapitoly studie působení poplatků v odpadovém hospodářství na spotřební rozhodování domácností v České republice doplněná o diskusi faktorů, jež se podílejí na utváření trhu s odpady. Vzhledem k tomu, že se odpadové hospodářství stalo vnitřně provázaným dynamicky se rozvíjejícím systémem, v němž vstupuje do interakce rozhodování spotřebitelů (resp. domácností), soukromých subjektů na trhu a státu, pak je třeba věnovat pozornost i vnějším faktorům, které se mohou zprostředkovaně promítnout do spotřebního rozhodování domácností.

Kapitola bude klást důraz na kvalitativní analýzu změn spotřebního rozhodování domácností v důsledku změn poplatků v odpadovém hospodářství, vlivu konstrukce poplatků na rozhodování domácností o způsobu nakládání s odpady a způsobů nakládání s odpady v závislosti na tržních podmínkách. Tato analýza bude podpořena kvantitativní analýzou vycházející ze Statistiky rodinných účtů a dat o produkci komunálních odpadů v České republice v časovém horizontu let 1999 – 2003.

Kapitola bude rozdělena do několika logicky navazujících dílčích částí. Obsahem *první části* bude stručné pojednání o zákonném vymezení poplatků v odpadovém hospodářství, na jejichž základě jsou spotřebitelé povinni přispívat na úhradu služeb v oblasti nakládání s komunálními odpady. Tato kapitola představuje definiční rámec následující studie. Ve *druhé části* textu se budeme věnovat vzniku vazby mezi produkcí komunálního odpadu a platbou subjektů, jež komunální odpad produkují. *Třetí část* se bude věnovat vysvětlení principu odpovědnosti spotřebitelů za jimi produkováný odpad a diskusi povahy nakládání s odpady z hlediska charakteru příslušné služby. Pro obsah textu bude klíčovou *čtvrtá část*, která se zaměří na konstrukci poplatků v odpadovém hospodářství, jež stimuluje příslušnou změnu spotřebního chování domácností a jež mění poměr mezi spotřebními výdaji rozpočtu domácností. Pozornost bude věnována rovněž hledání vazby mezi chováním spotřebitelů a příslušným způsobem nakládání s odpady. *Pátá část* se zaměří na tvorbu trhu s odpady a povahu nabízených služeb v odpadovém hospodářství. V této kapitole bude zodpovězena otázka, jakým způsobem ovlivňuje konkrétní způsob nakládání s odpady výši poplatků v odpadovém hospodářství a následně i rozhodování domácností o produkci a způsobech nakládání s odpady. *Závěrečná šestá část* shrne všechny dílčí závěry z předchozích částí a formuluje doporučení na realizaci konkrétní poplatkové politiky v odpadovém hospodářství.

1.1 Zákonná povaha poplatků v odpadovém hospodářství v České republice

Pro následující analýzu je klíčové zdůraznit, že předmětem analýzy **není** veškerý odpad vzniklý na území České republiky, ale pouze jeho dílčí část vzniklá při činnosti fyzických osob na území obce. Jedná se o komunální odpad definovaný § 4 zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech jako:

„Veškerý odpad vznikající na území obce při činnosti fyzických osob, který je uveden jako komunální odpad v prováděcím právním předpisu⁷ s výjimkou odpadů vznikajících u právnických osob nebo fyzických osob oprávněných k podnikání“.

Klíčovým institutem v odpadovém hospodářství je institut původce odpadu (v tomto případě komunálního odpadu), protože právě původce odpadu musí plnit veškeré povinnosti definované zákonem zaměřené na předcházení vzniku odpadu, přednostní využívání odpadu (tzv. obecné povinnosti platné **nejen** pro původce odpadu) a dále povinnosti definované § 16 zákona⁸.

V případě komunálního odpadu platí zvláštní ustanovení, že původcem komunálního odpadu vznikajícího na území obce není samotný spotřebitel, v důsledku jehož činnosti odpad vzniká, ale obec, na jejímž území odpad vzniká. Toto zákonem ustanovení má zcela zásadní dopad na následné rozhodování spotřebitelů o produkci a způsobech nakládání s odpady, protože tímto rozhodnutím spotřebitel ztrácí přímou odpovědnost za jím produkováný odpad (tak, jak je tomu v případě ostatních právnických osob či fyzických osob oprávněných k podnikání) a tato odpovědnost se přenáší na obec. Z přímé odpovědnosti spotřebitelů se stává odpovědnost nepřímá (zprostředkovaná), a to prostřednictvím dalšího zákonného ustanovení § 17 zákona.

Tímto ustanovením má obec možnost (tedy nikoli povinnost!) vybírat od fyzických osob (spotřebitelů) (a) **úhradu** za shromažďování, sběr, přepravu, třídění, využívání a odstraňování komunálních odpadů na základě smlouvy nebo (b) tzv. **místní poplatek**⁹ za provoz systému shromažďování, sběru, přepravy, třídění, využívání a odstraňování komunálních odpadů nebo (c) **poplatek za komunální odpad**. Smysl těchto

⁷ Tímto prováděcím předpisem je Vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 381/2001 Sb., kterou se stanoví Katalog odpadů, seznam nebezpečných odpadů a seznamy odpadů pro účely vývozu, dovozu a tranzitu odpadů a postup při udělování souhlasu k vývozu, dovozu a tranzitu odpadů (Katalog odpadů).

⁸ Nebude-li v následujícím textu uvedeno jinak, pak se pod termínem „zákon“ bude mít na mysli zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech.

⁹ Uložení místního poplatku se řídí § 10b zákona č. 565/1990 Sb., o místních poplatcích, ve znění pozdějších předpisů.

poplatků spočívá ve snaze umožnit obci úhradu části nákladů (či v plné výši), které obci jako původci odpadu v souvislosti s organizací celého systému nakládání s komunálními odpady vznikají. Jinými slovy řečeno, přenést část odpovědnosti za vzniklý komunální odpad na jeho reálného producenta (tedy spotřebitele).

1.2 Vznik odpovědnosti spotřebitelů za produkováný komunální odpad

Pro pochopení vztahu mezi produkcí odpadu a platbou za jeho odstranění je nutné zmínit teoretická východiska tohoto problému. V přirozených podmínkách trhu bez státní regulace je každý subjekt zodpovědný za důsledky svého jednání. Je-li tímto jednáním spotřeba, pak je jedinec (v tento okamžik spotřebitel) odpovědný za všechny důsledky, které s sebou spotřeba nese. Vzhledem k tomu, že vznik odpadu je nedílnou součástí tohoto jednání (ve smyslu vedlejšího produktu), pak je spotřebitel zodpovědný i za takto vzniklý vedlejší produkt jeho spotřeby. Institutem, který je prostředkem vynucování odpovědnosti, je soudnictví.

V případě, že zmíněnému vedlejšímu produktu spotřebitel přisoudí pozitivní hodnotu, pak se tento produkt stává obyčejným tržním statkem, který je možné obchodovat na trhu (např. starožitný nábytek). V opačném případě, kdy je vedlejšímu produktu spotřebitelem přisouzena negativní hodnota (např. z důvodu poškozování zdraví), pak je v zájmu spotřebitele, v rámci možností poskytnutých mu trhem, se tohoto produktu zbavit a produkt se stává odpadem v dnešním slova smyslu. Toto subjektivní hodnocení produktu spotřeby je základem pro ekonomickou definici pojmu odpad (*Weiland, 1993*)¹⁰.

Nakládání s odpady je založené *pouze* na institutu odpovědnosti za produkty jednání a spontánních silách trhu, jež vytváří poptávku po odpadech. Klasické způsoby nakládání s odpady (sběr, transport či odstraňování a využívání odpadu) se tak stávají *službou* poskytnutou spotřebitelům za účelem řešení problému s odpady, za kterou spotřebitelé platí určitou cenu (stejně jako v případě jakýchkoli jiných služeb nakupovaných na trhu – např. návštěva kina či kadeřníka). Současná politika životního prostředí však vychází z předpokladu, že trh nedokáže zajistit eko-

¹⁰ *V procesu hodnocení produktu spotřeby hrají zcela zásadní roli informace o potenciální poptávce na trhu. Starožitný nábytek je tržním statkem v případě, že spotřebitel má informaci o poptávce po tomto statku. V opačném případě se stává nábytek odpadem. Zisk informací o poptávce na trhu je však spojený s náklady (tzv. transakční náklady), které v mnoha případech mohou být prohibitivní povahy. Jestliže jsou tyto náklady vyšší než potenciální zisk z prodeje starožitného nábytku na trhu, pak se nábytek stává odpadem (Werbeck, 1993).*

logicky šetrné nakládání s odpady, protože nedokáže internalizovat veškeré negativní externí efekty, které s případě nakládání s odpady vznikají (*Linscheidt, 1998*).

Z toho důvodu jsou prostřednictvím státní regulace hledány cesty, jakým způsobem donutit provozovatele zařízení na nakládání s odpady a zprostředkovaně i samotné původce odpadu, aby tyto externí efekty svého jednání braly v úvahu a přizpůsobovali jim svá rozhodnutí o produkci a způsobech nakládání s odpady. Je zřejmé, že lze definovat dvě základní cesty, jak přimět původce odpadu v podmínkách státní regulace, aby nesl všechny náklady s touto produkcí spojené:

- přímé zatížení prostřednictvím nákladů na nakládání s odpady (zejména odstraňování odpadů)
- nepřímé zatížení prostřednictvím obecních poplatků nakládání s komunálními odpady

V případě přímého zatížení původců odpadu celkovými (tedy i externími) náklady, které by se nejlépe blížilo přímé odpovědnosti za produkty jednání v podmínkách spontánních tržních sil, je však nutné zodpovědět dvě zcela zásadní otázky: Je provozovatel příslušného zařízení (např. skládky) skutečně schopen zjistit všechny náklady, které s provozem zařízení vznikají? Jsou vytvořené příslušné institucionální podmínky pro přenos těchto nákladů na původce odpadu?

Pro zodpovězení první otázky by bylo třeba znát veškeré informace o chemickém složení příslušného odpadu, dále by muselo být zřejmé, jak odpady reagují navzájem a v neposlední řadě by musely být k dispozici veškeré informace o specifikách příslušného zařízení. Zjištění všech těchto informací tak, aby bylo možné ke každému druhu odpadu přiřadit cenu, která maximálně odpovídá celkovým nákladům, je však spojeno s prohibitivními náklady, které zcela přesahují užitek s tímto zjištěním spojený. V praxi se proto využívá paušální cena pro skupinu odpadů (např. komunální odpad) bez ohledu na konkrétní složení a naznačená analýza se provádí pouze v případě vybraných nebezpečných odpadů (*Linscheidt, 1998*).

V případě nepřímého zatížení prostřednictvím obecních poplatků za nakládání s odpady se již značným způsobem odkláňáme od pojetí přímé odpovědnosti spotřebitele za své jednání, protože odpovědnost za odpad přejímá obec. Je možné se pouze domnívat, co bylo hlavní příčinou tohoto přenosu odpovědnosti, ale za jednu z hlavních příčin je možné považovat snahu snížit transakční náklady, které vyvolávalo uzavírání smluv provozovatele příslušného zařízení na nakládání s odpady se spotřebiteli a zvýšení možnosti orgánů místní samosprávy ovlivňovat nakládání s odpady na svém území.

Problém této zprostředkované odpovědnosti spotřebitelů za jimi produkováný odpad však spočívá v podobě, jakou se snaží obec tyto subjekty přimět k podílu na

úhradě obecních nákladů odpadového hospodářství. V současné komunální politice převládá snaha hledat co možná nejméně náročné způsoby vybírání poplatků od spotřebitelů spojené s přesvědčením, že by spotřebitelé měli být racionálními systémy sběru zatěžováni co nejméně (*Linscheidt, 1998*).

Tento způsob myšlení však má za následek, že se zcela stírá vazba mezi produkcí odpadu a platbou, která by na spontánně fungujícím trhu následovala v důsledku odpovědnosti spotřebitelů za jimi produkováný odpad. Poplatkové systémy jsou tak mnohdy založené na paušální platbě „na hlavu“ (podoba daně), podle členů domácnosti či velikosti pozemku. Podobné systémy jsou však spojené s neexistujícím pocitem odpovědnosti za produkováný odpad a nemají žádný vliv na změnu chování spotřebitelů ve vztahu k produkci a způsobům nakládání s odpady. Produkce odpadu tak nenutí spotřebitele racionalizovat spotřební vydání a přizpůsobovat spotřební koš důchodovému omezení (bude zřejmé z následujících kapitol).

Významným aspektem úvahy o podobě vztahu mezi produkcí odpadu a poplatky je i skutečnost, že se na základě zákonných ustanovení spotřebitelé stávají součástí obecního systému bez ohledu na osobní vůli jednotlivých spotřebitelů se tohoto systému skutečně účastnit. Existuje zákonná povinnost účastnit se obecního systému a hradit poplatky (např. na základě trvalého pobytu na území obce). Spotřebitelé tak nejsou vystaveni přímému působení tržních sil. Zatímco ostatní původci odpadu (např. soukromé podniky či zařízení) mohou při změně tržních podmínek změnit způsob nakládání s odpady (např. v případě zdražení ukládání odpadu na skládku přejít ke spalování odpadu – pokud neexistuje jiné zákonné omezení) a volit mezi konkurenčními formami nakládání s odpady, pak spotřebitelé svázaní obecním systémem nakládání s odpady tuto volbu nemají.

Tato skutečnost má však zcela zásadní důsledky v rozhodování o cenové nabídce nakládání s odpady na trhu. Zatímco v případě soukromých podniků a zařízení může v důsledku konkurence a snahy provozovatelů příslušných zařízení udržet si svého zákazníka cena nakládání s odpady klesat, pak v případě spotřebitelů tomu je naopak, neboť spotřebitelé nemají možnost reagovat na změnu cenové nabídky na trhu. Je možné říci, že se spotřebitelé stávají rukojmími obecního systému¹¹.

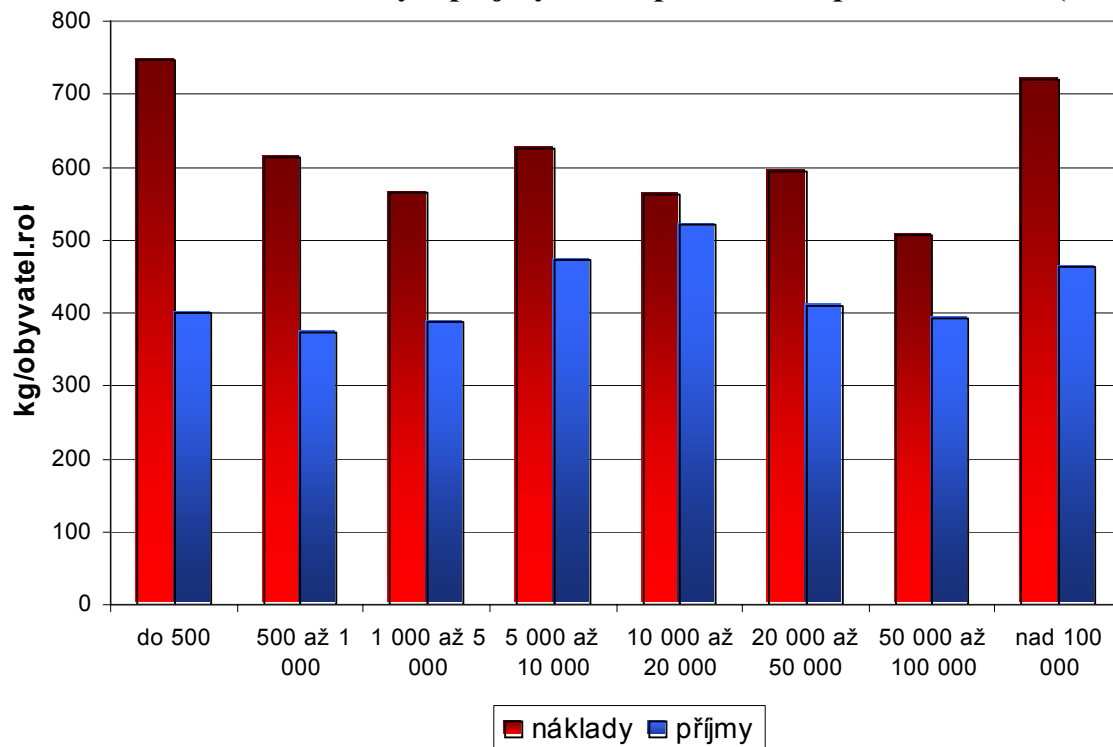
¹¹ tento vývoj je patrný v případě německých obcí, kdy cena služeb nakládání s odpady pro soukromé subjekty klesá, zatímco cena pro spotřebitele má v řadě obcí rostoucí tendenci (*Gallenkemper – Gellenbeck – Dornbusch, 1996*).

1.3 Princip ekonomické odpovědnosti a podoba poplatku

Odpovědnost za důsledky svého jednání však není pouze předpokladem pro fungování trhu v podmínkách spontánních tržních sil bez státní regulace. Vzhledem k tomu, že znečištění životního prostředí je uspokojivě řešitelné pouze v případě, že k jeho zamezení dochází přímo u zdroje znečištění, tak se stává princip přímé odpovědnosti za způsobené škody na životním prostředí jedním z klíčových principů politiky ochrany životního prostředí v České republice (*SFŽP, 2004*).

Zcela zásadní je ale odpověď na otázku, zda je tento teoretický princip reálně aplikován a vynucován v oblasti nakládání s odpady. Cílem politiky ochrany životního prostředí je dosáhnout plné internalizace externích nákladů, které vznikají nejen jako přímý, ale také jako nepřímý (nezamýšlený) důsledek jednání spotřebitelů (*Bartmann, 1996*). Nástrojem internalizace se stávají poplatky či daně uvalené na původce znečištění (v našem případě původce odpadu). V odpadovém hospodářství se jedná o typický příklad nejen poplatků v oblasti komunálních systémů nakládání s odpady, ale také např. poplatků za skládkování odpadů, jež jsou nedílnou součástí ceny za ukládání odpadu na skládku (§ 45 zákona).

Jakým způsobem je aplikován princip odpovědnosti v případě poplatků v oblasti komunálních systémů nakládání s odpady? Z výsledků šetření z roku 2003, které provedla autorizovaná společnost EKO-KOM, a. s., vyplývá, že obecní systémy nakládání s odpady musí být dofinancovány z jiných zdrojů obecních rozpočtů, neboť vybrané prostředky od spotřebitelů a jiných uživatelů systému nejsou schopny příslušné náklady pokrýt. Jak ukazuje následující tabulka, tak v žádné velikostní struktuře obce nedošlo k profinancování všech nákladů souvisejících s provozováním obecních systémů nakládání s odpady.

Obr. 4 Poměr mezi náklady a příjmy ve skupinách obcí podle velikosti (2003)

Zdroj: (IREAS, 2004)

Spotřebitel tak nepociťuje veškeré náklady, které v souvislosti s provozováním obecních systémů nakládání s odpady obci vznikají a tedy i tendence ke změně spotřebního chování je tak omezena. I přes tento nepříznivý trend ve financování obecních systémů nakládání s odpady nelze očekávat zlepšení stavu z důvodu zvyšujících se poplatků za ukládání odpadu na skládku a zvýšené DPH, která zdražila služby v odpadovém hospodářství. Hlavní důvod tohoto nepříznivého stavu je možné spatřovat v několika základních skutečnostech:

- zákonné omezení výše místního poplatku na 500 Kč na osobu a rok (zákon č. 565/1990 Sb., o místních poplatcích)
- konstrukce poplatků pro spotřebitele, která nestimuluje tyto subjekty hledat nákladově optimální cesty produkce a způsobů nakládání s odpady

Při rozhodování o konstrukci poplatku za nakládání s komunálním odpadem (stejně jako v případě kalkulace ceny tržních služeb) by měla být zohledněna zejména skutečnost, zda jsou prostřednictvím poplatku pokryty veškeré náklady, které s provozováním systému obci vznikly. Toto racionální rozhodování subjektu na trhu však ne vždy platí v případě obce. Z jakých důvodů? Narozdíl od tržních subjektů se v případě poplatků obec rozhoduje i na základě jiných (netržních) faktorů. Jedná se např. o snahu nezatěžovat občany obce nad určitou (předem stanovenou) míru; zvolit takovou konstrukci poplatků, která zatěžuje obec z orga-

nizačního hlediska pouze minimálně; plnit i jiné (netržní) cíle ochrany životního prostředí (např. obava z tvorby „černých“ skládek) apod.

V tomto ohledu je možné sledovat značný rozdíl mezi např. českými a německými obcemi. Zatímco v případě německých obcí je uzákoněno, že obecní systémy by měly být zcela profinancovány z poplatků spotřebitelů (vybrané poplatky by neměly dlouhodobě přesahovat nebo naopak nedosahovat úrovně nákladů)¹², pak v případě českých obcí žádné takové ustanovení neexistuje a forma konstrukce poplatku závisí zcela na rozhodnutí obce v rámci zákonných možností.

Rozhodnutí obce o podobě poplatku však není pouze jednostranné rozhodnutí o tom, zda náklady budou či nebudou prostřednictvím poplatků pokryty, ale také rozhodnutím o tom, zda produkce odpadů bude pro spotřebitele představovat tržní (v případě plného pokrytí nákladů) či dotovanou službu (v případě dofinancování nákladů z jiných zdrojů obecního rozpočtu). Zprostředkovaně tedy obec rozhoduje o tom, jak budou výdaje spotřebitelů v souvislosti s produkcí odpadu měnit rozpočtové omezení těchto subjektů a jak budou spotřebitelé přizpůsobovat svá rozhodnutí.

Hlavní důvod, proč přibližně 80 % obcí v České republice využívá místního poplatku jako prostředku pro pokrytí alespoň části nákladů obce, spočívá především v konstrukci tohoto poplatku ve srovnání s ostatními možnostmi konstrukce dané platby. Místní poplatek je povinna platit každá fyzická osoba s trvalým pobytem na území obce. Tímto ustanovením se snižuje míra nevybraných poplatků od občanů v důsledku snahy se této platby vyhnout (míra vybraných poplatků od občanů se pohybuje okolo 95 %). Tato paušální platba „na hlavu“ tak umožňuje obci lépe plánovat příjmy do obecního rozpočtu, protože má k dispozici údaje o osobách s trvalým pobytem na území obce.

Další výhodou tohoto poplatku je minimální administrativní náročnost jeho správy ve srovnání s ostatními poplatky, které se platí podle objemu sběrných nádob, frekvence svozu komunálního odpadu, podle hmotnosti či velikosti pozemku, na kterém komunální odpad vzniká (bližší viz následující kapitola). V konkrétních případech obcí se tato nižší administrativní náročnost projevuje ve sdílení obecních funkcí, kdy jeden pracovník má na starosti více agend v obecní správě.

Atraktivita konstrukce pro obce převyšuje nevýhody, které jsou s aplikací těchto poplatků v praxi spojeny. Jedná se nejen o sníženou schopnost poplatků pokrýt celkové náklady systému a nižší motivační charakter pro spotřebitele měnit svá spotřební rozhodnutí s cílem nižší produkce komunálního odpadu a vyššího sklonu ke třídění využitelných složek, ale také nižší motivaci obcí vytvářet bohaté systé-

¹² § 6 Kommunalabgabengesetz des Landes Nordrhein-Westfalen.

my tříděného sběru odpadu (barevně odlišené sběrné nádoby, sběrné dvory apod.). Zavádění těchto systémů je spojené se zvýšenými nároky na finanční prostředky, které však v důsledku konstrukce poplatků není možné vybrat od spotřebitelů a vzniká tlak na ostatní zdroje obecních rozpočtů. Přirozená tendence obcí vytvářet tyto náročné systémy tříděného sběru tak v řadě případů naráží na nedostatek finančních zdrojů a skutečnost, že tyto systémy nepřináší obci žádné viditelné efekty (kromě zvýšené administrativní, finanční a časové náročnosti). Zavádění těchto systémů je tak především důsledkem další regulace, která je součástí zákona (§ 16).

Bez této regulace by obcím chyběla motivace vytvářet spotřebitelsky přívětivé komunální systémy nakládání s odpady, které by motivovaly spotřebitele ke zvýšení tříděného sběru využitelných složek komunálního odpadu a zároveň působily nemotivačně na produkci komunálního odpadu. Současná úroveň využívání těchto systémů je tak do značné míry daná zvýšenou výchovou spotřebitelů k třídění produkovaného odpadu a nikoli motivační schopností poplatků v odpadovém hospodářství. Je zřejmé, že taková konstrukce poplatků nejenže nesplňuje základní požadavek na zvýšení odpovědnosti spotřebitelů za jimi produkovaný odpad (které by se projevilo v zcela jiné výši poplatků), ale má významné důsledky na plnění základních environmentálních cílů v odpadovém hospodářství.

Pro pochopení vlivu poplatků na rozhodování spotřebitelů o produkci a způsobech nakládání s odpady je důležité se v následujícím textu blíže věnovat rozboru jednotlivých faktorů, které se na formování spotřebních vzorců mohou podílet. Zcela klíčovou roli bude hrát rozhodování spotřebitelů v podmínkách rozpočtového omezení a povaha nakládání s odpady.

Prvním důležitým krokem zvýšení motivačního charakteru poplatků je změna povahy nakládání s odpady v případě spotřebitelského rozhodování. Jak potvrzují zkušenosti německých obcí, pak je třeba změnit přesvědčení spotřebitelů o tom, že jimi produkované odpady nemají žádnou hodnotu (neboť zapáchají a mají celou řadu jiných negativních vlastností) a tudíž je zcela přirozené, že za tyto odpady nemusí platit. V tento okamžik jakýkoli poplatek za komunální odpad bude mít za následek hledání jiných způsobů nakládání s odpady (většinou ilegálních způsobů – např. „černé skládky“), za které spotřebitel nemusí nic platit.

Uvědomění si skutečnosti, že i odpady mají svou hodnotu (ať již se jedná o pozitivní či negativní hodnotu) a nakládání s odpady „něco“ stojí, je prvním významným krokem pro posílení odpovědnosti spotřebitelů za jimi produkovaný odpad. Snaha se odpadu zbavit (neboli se zapojit do komunálního systému nakládání s odpady) je stejnou službou, která vstupuje do spotřebitelského rozhodování, jako jakákoli jiná tržní služba na trhu. Stejně jako v případě těchto tržních služeb má

i nakládání s odpady pozitivní cenu, na jejímž základě se spotřebitelé rozhodují o alokaci svých **omezených** prostředků.

V případě zařazení nakládání s odpady do spotřebitelského rozhodování tak vstupujeme do standardní mikroekonomické analýzy rozhodování spotřebitele, v které hraje rozhodující roli důchod a cena tržní služby. V rámci těchto institutů je možné sledovat rozhodování spotřebitelů o produkci a způsobech nakládání s odpady v případě, že se změní tržní cena služby nakládání s odpady nebo důchod spotřebitele. Pokusme se nejdříve naznačit, jak bude reagovat spotřebitel na změnu ceny nakládání s odpady (tzn. změna výše poplatku).

Ještě dříve, než dojde k této analýze, je nutné zdůraznit, že pro zachování vypovídací schopnosti analýzy **musíme** předpokládat, že existuje vazba mezi změnou poplatku a změnou poptávky po službě nakládání s odpady. V případě paušálních poplatků je totiž tato vazba zcela přerušena a následující analýza by ztratila svůj smysl. Pokud není výše platby závislá na spotřebitelově chování, pak daná platba nemá motivační charakter a spotřebitel nebude reagovat na její změnu (stejně jako v případě daně).

Jak bude tedy reagovat spotřebitel na změnu výše poplatku (ceny za službu nakládání s odpady) v otázce poptávky¹³? V případě, že bychom považovali nakládání s odpady za službu uspokojující základní lidské potřeby, pak by byla reakce na změnu poplatku pouze velice nepatrná (či žádná). V případě těchto statků musí spotřebitel uspokojovat své základní potřeby bez ohledu na výši ceny (poptávka je neelastická, protože změna poptávaného množství je nižší než změna ceny). Situace na trhu a současné zkušenosti však ukazují na to, že v případě služby nakládání s odpady se nejedná o službu uspokojující základní lidské potřeby. V tomto případě bude spotřebitel reagovat na změnu výše poplatku změnou svého spotřebního rozhodování (elasticita poptávky roste).

- Ačkoli je subjektivní rozhodování pouze těžko predikovatelné a nelze činit jednoznačné závěry o skutečné reakci spotřebitelské poptávky na změnu ceny, pak lze očekávat, že růst poplatku za službu nakládání s odpady vyvolá snahu snížit poptávané množství po službě (v našem případě snížením produkce odpadu) a hledat alternativní (substituční) řešení problému nakládání s odpady, jejichž cena je nižší (substituční efekt). Těmito řešeními může být:
- hledání možností vlastního nakládání s odpady (vlastní kompostování „zeleňých“ odpadů)

¹³ Jedná se o tzv. elasticitu poptávky (<http://cz.wikipedia.org>).

- třídění odpadu¹⁴ a snížení množství směsného komunálního odpadu
- ilegální způsob nakládání s odpady – „černé skládky“ nebo spalování „zelených“ odpadů

Čím více je těchto substitučních možností nakládání s odpady, tím je i elasticita poptávky vyšší a spotřebitelé reagují na změnu poplatku změnou svého chování a hledají nejlevnější alternativu nakládání s odpady. V případě neexistence regulačních opatření by touto variantou byl ilegální způsob nakládání s odpady, která je spojena s **nulovými** náklady¹⁵. Vzhledem k tomu, že je tento způsob nakládání s odpady zakázán¹⁶, pak bude spotřebitel hledat další alternativy svého jednání a těmi jsou tříděný sběr odpadu nebo vlastní cesty odstraňování odpadu.

Je zřejmé, že poplatek za službu nakládání s odpady představuje v tuto chvíli vhodný nástroj k stimulaci environmentálně šetrného způsobu nakládání s odpady, a to v rámci cenového mechanismu a racionální snaze spotřebitele uspořit náklady, které musí vynaložit v souvislosti s nakládáním s odpady.

Míra reakce spotřebitelů na změnu ceny služby nakládání s odpady závisí ve značné míře i na tom, jaký podíl zaujímají výdaje na nakládání s odpady v celkovém rozpočtu spotřebitele. Čím vyšší je podíl těchto výdajů na celkových výdajích spotřebitelova rozpočtu, tím vyšší je rovněž cenová elasticita poptávky a tím pružněji bude spotřebitel reagovat na změnu poplatku. Tato závislost nám může poskytnout důležitou pomůcku při sledování předpokladů poplatku jako stimulačního nástroje rozhodování domácností v oblasti nakládání s odpady. Toto skutečnost můžeme dokumentovat na příkladě rozhodování českých a německých domácností.

¹⁴ v tuto chvíli předpokládáme, že poplatek za službu nakládání s odpady platí spotřebitel **pouze** v případě směsných komunálních odpadů, což je možné potvrdit na příkladu většiny německých obcí.

¹⁵ ve skutečnosti nejsou náklady ilegálního způsobu nakládání s odpady nulové, protože se spotřebitel snaží, aby byly odpady odstraněny co nejdále od jeho pozemku – vznikají tak přepravní náklady (Werbeck, 1993)

¹⁶ zákaz samozřejmě neznamená, že tento způsob nakládání s odpady nebude spotřebitelem využíván. Spotřebitel bude zvažovat **úspory**, které bude realizovat tím, že nebude odpad odstraňovat ilegálním způsobem (předáním do obecního systému nakládání s odpady) a **náklady**, které mu vzniknou v případě, že bude při ilegálním způsobu nakládání s odpady dopaden (platba pokuty). Budou-li úspory vyšší než náklady, pak bude odpad odstraňován v rozporu se zákonem.

Tab. 12 Čisté výdaje na potraviny a bydlení v ČR a v Německu jako podíl celkových příjmů

čisté výdaje	Česká republika	Německo
potraviny, nápoje a tabákové výrobky	24,5 %	14,9 %
bydlení, voda, energie, paliva	21,2 %	30,1 %

Zdroj: Statistisches Bundesamt Deutschland (2004) a Český statistický úřad (2005)

Elasticita poptávky, neboli reakce poptávky po tržní službě nakládání s odpady, je do značné míry závislá rovněž na časovém horizontu, který pro analýzu využijeme. Prodlužováním časového období se rovněž zvyšuje i cenová elasticita. Působení změny poplatku v dlouhém období tedy vyvolává změnu rozhodování spotřebitele v oblasti nakládání s odpady. V této souvislosti lze vyslovit domněnku, že vyšší cenová elasticita poptávky u německých domácností ve srovnání s českými domácnostmi je způsobena rovněž delším časovým horizontem, po který tyto poplatky jako nástroj politiky nakládání s odpady na rozhodování spotřebitelů působí. Jinak řečeno, využívání poplatků v odpadovém hospodářství v Německu má delší tradici, než v případě České republiky a tedy i reakce na změnu výše poplatku na rozhodování domácností je u německých domácností vyšší než u domácností českých.

Vedle sledování vlivu změn poplatku za službu nakládání s odpady na změnu rozhodování spotřebitele o produkci a způsobech nakládání s odpady je možné analyzovat i rozhodování spotřebitele s ohledem na změnu reálného důchodu (tzv. důchodový efekt). I v tomto případě bude hrát významnou roli povaha služby nakládání s odpady. V případě, že v důsledku růstu důchodu dojde i k nárůstu poptávky po službě nakládání s odpady (v důsledku rostoucí produkce odpadu), pak je možné tuto službu považovat za superiorní. Naopak v případě, že v důsledku růstu důchodu dojde ke snížení (absolutně či relativně), pak by služba nakládání s odpady byla považována za inferiorní. Vzhledem k současným zkušenostem však nelze říci, zda je nakládání s odpady možné považovat za inferiorní či superiorní službu¹⁷.

Velmi významnou roli při sledování důchodového efektu hraje úroveň spotřeby statků, jež se po ukončení životního cyklu stávají odpadem. V případě, že růst důchodu doprovází růst spotřeby statků (což potvrzují i současné zkušenosti), pak je možné uvažovat i následný růst produkce odpadu. Službu nakládání s odpady by tak bylo možné považovat za superiorní, neboť v důsledku růstu důchodu by rostla i poptávka po této službě.

¹⁷ mikroekonomická teorie uvádí, že v případě superiorní služby je důchodová elasticita poptávky vyšší než 1. Pro relativní inferiorní službu (v důsledku růstu důchodu roste poptávka po této službě, ale v míře nižší, než důchod) je typická důchodová elasticita v intervalu od (0,1). V případě absolutní inferiorní služby (růst důchodu je spojen s poklesem poptávaného množství služby) je důchodová elasticita < 0 (<http://de.wikipedia.org>).

Klíčovým závěrem této kapitoly je skutečnost, že nakládání s odpady má své místo v podmínkách spotřebního rozhodování o alokaci prostředků na nákup statků a služeb. Stejně jako v případě ostatních statků a služeb, pak i v případě nakládání s odpady musí platit, že poplatky plní úlohu tržních cen na trhu. Pouze tehdy, plní-li cena úlohu alokačního kritéria na trhu, budou spotřebitelé na změnu cen reagovat změnou svého spotřebního rozhodování. Je nutné, aby existovala vazba mezi množstvím poptávané služby (v našem případě nakládání s odpady) a cenou, kterou spotřebitel za nákup této služby platí.

Je-li zachována tato vazba, pak je možné analyzovat potenciální důsledky změny cen či důchodu na trhu ve smyslu změny množství produkce či způsobu nakládání s odpady. Stejně jako v případě ostatních statků a služeb bude mít růst ceny služby na trhu za následek hledání levnějších substitutů, které však mohou představovat z hlediska ochrany životního prostředí méně šetrnou variantu (např. zakládání „černých“ skládek apod.). Mezi možné substituty rozhodování spotřebitelů však může patřit rovněž zvýšení sklonu k třídění využitelných složek komunálního odpadu, na které se nevztahuje platba poplatku (či nižšího poplatku).

Aby však mohla cena služby nakládání s odpady plnit svou alokační funkci, musí zcela odrážet náklady, které vznikají bezprostředně s produkcí této služby. V opačném případě by spotřebitelé činili zkreslená očekávání, která by se odrazila i v míře poptávky po dané službě. Nižší cena služby nakládání s odpady ve srovnání se skutečnými náklady může vyvolat zvýšenou poptávku po dané službě, která by však neodpovídala reálnou schopností trhu tuto zvýšenou poptávku absorbovat (dostatečná kapacita zařízení na odstraňování či využívání odpadu).

2. Konstrukce poplatků v odpadovém hospodářství a jejich schopnost stimulovat změnu spotřebitelského rozhodování

Nedílnou součástí činnosti spotřebitelů a dalších subjektů v ekonomice je produkce odpadů, která s sebou přináší vznik nákladů na jejich odstranění. V případě právnických osob vzniká přímý vztah mezi producentem odpadu a provozovatelem zařízení na jeho využití či odstranění. Tento vztah je založen na působení standardního mechanismu nabídky a poptávky, kde rozhodující alokační úlohu hraje cena příslušné služby. Producent odpadu má právo (zákonem do značné míry regulované) nakládat s odpady způsobem, který je v souladu s právními požadavky a tak, aby optimalizoval alokaci svých prostředků do nákladově nejvýhodnějších alternativ rozhodování.

Toto právo je v případě rozhodování spotřebitele do značné míry omezeno. Způsob nakládání s odpady fyzických osob do značné míry reguluje zákon o odpadech a podrobně definují prováděcí právní předpisy a obecní vyhlášky. Vzhledem k tomu, že původcem komunálního odpadu není samotný producent (spotřebitel), ale obec, pak i náklady nakládání s komunálními odpady je povinna nést obec, na jejímž území komunální odpad v důsledku činnosti fyzických osob vznikl. V rámci zachování principu ekonomické odpovědnosti je obec oprávněna požadovat od těchto osob úhradu těchto nákladů.

Jakým způsobem bude obec vyžadovat úhradu nákladů, které jí vznikají v důsledku provozování obecního systému nakládání s komunálními odpady, je pouze v rozhodnutí příslušné obce. Toto rozhodnutí bude záviset na řadě faktorů, které se v následující kapitole budeme snažit analyzovat. V první řadě musí být zřejmá vazba mezi podobou obecního systému nakládání s komunálními odpady (výdaje) a poplatky za jeho provozování (zdroje). V případě podoby systému i v případě poplatků budou obcí hledány varianty, které jsou spojené s minimálními administrativními, finančními a časovými nároky. Jinak řečeno se bude jednat o hledání optimální vazby mezi zdroji a výdaji.

Podoba komunálního systému – výdaje

V současné době existuje široká škála služeb, které mohou obce nabídnout svým občanům v souvislosti s nakládáním s komunálními odpady. Podoba těchto služeb je závislá na řadě specifických rozhodnutí o:

- a) rozsahu tříděného sběru jednotlivých složek komunálního odpadu
- b) objemu a množství sběrných nádob
- c) způsob sběru komunálních odpadů – donáškový nebo odvozový
- d) frekvenci svozu sběrných nádob
- e) možnosti využití sběrného dvoru
- f) intenzitě informační kampaně pro obyvatele
- g) volbě vlastnické struktury svozové firmy – soukromá nebo komunální

Rozsah tříděného sběru je obcemi volen především s ohledem na dostupnost zpracovatelských nebo jiných kapacit na využívání či odstraňování komunálních odpadů. Hlavním důvodem, proč je zvažována možnost tříděného sběru a následného využití jednotlivých složek komunálního odpadu, je úspora nákladů obce. V důsledku regulačních opatření a snižování kapacit na odstraňování směsného komunálního odpadu, jež má za následek růst ceny tohoto způsobu nakládání s odpady, je v některých zemích EU patrný přechod k levnějším alternativám nakládání

s odpady, jež spočívají v tříděném sběru a následném prodeji využitelných složek zpracovatelským závodům. Rozhodující je tedy konkurence kapacit na trhu a cena, která je nabízena obcím za využití služeb.

Tříděný sběr využitelných složek komunálního odpadu je nejen cestou, jak snížit náklady obce v souvislosti se zabezpečením celého systému, ale rovněž cestou, jak mohou spotřebitelé šetřit své prostředky vydané v souvislosti s platbou poplatku. Ze současných zkušeností zemí EU vyplývá, že zpoplatněn je především sběr směsného komunálního odpadu a ostatní složky zůstávají bez zpoplatnění (v určitých případech se snaží obce dodatečným zpoplatněním pokrýt tříděný sběr bioodpadu, nadměrného odpadu, nebezpečného odpadu či domácích spotřebičů)¹⁸. Domácnosti tak mají možnost uspořit na platbě poplatků tím, že budou dostatečně využívat možnosti tříděného sběru.

V případě tříděného sběru hraje významnou roli i čistota sběru, neboť jakékoli znečištění se projeví ve zvýšení náklad obce a toto zvýšení se následně projeví ve zvýšení poplatku. Z tohoto důvodu zavedli některé obce kontrolu sběrných nádob a jejich obsahu buď ve spolupráci se svozovou firmou nebo se studenty, kteří plní funkci obecního kontrolora.

Objem a množství sběrných nádob závisí zejména na organizaci celého systému a do značné míry souvisí s frekvencí svozu. Obce volí takový objem sběrných nádob, který z hlediska frekvence svozu nepodporuje sklon občanů k tvorbě „černých“ skládek (čím nižší objem nádob, tím rychlejší naplnění a tím vyšší sklon hledat ilegální způsoby nakládání s odpady) a zároveň neúměrně nezvyšoval frekvenci svozu, která je spojená s dodatečnými náklady. Vlastnictví sběrných nádob se odvíjí od potřeb obce; nejfrekventovanější je vlastnictví sběrných nádob obcí nebo svozovou firmou, ale v některých případech je možné využít i vlastnictví nádoby samotným občanem.

Objem a frekvence svozu rovněž představují v řadě systémech ukazatele, na jejichž základě se stanovuje výše poplatku pro občany. V systémech, které jsou založené na vážení produkovaného odpadu, však nehrají tyto ukazatele žádnou roli, protože rozhodující je hmotnost vyprodukovaného odpadu.

Způsob sběru komunálního odpadu je závislý na rozsahu tříděného sběru. Většina obcí disponuje kombinovanými systémy sběru, kdy v rámci odvozového systému je sbírán směsný komunální odpad, bioodpad či v některých případech papír (obalový odpad – *gelbe Säcke* v Německu). V donáškovém systému jsou sbírány další využitelné složky komunálního odpadu (papír, plasty, sklo podle

¹⁸ vždy se však jedná o snahu pokrýt dodatečné náklady, které obci v souvislosti s tříděným sběrem jmenovaných odpadů vznikají

barev). Míra tohoto sběru je závislá na odbytu vytríděných složek. V některých obcích jsou dále organizovány periodické svozy zahradního odpadu, nadměrného odpadu, elektrotechniky, bílého zboží. Občané mají rovněž možnost využít sběrných dvorů, kde jsou vybírány odpady, které není možné odkládat do sběrných nádob.

Volba konkrétní **frekvence svozu komunálního odpadu** a využitelných složek se odvíjí od snahy minimalizovat náklady se svozem spojené (volba svozových tras), jelikož tyto náklady se významným způsobem podílí na celkových nákladech systému sběru. Rovněž se jako mezní hranice pro frekvenci svozu volí frekvence, která nezvyšuje nebezpečí přeplnění sběrné nádoby a následné ilegální nakládání s odpady¹⁹.

V systémech založených na identifikaci odpadu představuje frekvence svozu hlavní měřítko pro stanovení poplatku pro občana. Vzhledem k hrozbě hygienických problémů v souvislosti s dlouhodobým skladováním (zejména bioodpadů) ve sběrné nádobě obce právě u tohoto typu odpadu administrativně stanovují frekvenci svozu na max. 1× za 2 týdny. U ostatních druhů odpadu se volí frekvence od 1× týdně do 1× měsíčně.

Informační kampaně pro obyvatelstvo jsou nedílnou součástí obecních systémů nakládání s komunálními odpady. Tato aktivita obce souvisí nejen se snahou představit občanům daný systém před jeho zavedením, ale také v průběhu systému hodnotit úspěšnost občanů v jejich environmentálně šetrném snažení. Tyto náklady jsou nedílnou součástí celkových nákladů obecních systémů.

V neposlední řadě je nutné zmínit **volbu vlastnické struktury** svozové firmy, která zabezpečuje svoz odpadů od občanů k jeho zpracování či odstranění. V případě komunální firmy si sice obec zachovává kontrolu nad strategickými rozhodnutími týkající se optimalizace nákladů, na druhou stranu není tato firma vystavena tlaku tržní konkurence, která je schopna nabídnout obci výhodnější ceny. Z hlediska nákladů je proto v současné době pro obec výhodnější soukromé vlastnictví svozové firmy, která s obcí uzavírá časově omezenou smlouvu na výkon stanovených služeb. Smlouva rovněž obsahuje doložku o možnostech změny ceny, kterou je obec povinna firmě hradit.

Všechny naznačené prvky obecního systému nakládání s komunálními odpady se významně podílí na obsahu položky celkových nákladů, které obci v souvislosti s tímto systémem vznikají. Úhrada těchto nákladů je realizována ze zdrojů, které obci poskytují vybrané poplatky od občanů a další zdroje rozpočtu související s odpadovým hospodářstvím. Forma úhrady nákladů nabývá v různých zemích EU různých podob. Zatímco např. v Německu obce hradí zvlášť náklady svozové

¹⁹ *A to i přesto, že obce dávají možnost občanům odkládat příležitostně vyšší produkci odpadů do sběrných pytlů, které si za poplatek může občan pořídít.*

firmě za sběr a svoz komunálního odpadu k zpracovatelskému zařízení či zařízení na odstranění odpadu a zvláště těmto zařízením, pak v případě České republiky platí obce pouze náklady oprávněné osobě, která je ze zákona oprávněná nakládat s odpady a která následně hradí náklady zpracovatelské firmy.

Je tedy zřejmé, že celkové náklady obce obsahují nejen přímé náklady související s provozováním komunálního systému, ale také náklady vznikající využíváním či odstraňováním odpadu. Úhrada těchto nákladů prostřednictvím komunálních poplatků tak v sobě obsahuje i tyto náklady, které jsou přesunuty na konečného spotřebitele. Jak jsou konstruovány tyto poplatky bude zřejmé z následujícího textu.

Podoba komunálních poplatků – zdroje

Při konstrukci komunálních poplatků se za hlavní měřítko považuje schopnost poplatku pokrýt veškeré náklady, které provozování obecního systému vyvolává. Poplatky by měly být plně v souladu s principem odpovědnosti za produkci odpadu přeneseny na spotřebitele tak, aby svým chováním mohl ovlivnit výši poplatku, ale i produkci a způsob nakládání s komunálním odpadem. V následujícím textu budou vymezeny nejzákladnější systémy komunálních poplatků, které v současné době využívají země EU.

1. paušální poplatky

Svou povahou jsou paušální poplatky nejjednodušší formou, jak může obec dosáhnout profinancování svých nákladů. Poplatky jsou placeny spotřebitelem „na hlavu“ podle např. trvalého pobytu na území obce, počtu lidí v domácnosti či rozměru pozemku. Hlavním znakem tohoto poplatku je skutečnost, že spotřebitel nemůže ovlivnit jeho výši, a to ani zvýšenou snahou odpad třídit a zvyšovat tak své environmentální uvědomění.

Jeho jednoznačnou výhodou je administrativní nenáročnost stanovení a výběru poplatku, kdy množství nedoplatků dosahuje méně než 5 % z celkového počtu povinných plátců. Na druhou stranu je tento poplatek alokačně neutrální a neindukuje žádné substituční efekty. Tzn., že se neodráží ve změně poptávky po zboží a zejména službě nakládání s komunálními odpady (*Linscheidt, 1998*). V případě snahy o úspory může obec měnit způsoby nakládání s odpady pouze prostřednictvím vzdělávání obyvatelstva, což přináší pouze obtížně predikovatelné efekty.

Tento způsob poplatků je typický i pro Českou republiku ovšem s tím rozdílem, že podle dostupných statistik neumožňují tyto poplatky vzhledem k zákonnému omezení maximální hranice profinancovat veškeré náklady, které obci v souvislosti

s výkonem systému vznikají. Jako jedna z výhod tohoto způsobu platby se uvádí nižší sklon k tvorbě „černých“ skládek, protože občan musí poplatek platit bez ohledu na produkci odpadu. Tuto skutečnost však nepotvrzují současné zkušenosti jednotlivých obcí, které toto chování přisuzují spíše sociálním důvodům.

2. variabilní poplatky

Zejména v jednotlivých zemích EU se prosazují konstrukce poplatků, které jsou vázány na výkon a které indukují změny spotřebního chování domácností a rovněž produkci a způsoby nakládání s odpady. I pro tyto poplatky je typické, že jejich hlavním cílem je profinancovat veškeré náklady, které obci s provozováním systému vznikají. Zároveň však působí motivačně ve směru zvýšení tříděného množství využitelných složek komunálního odpadu či snížení produkce směsného komunálního odpadu. V řadě případech dochází i k naplnění cíle o prevenci vzniku odpadu a konstrukce poplatků má za následek rovněž pokles celkové produkce komunálních odpadů (tedy včetně směsného komunálního odpadu a využitelných složek).

Současné konstrukce variabilních poplatků se vyvinuly od těch nejjednodušších (podle objemu sběrné nádoby či frekvence svozu), až po složitější systémy založené na vážení produkovaného odpadu nebo na identifikaci sběrných nádob podle identifikačních kódů. Tyto systémy se liší pouze stupněm, v němž občan nese odpovědnost přesně za množství odpadu, který skutečně produkuje.

A. Podle objemu a frekvence svozu

Zejména v menších obcích se prosazují systémy, které jsou založené na platbě občanů za objem sběrné nádoby, kterou má majitel pozemku k dispozici. Obec dává občanovi k dispozici několik druhů sběrných nádob o různém objemu (většinou 80 l, 120 l, 240 l či pro panelové domy 770 l nebo 1.100 l), přičemž každá změna sběrné nádoby po prvotním rozdělení je spojena s pokrytím nákladů občanem. Frekvence svozu je většinou pevně stanovena, takže občan přesně ví, kdy bude jeho nádoba vyprázdněna.

V případě, že občan vyprodukuje větší objem odpadu, než je objem jeho sběrné nádoby, pak má k dispozici sběrný pytel, který si může pořídit na předem stanovených místech v obci. Cena tohoto pytle obvykle pokrývá náklady, které s odstraněním tohoto odpadu obci vznikají. Samozřejmě existuje riziko tvorby „černých“ skládek, ale toto riziko není potvrzené praktickými zkušenostmi obcí. Velká většina obcí s tímto systémem má zaveden i princip minimálního objemu sběrné nádoby tak, aby se zamezilo k preferenci malých sběrných nádob, které jsou sice levnější, ale které občané velice rychle zaplní.

Objem sběrné nádoby se vztahuje nejen na směsný komunální odpad, ale také na hodně rozšířený tříděný sběr bioodpadu. V případě, že obec chce maximálně svázat sběr tohoto odpadu s podílem na reálných nákladech obce, pak občan platí rovněž za objem nádoby pro tento odpad. Většinou (z důvodu stimulace k využívání sběrných – hnědých nádob) však občan za tuto nádobu žádný speciální poplatek neplatí. U ostatních sběrných nádob v rámci odvozového způsobu sběru se platí speciální poplatek pouze výjimečně (např. papír).

V případě platby poplatku za konkrétní frekvenci svozu odpadu je občanům dáno na výběr několik možností frekvence svozu a občan si na základě objemu sběrné nádoby a předpokládané produkce odpadu volí tu frekvenci, která je mu nejbližší. Svůj záměr k odvozu sběrné nádoby dává buď nalepením známky na sběrnou nádobu či jiným znamením nebo pouhým postavením sběrné nádoby na ulici. U některých odpadů (zejména bioodpady) obec stanovuje přesné termíny svozu tak, aby se předešlo hygienickým problémům. V tomto případě je svoz sběrných nádob na bioodpad vyjmut z placeného systému.

V praxi často dochází ke kombinaci těchto systémů, kdy je podle svozového kalendáře pro občana přesně stanoveno, jaká nádoba a v jakých intervalech bude svozovou firmou vyprázdněna. Tento kalendář se samozřejmě týká pouze odpadů v rámci odvozového systému. Kombinace umožňuje najít tu nejoptimálnější variantu pro občana, aby mohl optimalizovat finální platbu za produkováný odpad.

Výhoda tohoto systému spočívá na jedné straně v nižší administrativní náročnosti, než je tomu v případě následujících systémů, ale na druhé straně zabezpečuje vazbu mezi produkcí odpadů a platbou za reálně vyprodukované množství odpadu. Samozřejmě je možné identifikovat několik problémů, jako např. sklon k využívání malých nádob nebo odstraňování malých těžkých věcí, které by jinak bylo možné vytrídřit (Gallenkemper-Gellenbeck-Dornbusch, 1996). Tyto problémy však nemění vysokou účinnost těchto systémů v třídění využitelných složek a v poklesu produkce směsného komunálního odpadu.

B. Identifikační systémy

Určitou analogií systému poplatků podle frekvence svozu jsou tzv. identifikační systémy. Rozdílem je skutečnost, že každá sběrná nádoba obsahuje identifikační údaje o majiteli této nádoby. Při vyprazdňování nádoby je na svozovém vozidlu snímací přístroj, který identifikační údaje zanesení do paměti při každém svozu nádoby. Občan tak platí buď na konci roku za přesný počet svozů nebo periodicky během roku.

Aby nedocházelo k zneužití tohoto systému, tak v řadě případech obsahují sběrné nádoby zámky, které brání ve využívání nádob neoprávněnými osobami. Identi-

fikace zabraňuje záměně majitelů sběrné nádoby a zvyšuje tak odpovědnost občana za jím produkováný odpad. Stejně jako v případě minulého systému stimuluje identifikační systém k tříděnému sběru využitelných složek (zejména částí odpadu s většími rozměry) a navíc dochází k vyššímu stupni zaplnění sběrné nádoby.

Nevýhodou systému je opět nižší sklon k třídění malých a těžkých částí odpadu, možnost vzniku hygienických problémů, zvýšené finanční nároky na pořízení identifikačního systému na vozidlech a vybavení sběrných nádob identifikačními kódy, problém s optimalizací svozových tras či zvýšený výskyt technických problémů. Problémy nastávají i v případě oblastí se sídlištní zástavbou, kde se ztrácí vazba mezi majitelem sběrné nádoby a určitou nádobou (Gallenkemper-Gellenbeck-Dornbusch, 1996).

C. Systémy založené na vážení odpadu

V poslední době se ve stále vyšší míře využívá systémů, které jsou založené na vážení odpadu. Občan tak platí poplatek za jednoznačně vyprodukované množství odpadu. Tento systém nejvíce plní princip odpovědnosti občana za produkováný odpad. Odpad je nejdříve na svozovém vozidlu zvážen ve sběrné nádobě, po vyprázdnění je sběrná nádoba opět zvážena a rozdíl představuje základ pro výpočet poplatku (výše poplatku je v EUR/kg). Vážení se většinou váže na produkci směsného komunálního odpadu, ale v některých evropských městech se tento systém využívá i v případě bioodpadu.

V tomto systému nehraje roli ani objem sběrné nádoby, ani frekvence svozu. Naopak se tento způsob často kombinuje s identifikací odpadu prostřednictvím identifikačních kódů na sběrné nádobě často vybavené klíčem proti zabránění neoprávněnému využívání sběrné nádoby. Zkušenosti s aplikací tohoto systému hovoří o tom, že má pozitivní důsledky na snížení produkce směsného komunálního odpadu a zvýšení třídění využitelných složek. Rovněž je potvrzen vliv na celkovou produkci komunálního odpadu, čímž naplňuje princip prevence.

Kromě těchto pozitivních vlastností systému je však nutné počítat i s určitými omezeními. Tím nejdůležitějším je vysoká finanční náročnost zavedení tohoto systému do praxe a technické problémy v počátcích fungování systému. Rovněž se potvrzuje (stejně jako v případě ostatních systémů variabilních plateb), že je aplikace systému ztížena v oblastech se sídlištní zástavbou, kde se ztrácí vazba mezi produkcí odpadu a reálnou platbou (Gallenkemper-Gellenbeck-Dornbusch, 1996).

Tyto skutečnosti však nemění nic na tom, že je tento systém nejvhodnějším pro uplatnění principu ekonomické odpovědnosti a je spojen s úsporami nákladů nejen na straně domácností (které platí pouze za jimi produkováné množství odpadu), ale

také v případě obcí, které po zavedení systému musí hradit nižší náklady v důsledku nižší produkce odpadu a vyššího využívání vybraných složek.

Hlavní rozdíl v podobě poplatků v odpadovém hospodářství spočívá v tom, do jaké míry dokáží spotřebitele stimulovat ke změně spotřebního chování a změně produkce a způsobů nakládání s odpady. Zatímco paušální poplatky mají charakter daně a nemají vliv na změnu alokace prostředků, pak v případě variabilních plateb je možné dosáhnout požadovaných změn spotřebního chování ve směru preference žádoucích způsobů nakládání s odpady (třídění využitelných složek komunálního odpadu a snížení produkce smíšeného komunálního odpadu).

Variabilní platby, které mají za následek nejen zvýšení množství frakce komunálního odpadu vhodné k dalšímu zpracování a využití (tedy frakce, která by za neexistence třídění odpadu končila v zařízeních konečného odstranění odpadu), ale i snížení množství smíšeného komunálního odpadu, který je nutné odstranit za cenu v současné době rostoucích nákladů (důsledek regulace nebo poklesu množství kapacit, které jsou k dispozici), mají významný dopad na změnu vnímání odpadu. Z pejorativního označení produktu lidské aktivity, který nemá žádnou hodnotu a užití, se stává předmět tržní služby. Změna tohoto vnímání má za následek rovněž např. možnost třídění složek komunálního odpadu, které by za původního vnímání nebylo možné (např. korkové špunty, textil apod.).

3. Kvantitativní analýza aplikace poplatků v odpadovém hospodářství

Kapitola věnující se kvantitativním charakteristikám obecních systémů nakládání s komunálními odpady navazuje na předchozí studii, která se zaměřila na kvalitativní analýzu účinnosti komunálních poplatků v odpadovém hospodářství na změnu spotřebního chování domácností. Výsledkem této studie byl závěr, že míra vlivu komunálních poplatků v odpadovém hospodářství na spotřebitelské rozhodování domácností závisí především na konstrukci těchto poplatků a schopnosti odrážet reálnou produkci komunálního odpadu domácnostmi. To vše za předpokladu, že jsou poplatky schopny pokrýt veškeré náklady, které obci s provozováním systému sběru, přepravy, třídění, využívání a odstraňování komunálního odpadu vznikají.

Rovněž bylo konstatováno, že se vývoj v České republice ubírá spíše směrem takové konstrukce poplatků, jež jsou na jedné straně administrativně nenáročné a obci umožňují lépe plánovat celkovou výši příjmů od domácností, ale na druhou stranu neplní svou motivační funkci ve vztahu k domácnostem a nesplňují ani požadavek na

pokrytí celkových nákladů obce. Motivační funkci poplatků obce nahrazují realizací vzdělávacích a informačních kampaní²⁰, jež se snaží občany obce přimět k většímu třídění využitelných složek komunálních odpadů. Bohužel však tyto kampaně ve valné většině neobsahují motivační prvky k podpoře nižší produkce komunálních odpadů, jež by odpovídalo principu prevence politiky hospodaření s odpady.

Do jaké míry dokáží informační a vzdělávací kampaně povzbudit občany obce k vyššímu třídění komunálního odpadu je diskutabilní. Pravdou však je, že autorizovaná obalová společnost EKO-KOM, a.s. vykazuje rostoucí sběr využitelných (zejména obalových) složek komunálního odpadu. To by mohlo vést k závěru, že zmíněné kampaně dokáží vhodným způsobem nahradit motivační charakter poplatků. Jak již však bylo uvedeno, pak jsou tyto kampaně zaměřené především na podporu tříděného sběru komunálního odpadu a nikoli na snižování produkce komunálního odpadu jako celku.

Cílem následující analýzy tak bude snaha potvrdit či vyvrátit tyto kvalitativní závěry a naznačit, do jaké míry je vývoj v produkci komunálního odpadu daný motivačními charakteristikami poplatků v odpadovém hospodářství. Prostředkem pro tuto analýzu budou data Statistiky rodinných účtů za období let 1999 – 2003, jež obsahují podrobná data o výdajích rodinných rozpočtů (včetně výdajů na odpadové hospodářství). Tato data doplní statistiky ČSÚ o produkci komunálního odpadu za sledované období let 1999 – 2003.

Analýzu ztěžuje zejména skutečnost, že změnou klíčové právní normy v odpadovém hospodářství v České republice – zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a prováděcích předpisů (zejména Vyhláška č. 381/2001 Sb., Katalog odpadů) došlo rovněž ke změně kategorizace odpadů. Z důvodu těchto metodických změn není možné považovat danou časovou řadu za zcela konzistentní. Rovněž délka časové řady neposkytuje požadovaný základ pro formulaci klíčových závěrů.

3.1 Produkce komunálního odpadu

Následující tabulka podává základní přehled o produkci komunálního odpadu a jeho vybraných složek, které v systému tříděného sběru hrají rozhodující úlohu. Již ze samotného vývoje objemu produkce je možné učinit několik zajímavých závěrů, jež je však nutné podpořit identifikací obecných podmínek zpoplatnění této produkce ze strany domácností.

²⁰ *Z tohoto důvodu by bylo zajímavé sledovat závislost produkce komunálních odpadů a třídění využitelných složek na výši nákladů na vzdělávací a informační kampaně obcí. Bohužel však data o nákladech obcí nejsou v tomto členění k dispozici.*

V první řadě se jedná o skutečnost, že přibližně 80 % všech obcí využívá místního poplatku nakládání s odpady, jež má podobu paušální platby (výše poplatku není odvozena od reálné produkce komunálního odpadu domácností, nýbrž od počtu členů domácnosti či počtu osob s trvalým pobytem na území obce). Rozhodování domácností o produkci a třídění využitelných složek tak není motivováno snahou ušetřit (ekonomický stimul), ale pouze úrovní ekologického cítění podporovaného informačními a vzdělávacími kampaněmi obcí či autorizované obalové společnosti.

Neméně důležitým aspektem interpretace údajů o produkci komunálního odpadu je o skutečnost, že značný (ne-li rozhodující) podíl na celkové produkci komunálního odpadu zaujímají odpady, jež sice mají povahu odpadů komunálních, ale jejichž původ je v činnosti fyzických osob oprávněných k podnikání či právnických osob. Při analýze není možné tyto odpady z celkové produkce vyčlenit, čímž však dochází k určitému zkreslení následných závěrů. Zpoplatnění produkce odpadu u těchto subjektů podléhá totiž odlišným principům, jež se odráží i v odlišných motivacích pro konkrétní způsob nakládání s odpady.

Tab. 13 Produkce jednotlivých složek komunálního odpadu v letech 1999 – 2003 v České republice (v tis. t)

ukazatel	1999	2000	2001	2002	2003
celková produkce komunálního odpadu	3 365,0	3 434,0	2 798,0	2 845,0	2 857,0
papír a lepenka	32,4	54,3	59,4	45,4	54,7
sklo	30,7	34,9	42,2	32,3	31,7
biologicky rozložitelný odpad	2,2	3,0	7,7	2,6	4,4
plasty	18,7	22,7	30,2	21,8	24,0
kovy	17,0	27,0	25,3	22,3	23,8
směsný komunální odpad	1 663,8	1 986,7	2 064,0	2 122,0	2 201,8
objemný odpad	x	x	x	290,0	247,7

*Pozn.: papír a lepenka – kód 200101, 150101, sklo – kód 200102, 150107, biolog. rozložitelný odpad – 200108, 200138, plasty – kód 200139, 150102, kovy – kód 200140, 150104, směsný komunální odpad – kód 200301, objemný odpad – kód 200307, údaj k dispozici až od roku 2002.
Zdroj: ČSÚ (2004)*

Z dat za produkci komunálního odpadu je zřejmé, že zatímco celková produkce komunálního odpadu od roku 1999 má klesající trend s určitou stabilizací celkového množství v posledních letech na úrovni přibližně 2,85 mil. t (což potvrzují rovněž data za rok 2004, kdy celková produkce činila 2,84 mil. t), pak produkce směsného komunálního odpadu i využitelných složek roste (s výjimkou skla – viz dále). Tento vývoj je možné přikládat zejména rostoucí úrovni spotřeby domácností v posledních letech, která se vedle investic a zahraničního obchodu stává tahounem rozvoje celé ekonomiky.

Zároveň však tento vývoj poukazuje na skutečnost, že současné prostředí poplatkové politiky nestimuluje ke změnám spotřebního rozhodování domácností a úroveň spotřeby do značné míry určuje rovněž úroveň produkce směsného komunálního odpadu a využitelných složek²¹. Paušální podoba poplatku v kombinaci se vzdělávacími a informačními kampaněmi nestimuluje k poklesu produkce směsného komunálního odpadu a kampaně mají pouze vliv na mírný růst tříděného sběru využitelných složek!

Tento závěr je možné porovnat se zkušenostmi u německých obcí, které aplikovaly variabilní platby za produkci komunálního odpadu s jednoznačnou podporou tříděného sběru a poklesu produkce směsného komunálního odpadu. Takto konstruované platby umožňují snižováním produkce směsného komunálního odpadu a vyšším tříděním šetřit celkové výdaje na odpadové hospodářství, protože platba je většinou vázána pouze na směsný komunální odpad. Zcela jednoznačně plní tato konstrukce poplatku preventivní funkci v celkové produkci komunálního odpadu (viz příklad města Gladbeck).

Tab. 14 Produkce jednotlivých složek komunálního odpadu v letech 1999 – 2003 v obci Gladbeck – Německo (v tis. t)

ukazatel	1999	2000	2001	2002	2003
celková produkce komunálního odpadu	38.245	37.083	38.045	36.862	36.225
papír a lepenka	5.454	4.857	5.372	5.081	4.997
sklo	2.052	2.005	2.399	2.233	2.074
biologicky rozložitelný odpad	x	x	1.347	1.876	2.232
plasty (Leichtstoffe)	1.907	2.005	2.161	2.302	2.124
kovy	159	160	164	156	138
směsný komunální odpad	23.499	23.237	21.503	21.123	20.723
objemný odpad	4.321	3.917	4.196	3.576	3.353
poplatek za 120 l sběrnou nádobu a frekvenci svozu 1x týdně ²²	258,92	254,32	262,11	269,88	273,36

Zdroj: město Gladbeck, spolková země Nordrhein-Westfalen, Německo

Konstrukce poplatku hraje zcela rozhodující roli při rozhodování domácností o způsobech nakládání s odpady – produkci směsného komunálního odpadu a třídění využitelných složek. Z dostupných dat se lze domnívat, že týkají-li se poplatky především směsného komunálního odpadu (jež lze odstranit pouze ve spalovnách komunálního odpadu nebo uložení na skládku a nelze tedy optimalizovat

²¹ *Stabilní úroveň produkce celkového množství komunálního odpadu je dána poklesem ostatních složek komunálního odpadu, jež však nevstupují do naší analýzy.*

²² *Jedná se pouze o příklad poplatku, protože město Gladbeck odlišuje výši poplatku podle objemu sběrné nádoby a frekvence svozu (vývoj výše poplatku je však podobný i v případě jiných nádob a frekvence svozu).*

náklady změnou způsobu nakládání) a tříděný sběr představuje variantu, jak snížit množství zpoplatněného směsného komunálního odpadu, pak se tomuto přizpůsobí i spotřebitelské rozhodování. Hlavním důvodem, proč nejsou zpoplatněny i využitelné složky komunálního odpadu, je možnost obce získat prostředky z prodeje těchto složek zpracovatelským zařízením (v současné době je zpoplatněn v některých obcích pouze sběr bioodpadu²³ či nadměrného a nebezpečného odpadu).

3.2 Produkce komunálního odpadu a výše poplatku za komunální odpad

Sledování závislosti produkce směsného komunálního odpadu a sklonu domácnosti k třídění využitelných složek na výši poplatku poskytuje velice zajímavou informaci o úspěšnosti nastavení systému zpoplatnění produkce komunálního odpadu občany. Jinak řečeno, do jaké míry si občané uvědomují souvislost mezi spotřebou konkrétní služby (nakládání s odpady) a platbou, která za spotřebu následuje. Jedinou podmínkou pro možnost sledování této závislosti je takové nastavení poplatku, kdy se jeho výše odvozuje od konkrétní výše produkovaného odpadu.

Právě tato podmínka však v současných podmínkách České republiky ve velké většině obcí není splněna, což má za následek, že sledování této závislosti nemá smysl. Konstrukce poplatku v České republice zohledňuje produkci odpadu pouze nepřímou. Místní poplatek za komunální odpad se konstruuje následujícím způsobem:

- částka až 250 Kč za osobu a kalendářní rok
- částka stanovená na základě skutečných nákladů obce předchozího roku na sběr a svoz netříděného komunálního odpadu až 250 Kč za osobu a kalendářní rok

Právě druhá část poplatku by měla stimulovat občany k nakládání s odpady, které přináší obci co nejnižší náklady, jež se v následujícím roce promítnou do výpočtu výše poplatku. Jak však bylo uvedeno v části kvalitativní analýzy, pak v případě zohlednění všech nákladů by poplatek musel být v řadě případech daleko vyšší, než je zákonem stanovená maximální mez 500 Kč na osobu a rok. Je zřejmé, že motivační role této druhé složky poplatku je zcela zanedbatelná, protože výše nákladů se stejně ve stanovení výše poplatku nepromítne.

Hledání závislosti mezi výší poplatku a produkcí komunálního odpadu by tedy bylo pouze iluzorní a zcela zavádějící. A to i přesto, že hledání statistické závislos-

²³ Což se na rozdíl od představeného města Gladbeck projeví v celkovém poklesu produkce bioodpadu (např. město Detmold).

ti (prostřednictvím korelačního koeficientu) upozorňuje na existenci nepřímé závislosti obou proměnných. Tzn., že růst poplatku má za následek pokles produkce komunálního odpadu. Vzhledem ke konstrukci poplatku je však možné považovat tuto závislost za náhodnou.

3.3 Výdaje domácností v souvislosti nakládání s odpady

Vzhledem ke zbytečnosti úkolu sledovat závislost produkce komunálního odpadu na velikosti poplatku se v následující analýze zaměříme na sledování základních principů zmíněných v kvalitativní analýze. Pro následující analýzu budou využita data, jejichž stručné shrnutí obsahuje následující tabulka dat SRÚ, jež sleduje vývoj základních charakteristik (průměrných) ve sledovaném období let 1999 – 2003:

Tab. 15 Základní charakteristiky SRÚ 1999 – 2003 (Kč)

	1999	2000	2001	2002	2003
důchod	213.076	218.756	235.328	241.084	256.389
výdaje na elektřinu	7.213	7.866	8.758	9.655	9.799
výdaje na plyn	4.208	4.418	5.318	6.150	6.075
výdaje na teplo	6.386	6.547	6.463	6.936	7.256
výdaje na hospodaření s odpady	628	697	752	1001	959

Zdroj: SRÚ, 1999 – 2003

Uvedení této srovnávací tabulky naznačuje, že nakládání s odpady je stejnou službou zachovávající či zvyšující vlastní blahobyt domácnosti jako je tomu v případě elektřiny, plynu či tepla. Stejně jako v případě těchto služeb bude při konečném rozhodování o poptávaném množství rozhodující disponibilní důchod domácnosti a cena služby (poplatek). Elasticita poptávky po službě bude tím vyšší, čím vyšší bude podíl konkrétních výdajů na celkových výdajích z rozpočtu domácnosti. Z předchozí tabulky je zřejmé, že podíl výdajů na odpadové hospodářství v jednotlivých letech roste (s výjimkou posledního roku 2003), ovšem v porovnání s ostatními výdajovými položkami jsou výdaje na odpadové hospodářství zcela zanedbávající. Nízká elasticita poptávky v případě poplatku v odpadovém hospodářství naznačuje, že při současné podobě konstrukce poplatků a jejich podílu na celkových výdajích z domácího rozpočtu jsou domácnosti schopny reagovat na změnu ceny (poplatku) pouze nepatrně. To značným způsobem snižuje účinnost poplatků jako nástroje politiky odpadového hospodářství v plnění cílů definovaných Plánem odpadového hospodářství.

Naopak v případě ostatních naznačených výdajů na nákup elektřiny, plynu a tepla, které jsou závislé na množství spotřebovaných jednotek, je motivační faktor zachován. S vyšší spotřebou rostou i příslušné platby a naopak. Rovněž podíl těch-

to výdajů na celkových výdajích rozpočtu domácností je známkou vyšší elasticity poptávky, která se projevuje v příslušné reakci na změnu výši platby.

Nízká elasticita poptávky v případě výdajů na odpadové hospodářství domácnosti do značné míry souvisí rovněž se skutečností, že domácnosti nemají k dispozici žádné substituty nakládání s odpady, které by znamenalo snížení platby. Třídění odpadu či tvorba „černých“ skládek jako alternativa k tradičnímu sběru odpadu nehrají v rozhodování domácností v případě paušálních plateb žádnou roli, neboť tyto způsoby nakládání s odpady nepředstavují způsob, jak ušetřit. V případě, že by naznačené způsoby nakládání s odpady představovaly substituty k tradičnímu nakládání s odpady, pak by bylo možné očekávat pokles produkce směšného komunálního odpadu kompenzovaného růstem tříděného sběru využitelných složek. V případě paušálních plateb v České republice je však na základě dostupných dat potvrzena pouze druhá část tohoto tvrzení, a sice růst tříděného sběru složek komunálního odpadu, jež je možné dále využít ve výrobě.

Mírný růst produkce komunálního odpadu na konci 90. let minulého století a na počátku století nového byl způsobem především skutečností, že se do odpadového toku dostaly i odpady, které by jinak skončily na „černých“ skládkách či by s nimi bylo jinak ilegálně nakládáno (např. spalování odpadu). Paušální platby již občany nestimulovaly k tomu, aby hledali alternativní (tedy i ilegální) cesty nakládání s odpady, jež by představovaly úsporu nákladů domácností.

Stabilizace celkové produkce komunálního odpadu a růst využitelných složek je naopak možné přisoudit především informačním a vzdělávacím kampaním obcí, jež občany vedou k ekologicky šetrnému chování, včetně nakládání s odpady.

4. Závěr

Kvantitativní analýza a její vypovídací schopnost v případě poplatků v odpadovém hospodářství v České republice je do značné míry určena samotnou konstrukcí poplatků. Vzhledem k tomu, že převážná většina obcí v České republice využívá možnosti stanovit paušální platbu (tzv. místní poplatek), pak ztrácí smysl sledovat, jakým způsobem se mění rozhodování domácností v případě jednotlivých způsobů nakládání s odpady.

Poplatky v odpadovém hospodářství se tak mají částečně charakter daní, neboť se platbě tohoto poplatku není možné změnou chování ve směru snížení produkce směšného komunálního odpadu a zvýšení třídění využitelných složek vyhnout. Tato skutečnost měla na jedné straně za následek mírný růst produkce komunálního odpadu na přelomu století a na druhé straně zpřetřhání vztahu mezi platbou

poplatku a ekologicky šetrném chování domácností (třídění odpadu). Třídění využitelných složek je tak způsobeno především vzdělávacími a informačními kampaňmi realizovanými obcemi či autorizovanou obalovou společností.

Změna trendu ve směru snižování produkce směsného komunálního odpadu a zvýšení tříděného sběru je možná jedině v případě, že budou poplatky v odpadovém hospodářství plnit i svou motivační (a nejen fiskální) funkci. To je možné pouze tehdy, když budou poplatky odrážet reálnou produkci komunálního odpadu a odmění domácnosti za jeho sklon třídit využitelné složky. Takovou alternativu nabízí tzv. variabilní platby vázané na hmotnost produkovaného odpadu, objem sběrných nádob či frekvenci svozu.

Změna chování je žádoucí rovněž z důvodu stále přísnějších právních norem Evropského společenství v odpadovém hospodářství týkající se ukládání na skládky neinertních odpadů, které bude muset Česká republika implementovat²⁴. Na základě zkušeností Německa s variabilními platbami je možné říci, že právě tato platba představuje vhodný nástroj pro plnění stanovených cílů.

²⁴ *Odhaduje se, že zhruba 40 % směsného komunálního odpadu obsahuje biologickou frakci, jež bude muset každá členská země EU do roku 2016 (2020) odklonit od ukládání na skládky.*

IV.
Modelování dopadů
environmentální regulace na firmy

1. Úvod

Tato část textu pojednává o modelování dopadů politiky ochrany životního prostředí na firmy. Je členěn následujícím způsobem. V první části jsou analyzována data. V druhé části je popsán odhad a kalibrace produkčních funkcí ve vybraných sektorech národního hospodářství. Třetí část diskutuje podmíněné simulace a čtvrtá část pojednává o tzv. Porterově hypotéze. Poslední část shrnuje dosažené výsledky.

2. Analýza dat

2.1 Popis dat

Analýza jednotlivých sektorů a odvětví hospodářství vychází ze statistických dat Českého statistického úřadu a pokrývá období 1995 – 2004. V analýzách byly využity následující proměnné:

- produkce (značíme Q),
- přidaná hodnota (PH),
- hrubá tvorba fixního kapitálu ($HTFK$),
- spotřeba fixního kapitálu (CFC),
- mzdy a platy (W),
- celkové náhrady zaměstnancům ($WTAX$),
- počet zaměstnanců (L),
- průměrná mzda (AW),

Ekonomická data pokrývají období let 1995 – 2004 a jsou v členění na celkem 30 oddílů.

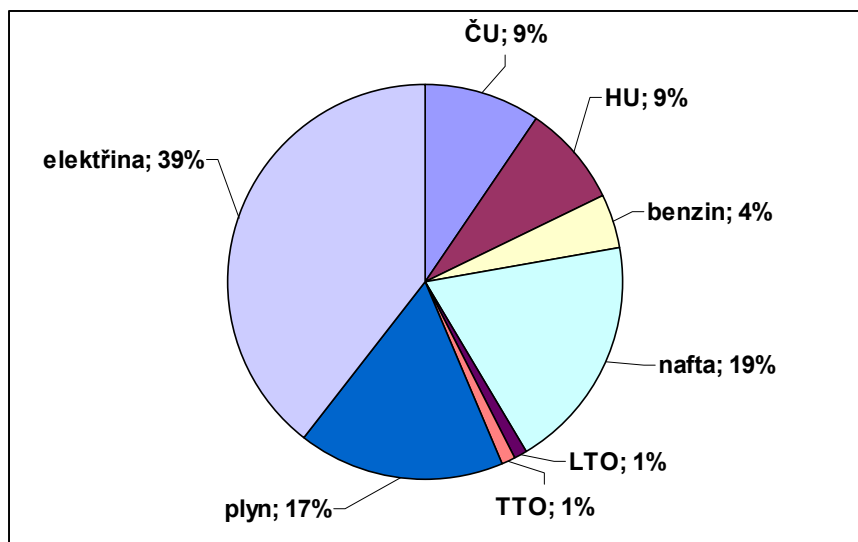
Zdrojem dat o spotřebě energií je šetření MPO vykazované ČSU a pokrývá období let 1999 – 2004 v členění pro celkem 58 odvětví hospodářské činnosti. Tyto údaje zahrnují:

- spotřebu jednotlivých druhů energií (hnědé a černé uhlí, zemní plyn, oleje a elektřina),
- spotřebu pohonných hmot (benzín, nafta).

Ceny jsou převzaty ze statistiky IEA-OECD.

Celkové výdaje za energie vynakládané průmyslem a službami činily v roce 2004 přes 184 mld. Kč, z toho většina se týkala elektřiny, zemního plynu a nafty, zanedbatelnou část tvořily výdaje na oleje (viz obr. 7). Výdaje za pohonné hmoty tvoří méně než čtvrtinu, přičemž nafta je dominantním palivem.

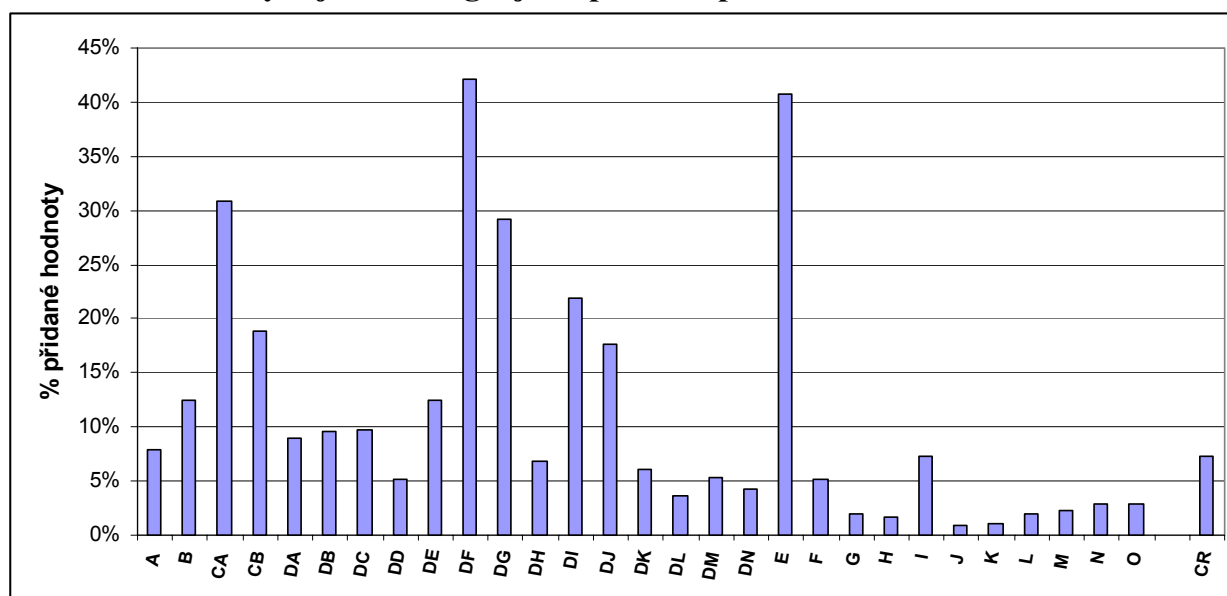
Obr. 5 Struktura energií na výdajích za energie, 2004



Většina energií je spotřebována pouze několika odvětvími: DF (zpracování paliv), DH (gumárenský), DI (sklářský), DN (zpracovatelský), E (energetika) a I (doprava).

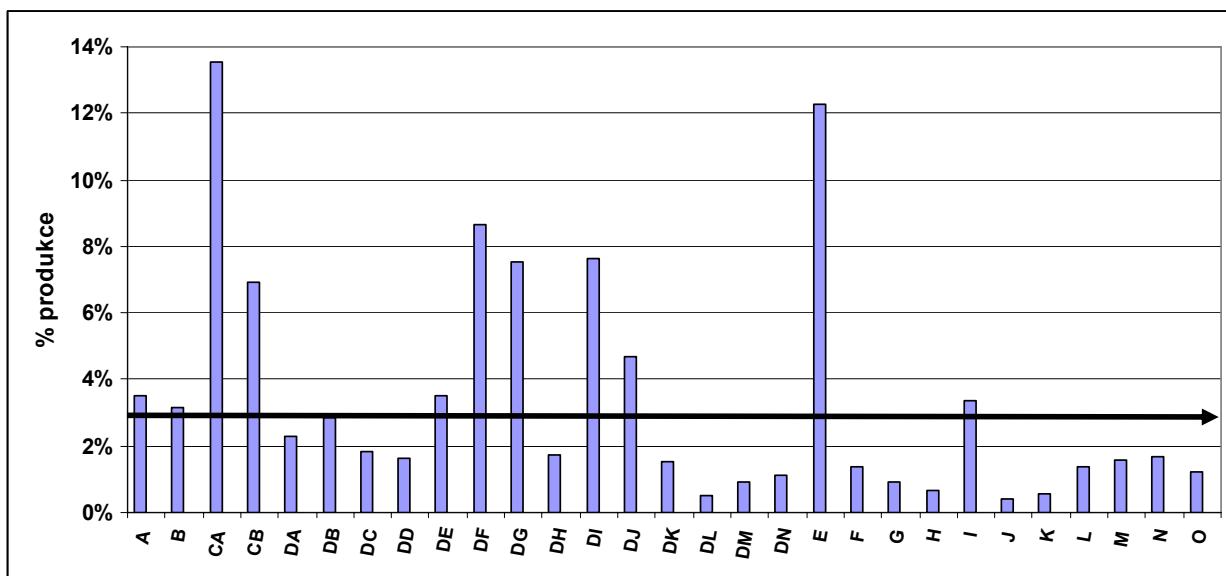
Výdaje na energie tvořily v průměru 7,3 % přidané hodnoty. K výše uvedeným odvětvím se přidávají ještě odvětví CA (těžba fosilních paliv), DG (chemický), DJ (kovy).

Obr. 6 Výdaje na energie jako podíl na přidané hodnotě, v %, 2004



Pro statickou analýzu dopadu na konkurenceschopnost je důležitý další indikátor, a to podíl výdajů na energie na hodnotě produkci, který užívá Směrnice 96/2003/EC pro identifikaci tzv. „energeticky náročných podniků“, které mohou obdržet výjimku nebo úlevy ze zdanění.

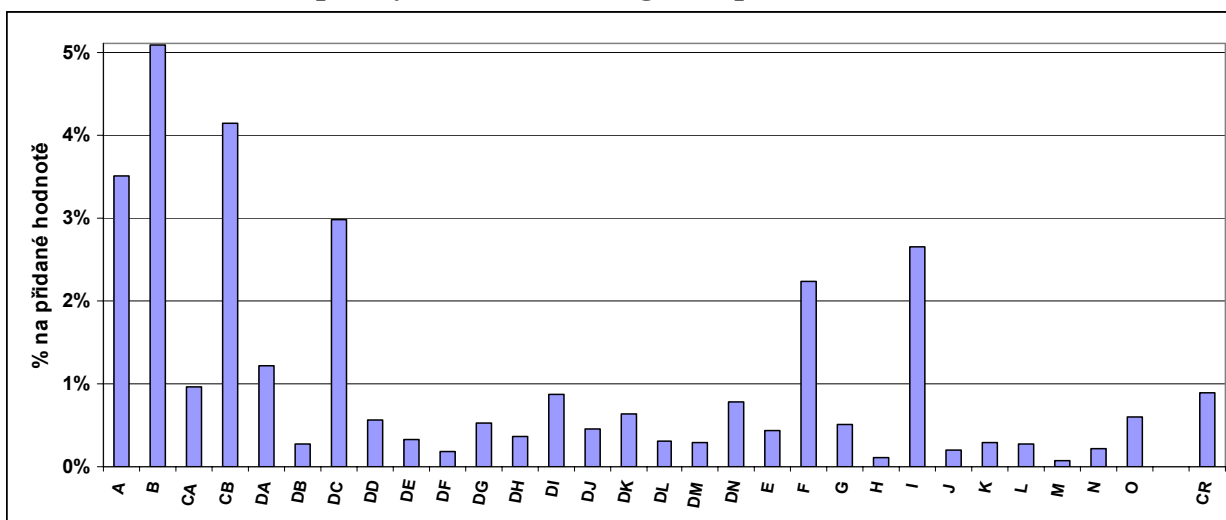
Obr. 7 Výdaje na energie jako podíl na hodnotě produkce v %, 2004



Pozn.: Tlustá čára vyznačuje hranici podílu pro identifikaci energeticky náročného podniku/odvětví v Směrnici 96/2003/EC.

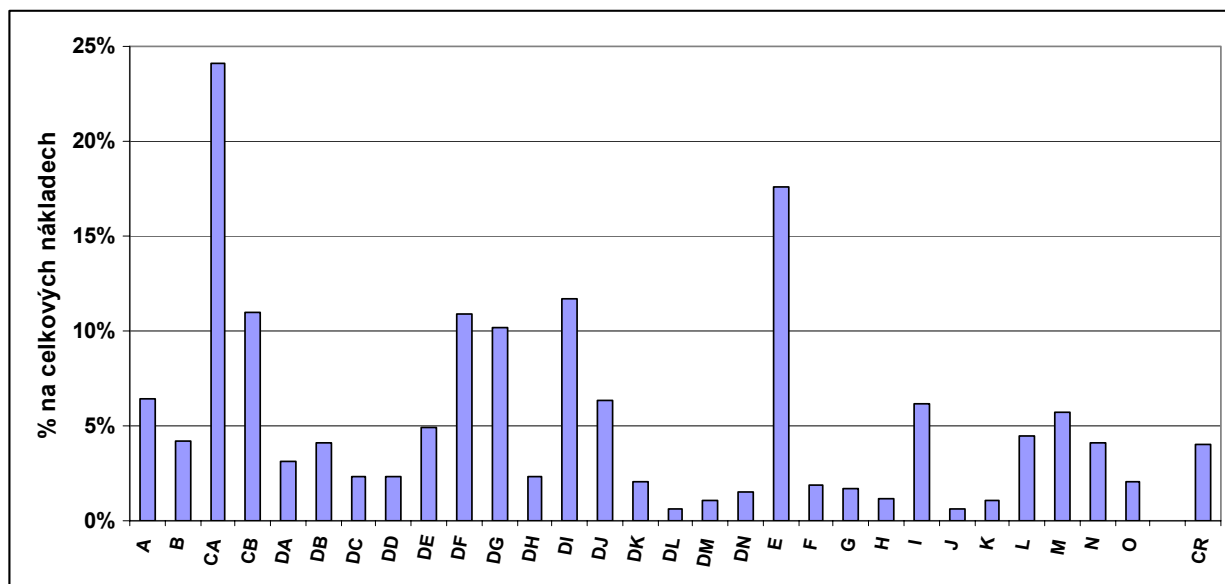
Druhým indikátorem pro definování energeticky náročného podniku, který užívá Směrnice 96/2003/EC je podíl splatné daně na energii na přidané hodnotě. Hranici 0,5 % přidané hodnoty přesahují agregátně celkem 13 odvětví, a to A, B, CA, CB, DA, DC, DD, DI, DK, DN, F, I a O.

Obr. 8 Podíl splatných daní na energii na přidané hodnotě, v %, 2004



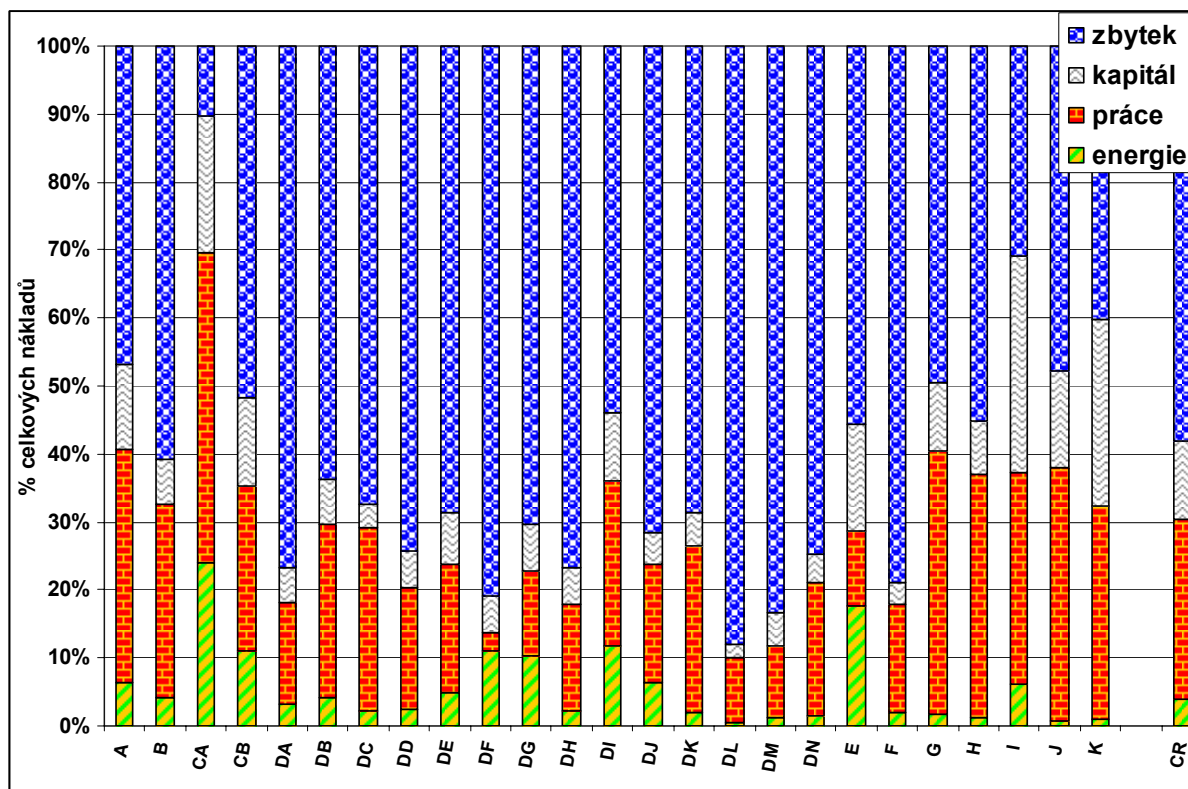
Výdaje na energie na celkových nákladech tvoří 4 %, relativně nejvíce v odvětvích CA a CB, DF, DG, DI a DJ, v energetice (E), dopravě (I) a zemědělství (A).

Obr. 9 Podíl výdajů na energie na celkových nákladech

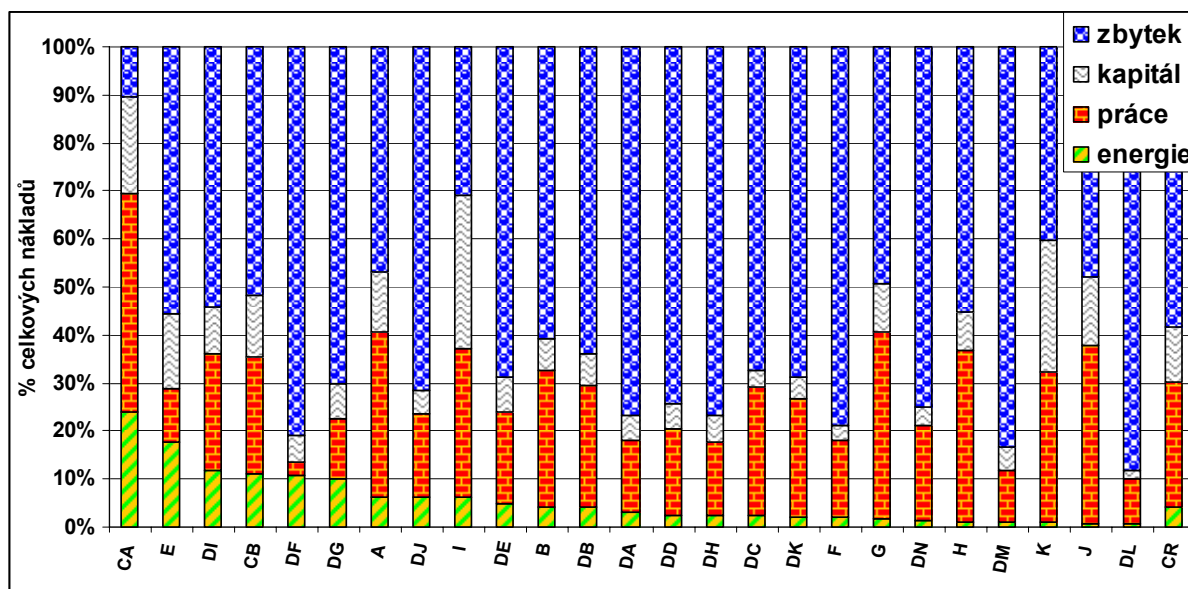


Pro úvahy o případné neutrální ekologické daňové reformě nabízí zajímavý pohled nákladová struktura jednotlivých odvětví. V následujícím grafu srovnáváme podíl nákladů na energii, kapitál (přes hrubou tvorbu fixního kapitálu), faktor práce (WTAX) a zbytek nákladových položek.

Obr. 10 Nákladová struktura odvětví, 2004 – srovnání dle čísla OKEČ



Obr. 11 Nákladová struktura odvětví, 2004 – srovnání dle podílu výdajů na energii



Tab. 16 Podíl odvětví na celkové hrubé přidané hodnotě, v %

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
A	4,6	4,6	4,2	4,1	3,7	3,9	3,7	3,1	2,8	3,3
B	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
C	2,3	2,2	1,8	1,7	1,4	1,4	1,4	1,4	1,3	1,2
CA	2,1	2,0	1,5	1,4	1,1	1,2	1,2	1,2	1,1	1,0
CB	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
D	23,2	25,9	26,4	24,5	26,4	26,2	24,9	25,5	26,0	25,9
DA	3,5	3,4	4,0	2,7	4,0	3,7	2,9	3,0	2,9	3,2
DB	1,3	1,3	1,2	1,5	1,4	1,3	1,2	1,3	1,3	1,1
DC	0,3	0,2	0,2	0,3	0,3	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1
DD	0,7	0,7	0,9	0,8	0,8	0,8	0,9	1,0	1,0	1,0
DE	1,1	1,3	1,5	1,4	1,4	1,6	1,4	1,6	1,5	1,4
DF	0,7	0,5	0,2	0,4	0,4	0,2	0,4	0,1	0,2	0,5
DG	1,5	2,0	1,9	1,9	1,6	1,9	1,7	1,4	1,6	1,5
DH	0,5	0,8	1,0	1,0	1,2	1,2	1,0	1,0	1,2	1,5
DI	1,6	1,9	1,9	1,8	2,0	2,1	1,7	1,9	2,1	1,9
DJ	5,0	5,5	5,2	4,6	4,1	3,8	4,1	4,0	4,3	4,6
OK	2,7	3,0	2,9	2,7	2,5	2,5	2,6	2,6	2,6	2,3
DL	1,8	2,4	2,5	2,3	3,0	2,9	2,9	2,8	3,0	3,0
DM	1,3	1,9	1,7	2,1	2,6	2,8	2,9	3,4	3,2	2,8
DN	1,0	0,9	1,2	1,1	1,1	1,1	1,1	1,3	1,1	1,1
E	5,3	5,3	4,7	4,3	4,0	4,1	4,0	4,3	4,0	4,0
F	9,1	8,0	7,6	8,3	6,9	6,8	6,4	6,6	6,6	6,9
G	11,3	10,3	11,8	12,1	12,3	13,2	12,8	12,1	11,8	12,4
H	2,7	2,7	2,8	2,5	2,4	2,1	2,3	2,2	2,1	2,0
I	10,4	10,1	10,5	10,4	10,3	9,7	10,5	11,1	10,8	10,9
J	3,2	3,1	2,7	3,9	3,4	2,6	3,2	3,5	3,3	3,1
K	12,7	12,2	12,1	13,3	13,5	14,3	15,1	13,9	14,6	13,2
L	5,0	5,2	5,2	5,1	5,5	5,4	5,4	5,6	5,7	6,0
M	3,6	3,9	3,6	3,4	3,6	3,7	3,8	4,0	4,0	3,9
N	3,4	3,4	3,5	3,4	3,4	3,7	3,7	3,9	4,1	3,8
O	3,0	3,0	3,1	3,0	3,1	2,8	2,7	2,8	2,7	3,3

Tab. 17 Podíl přidané hodnoty (PH) na produkci (Q) v %, 1995 – 2004

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
A	43	43	41	43	42	44	44	44	42	45
B	39	50	46	40	37	36	36	38	16	25
C	51	53	46	48	44	46	47	48	47	42
CA	52	56	47	49	44	47	48	49	48	44
CB	37	35	40	43	43	44	44	45	42	37
D	26	28	26	25	27	25	23	24	24	23
DA	22	22	25	18	26	25	20	21	22	26
DB	24	27	25	30	29	27	25	30	29	30
DC	21	24	25	35	39	26	27	25	23	19
DD	31	26	32	31	30	29	29	30	30	31
DE	28	29	30	29	29	30	28	30	28	28
DF	17	15	7	17	18	6	14	4	10	21
DG	28	32	27	29	25	30	29	27	29	26
DH	17	24	23	24	29	26	23	22	22	25
DI	35	36	37	35	38	37	31	35	39	35
DJ	29	33	29	26	27	25	26	28	28	26
OK	32	32	32	27	31	29	29	31	29	25
DL	24	26	26	22	25	20	19	16	16	14
DM	19	24	16	18	21	18	18	21	19	17
DN	30	26	30	28	28	26	25	28	27	26
E	33	33	31	30	28	29	30	31	30	30
F	32	31	29	32	28	28	27	28	26	27
G	46	42	50	52	52	54	54	49	47	46
H	53	51	48	44	44	42	44	44	44	42
I	51	52	51	51	51	44	47	48	45	46
J	48	45	40	52	46	39	44	44	41	42
K	54	50	48	51	51	53	53	48	49	49
L	69	76	70	69	65	63	66	64	65	69
M	69	70	71	72	72	73	72	71	70	72
N	53	55	54	56	56	59	59	59	61	59
O	48	45	47	45	44	37	38	36	38	42

Tab. 18 Podíl nákladů na práci (náhrady – WTAX) na celkových nákladech odvětví, v %, 1995 – 2004

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
A	36	42	35	36	34	34	33	35	36	34
B	29	38	40	36	33	35	36	42	22	28
C	53	56	54	56	52	57	52	51	53	41
CA	56	63	58	61	58	62	56	56	59	45
CB	33	30	35	35	29	33	33	33	29	24
D	19	20	19	19	19	17	16	17	17	15
DA	12	14	13	13	14	13	12	13	15	15
DB	23	25	26	26	27	24	23	27	25	26
DC	25	30	31	34	40	28	27	31	34	27
DD	28	27	24	23	21	19	19	19	17	18
DE	20	22	21	20	21	17	17	19	18	19
DF	4	7	3	3	4	2	2	3	3	3
DG	13	13	14	14	15	14	14	16	15	13
DH	17	19	19	19	21	19	20	17	17	16
DI	28	28	28	29	27	26	26	26	27	24
DJ	20	23	22	21	23	21	20	22	20	17
DK	31	28	30	25	31	29	27	32	27	25
DL	20	21	21	19	18	14	13	12	12	9
DM	17	15	14	13	13	11	11	12	11	11
DN	26	23	24	24	23	20	20	20	21	20
E	10	9	11	11	11	11	11	12	11	11
F	24	23	21	22	19	18	17	16	15	16
G	38	42	46	46	47	51	50	44	41	39
H	38	46	42	37	35	32	34	41	37	36
I	35	38	39	39	40	31	32	35	31	31
J	40	40	43	44	41	41	42	37	35	37
K	32	27	29	29	30	30	30	29	28	31
L	172	242	180	161	131	123	140	137	147	167
M	165	175	194	197	199	205	195	186	192	205
N	86	85	85	86	89	97	100	105	115	105
O	36	35	37	33	32	28	29	28	32	30
ALL	30	31	30	29	30	28	27	28	27	26

Tab. 19 Náklady na práci (WTAX) na Hrubé přidané hodnotě odvětví (PH), v %

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
A	48	55	49	48	48	44	42	45	49	42
B	45	37	47	54	58	62	64	68	118	85
C	52	50	63	60	68	66	58	56	61	56
CA	51	50	65	63	75	71	62	59	65	58
CB	57	56	51	46	38	43	42	41	40	42
D	54	52	54	57	53	51	54	54	53	50
DA	41	48	39	60	40	39	49	51	51	44
DB	74	69	78	62	66	67	70	64	62	60
DC	93	96	91	63	64	79	73	94	112	114
DD	63	75	49	53	50	48	47	44	41	40
DE	52	53	50	51	51	40	44	46	47	48
DF	21	41	36	17	16	29	15	58	25	11
DG	33	27	37	36	45	32	34	42	37	36
DH	83	61	61	60	52	52	67	58	61	47
DI	52	50	49	53	45	44	57	49	44	45
DJ	49	46	52	58	61	62	57	57	52	48
OK	66	59	64	68	69	69	66	69	67	73
DL	65	57	60	68	55	56	58	65	61	58
DM	72	48	70	56	49	48	50	45	47	51
DN	62	66	56	61	59	56	59	52	57	55
E	20	19	24	27	28	27	26	25	27	26
F	51	51	53	46	49	48	47	43	43	44
G	44	57	46	42	43	43	42	46	46	45
H	34	44	45	47	44	44	43	51	47	50
I	33	36	38	37	38	39	36	37	37	36
J	43	49	64	41	48	65	53	47	51	52
K	27	27	31	28	28	27	26	31	29	33
L	77	78	76	71	71	71	73	77	78	74
M	75	74	78	77	78	75	76	75	80	80
N	77	71	72	67	71	68	71	74	74	73
OK	40	42	41	41	41	47	48	50	51	43
P										
ALL	46	48	49	47	47	47	47	48	48	47

Tab. 20 Podíl hrubé tvorby fixního kapitálu (HTFK) na přidané hodnotě (PH), v %

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
A	33	36	24	23	18	18	21	26	17	18
B	17	11	11	18	13	16	17	22	196	25
C	28	35	28	23	25	28	33	35	28	22
CA	26	34	28	23	21	27	33	37	27	23
CB	53	37	28	26	40	30	33	25	29	21
D	32	29	29	27	25	29	30	26	23	26
DA	27	30	27	32	14	22	27	23	22	22
DB	35	29	20	21	22	27	26	15	12	10
DC	18	18	-7	-6	11	9	8	5	8	9
DD	29	29	25	19	26	26	26	20	17	24
DE	50	42	42	33	21	27	21	29	19	24
DF	38	25	30	20	67	142	32	83	22	11
DG	44	36	20	34	29	36	29	32	27	20
DH	63	33	37	40	31	42	51	43	33	53
DI	51	52	42	40	27	27	32	23	21	18
DJ	22	15	29	22	30	21	25	21	18	21
OK	24	16	22	13	16	21	20	24	25	21
DL	22	22	22	31	24	31	34	23	24	28
DM	60	58	46	36	38	49	52	41	37	49
DN	25	16	23	17	22	18	20	16	18	14
E	81	73	73	69	72	61	53	40	46	33
F	9	10	16	14	14	14	16	15	15	14
G	23	31	19	24	30	17	19	24	30	22
H	25	14	22	10	15	11	11	17	11	28
I	36	50	56	54	51	62	57	42	39	45
J	61	49	50	24	21	33	28	27	18	14
K	46	39	41	42	35	33	30	35	38	51
L	41	42	37	20	10	15	16	10	35	16
M	10	10	8	8	12	17	17	20	10	15
N	17	29	13	14	22	23	26	30	20	22
OK	36	30	25	41	41	51	55	63	59	55
P										
ALL	34	34	32	30	29	30	30	29	29	29

Tab. 21 Podíl HTFK na CFC

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
A	1,87	2,11	1,36	1,36	1,02	1,13	1,27	1,35	0,84	1,16
B	1,42	1,14	0,91	1,24	0,77	0,92	0,92	1,27	5,31	1,23
C	1,57	1,94	1,25	1,08	0,95	1,12	1,42	1,51	1,17	0,89
CA	1,59	2,06	1,27	1,03	0,76	1,09	1,43	1,56	1,12	0,88
CB	1,47	1,29	1,15	1,36	1,99	1,28	1,39	1,22	1,45	0,92
D	1,82	1,90	1,89	1,70	1,67	1,91	1,86	1,69	1,62	1,61
DA	1,55	1,84	1,86	1,53	1,04	1,51	1,49	1,37	1,33	1,46
DB	1,81	1,61	1,08	1,44	1,44	1,68	1,57	1,10	0,87	0,66
DC	1,46	1,52	-0,52	-0,72	1,33	0,85	0,76	0,37	0,51	0,68
DD	1,73	1,76	1,89	1,32	1,77	1,83	1,89	1,59	1,50	2,02
DE	1,80	1,87	2,07	1,62	1,08	1,58	1,15	1,83	1,21	1,26
DF	2,74	1,23	0,67	0,95	2,82	2,66	1,20	0,80	0,47	0,55
DG	1,83	2,15	1,17	1,97	1,37	2,09	1,57	1,54	1,53	0,99
DH	2,01	1,92	2,39	2,41	2,09	2,64	2,46	2,09	1,89	3,35
DI	2,05	2,50	2,07	1,79	1,42	1,50	1,42	1,25	1,34	0,94
DJ	1,73	1,42	2,48	1,72	2,01	1,36	1,77	1,58	1,49	1,58
OK	1,94	1,57	1,99	1,21	1,31	1,77	1,82	2,12	2,39	1,46
DL	1,62	2,15	2,14	2,63	2,44	2,71	2,73	1,77	2,07	2,22
DM	1,90	2,60	1,75	1,74	2,12	2,62	2,59	2,34	2,07	2,06
DN	1,93	1,17	2,10	1,42	1,85	1,58	1,77	1,67	1,76	1,20
E	3,66	3,16	2,66	2,21	2,20	1,84	1,49	1,22	1,37	0,92
F	1,28	1,43	1,95	1,95	1,76	1,78	1,74	1,72	1,72	1,61
G	1,61	2,05	1,41	1,79	2,03	1,23	1,32	1,67	2,11	1,90
H	1,93	1,26	1,90	0,82	1,48	1,07	1,00	1,53	1,03	2,50
I	1,00	1,35	1,47	1,39	2,71	2,75	1,27	1,06	0,94	1,20
J	3,13	2,15	1,79	1,23	0,95	1,10	1,15	1,28	0,82	0,68
K	1,46	1,27	1,31	1,47	1,44	1,36	1,14	1,23	1,42	1,75
L	1,82	1,88	1,53	0,77	636,31	45,49	0,62	0,43	1,58	0,72
M	0,46	0,50	0,36	0,38	31,77	53,05	0,79	0,97	0,50	0,83
N	1,10	2,17	0,94	1,12	2,69	3,15	2,16	2,56	1,89	1,65
OK	1,09	0,88	0,78	1,27	2,31	2,75	1,62	1,87	1,85	2,10
P										
ALL	1,61	1,67	1,53	1,45	1,35	1,35	1,36	1,34	1,37	1,43

Definice energeticky náročného podniku Směrnicí 96/2003/EC ke zdanění energetických výrobků a elektřiny

Energeticky náročný podnik/odvětví

„Energeticky náročným podnikem“ se rozumí podnik podle článku 11, u kterého buď:

- **nákupy** energetických produktů a elektřiny činí alespoň **3,0 % hodnoty produkce**, nebo
- vnitrostátní splatná **daň z energie** činí alespoň **0,5 % přidané hodnoty**.

V rámci této definice může členský stát uplatnit přísnější kritéria, včetně definic hodnoty prodeje, postupů a odvětví.

„Nákupy energetických produktů a elektřiny“ se rozumí skutečné náklady na nákup energie nebo na její výrobu v podniku. Do těchto nákladů se zahrnují pouze elektřina, teplo a energetické produkty, které se používají k topení nebo pro účely uvedené v čl. 8 odst. 2 písm. b) a c). Zahrnují se všechny daně kromě odpočitatelné DPH.

„Hodnotou produkce“ se rozumí obrat včetně dotací přímo vázaných na cenu produktu, upravený podle změny stavu zásob hotových výrobků, nedokončené výroby a zboží či služeb nakoupených za účelem dalšího prodeje, snížený o nákupy zboží a služeb za účelem dalšího prodeje.

„Přidanou hodnotou“ se rozumí celkový obrat podléhající DPH včetně vývozních prodejů, snížený o celkové nákupy podléhající DPH včetně dovozů.

Členským státům, které v současnosti uplatňují vnitrostátní systémy zdanění energie, v nichž jsou energeticky náročné podniky definovány jinak než podle poměru mezi náklady na energii a hodnotou produkce a podle poměru mezi vnitrostátní splatnou daní z energie a přidanou hodnotou, se povoluje přechodné období nejpozději do 1. ledna 2007, aby se přizpůsobily definicím stanoveným v písmeni a) prvního pododstavce.

3. Analýza produkčních funkcí

Předchozí část analyzovala data ve smyslu popisné statistiky. To je velmi důležité, nicméně pro účely vyhodnocování dopadů politiky životního prostředí, je to nedostatečné. Šok nebo politicko-hospodářské opatření, jež změní relativní ceny, ovlivňuje motivaci firem ke změně výrobních postupů. K tomu, abychom mohli o tomto problému říci něco konkrétnějšího, je účelné analyzovat produkční funkce. Pak budeme schopni alespoň přibližně vyčíslit, jak se změna relativních cen projeví ve změně výrobních vstupů. Operacionalizovatelný je zejména koncept elasticit substituce.

3.1 Obecné principy

Elasticity v produkčních funkcích sumarizují informace o možnosti substituce mezi jednotlivými výrobními faktory. Správný odhad elasticit substituce může poskytnout cenné informace pro hospodářskou politiku, která může (na základě této informace) použít svých nástrojů ke změně relativních cen, jež povedou ke změně mixu výrobních faktorů (nejčastěji kapitálu, práce a energie). Zdůrazněme

ovšem fakt, že definice elasticit substituce se mohou lišit studie od studie a tím i výsledky. Přičemž chybná interpretace použité definice může vést k hrubě nesprávným závěrům. Z toho důvodu budeme v tomto textu věnovat pozornost také různým definicím elasticit a jejich správné interpretaci.

Na úrovni desagregované produkční funkce se v souvislosti s environmentální regulací diskutuje jednak substituce mezi kapitálem a agregátní spotřebou energie v jednotlivých odvětvích, ale také substituce mezi jednotlivými druhy energií. Nejprve se budeme věnovat prvně zmíněné elasticitě.

Ekonomická (a ekonometrická) literatura přišla s řadou teoretických a empirických konceptů. Snad jednou z prvních (a v pozdější literatuře velmi citovaných) studií byla studie autorů Berndta s Woodem (1979). Tito autoři se zabývali možností substituce v průmyslu v zemích OECD mezi těmito výrobními faktory: práce, materiály, kapitál a energie a snažili se vyřešit problém nekonzistence výsledků mezi mnohými studiemi – některé studie potvrdzovaly vysokou míru možnosti substituce mezi kapitálem a prací (zejména se jednalo o inženýrské studie založené na technické analýze), kdežto ekonometrické studie spíše tendovaly k zamítnutí této substituce – spíše potvrdzovaly komplementární vztah mezi kapitálem a energiemi.

Je zřejmé, že rozřešení tohoto problému má zásadní implikaci pro politiku ochrany životního prostředí. V případě, že energie a kapitál jsou spíše substituty, může regulace dosáhnout značného efektu změnou relativních cen: ať již by se jednalo o změny cen energií nebo „zlevnění“ kapitálu (např. zrychlením odpisů). Naopak v případě komplementů by regulace nemusela mít značný dopad a mohlo by dojít ke zvýšení nákladů jednotlivých odvětví.

Autoři Berndt a Wood (1979) přistoupili k výše zmíněnému dilematu ohledně substituce mezi kapitálem a energiemi pomocí konceptu vnořené produkční funkce. Uvažovali produkční funkci v následujícím tvaru:

$$[(\text{Práce} \oplus \text{Materiály}) \oplus (\text{Kapitál} \oplus \text{Energie})], \quad (1)$$

kdy nejprve probíhá substituce mezi vstupy v kulatých závorkách a poté substituce mezi kompozitními agregáty (Práce \oplus Materiály) versus (Kapitál \oplus Energie). Dále ukázali, že je možné definovat dvě různé elasticity mezi kapitálem a energií (a obdobně mezi prací a materiály). Příklad produkční funkce splňující vztah (1) může být tzv. vnořená produkční funkce s konstantními elasticitami substituce (dále ji v textu budeme označovat jako vnořenou CES produkční funkci):

$$Y_t = \left\{ \beta \left[\frac{\beta - \lambda}{\beta} L_t^{-\rho_1} + \frac{\lambda}{\beta} M_t^{-\rho_1} \right]^{\frac{\rho_0}{\rho_1}} + (1 - \beta) \left[\frac{\alpha}{1 - \beta} K_t^{-\rho_2} + \frac{1 - \alpha - \beta}{1 - \beta} E_t^{-\rho_2} \right]^{\frac{\rho_0}{\rho_2}} \right\}^{-\frac{1}{\rho_0}}, \quad (2)$$

kde Y_t je celková produkce, L_t jsou pracovní vstupy, M_t jsou materiálové vstupy, K_t je použitý kapitál, a E_t jsou energetické vstupy (o nich pojednáme podrobněji níže). Parametry produkční funkce jsou β , α , λ , ρ_0 , ρ_1 , ρ_2 . První tři z těchto parametrů udávají optimální podíly jednotlivých vstupů ve výrobě. Pro elasticity substituce jsou klíčové zbylé tři parametry. První parametr ρ_0 je svázán s elasticitou substituce mezi kompozitními agregáty (Práce – Materiály) versus (Kapitál – Energie), kdežto zbylé dva determinují elasticitu substituce v rámci jednotlivých agregátů. Vnořená CES produkční funkce implikuje následující restrikcí pro elasticitu substituce podél izokvanty: tato elasticita je podél izokvanty konstantní (odtud název produkční funkce).

Z tohoto důvodu bývají CES produkční funkce chápány jako příliš empiricky restriktivní a v ekonometrické praxi se pracuje častěji s nějakým flexibilním tvarem produkčních funkcí. Příkladem takového tvaru produkční funkce může být tzv. translogaritmická produkční funkce²⁵ (dále jen TRANSLOG). Pozor, čtenář by neměl laskavě zaměňovat tuto produkční funkci s translogaritmickým poptávkovým systémem, který byl vzpomenut v jiné části této zprávy. Tyto dva koncepty mají společný tvar univerzální aproximace prvního řádu. Jinak se však vztahují k něčemu jinému: buď k poptávkové funkci spotřebitelů, nebo k produkční funkci výrobců.

Nyní přejděme k definici elasticit substituce:

Vlastní hrubá cenová elasticita substituce je logaritmická změna vstupu jednoho výrobního faktoru při změně ceny tohoto vstupu, přičemž se neuvažuje změna množství výrobních faktorů v odlišném kompozitním agregátu (tj. hrubá vlastní cenová elasticita kapitálu neuvažuje změnu v poptávaném množství práce při změně ceny kapitálu). Obdobně se definuje **hrubá křížová elasticita**, která měří např. odezvu poptávky po energiích, změní-li se cena kapitálu.

Pro případ výše uvedené vnořené CES produkční funkce by hrubé cenové elasticity měly tvar:

$$\varepsilon_{KK}^* = \left(\frac{-1}{1 + \rho_2} \right) \left(\frac{1 - \alpha - \beta}{1 - \beta} \right) \frac{h^{-\rho_2}}{\left(\frac{\alpha}{1 - \beta} + \frac{1 - \alpha - \beta}{1 - \beta} h^{-\rho_2} \right)},$$

$$\varepsilon_{EE}^* = \left(\frac{-1}{1 + \rho_2} \right) \left[1 - \frac{1 - \alpha - \beta}{1 - \beta} \frac{h^{-\rho_2}}{\left(\frac{\alpha}{1 - \beta} + \frac{1 - \alpha - \beta}{1 - \beta} h^{-\rho_2} \right)} \right],$$

²⁵ Christensen, Jorgenson, Lau (1973).

$$\varepsilon_{KE}^* = -\varepsilon_{KK}^*, \quad \varepsilon_{EK}^* = -\varepsilon_{EE}^*,$$

kde ε_{ij}^* je hrubá elasticita vstupu i při změně ceny j , a $h \equiv \left[\frac{1-\beta-\alpha}{\alpha} \frac{r}{P^e} \right]^{\frac{1}{1+\rho_2}}$ je cenový poměr mezi jednotlivými vstupy. Všimněme si, že přímé cenové elasticity jsou záporné, kdežto křížové elasticity jsou kladné. To znamená, že v takovém případě jsou jednotlivé vstupy vždy hrubými substituty.

Naopak **čisté cenové elasticity** berou v úvahu také změnu poptávky po vstupech z jiného kompozitního agregátu, tj. např. čistá přímá cenová elasticita poptávky po energii bere v úvahu nejen změnu poptávaného kapitálu a energie při změně ceny energie, ale také změnu poptávané práce a materiálových vstupů. Berndt a Wood (1979) navrhli koncipovat čisté elasticity jako (analogicky ε_{ij} značí čistou elasticitu vstupu i při změně ceny j):

$$\varepsilon_{ij} = \varepsilon_{ij}^* + S_{jG} \varepsilon_{GG},$$

kde S_{jG} je podíl vstupu j na vyšší úrovni agregátu produkční funkce – označme jej G – a ε_{GG} je vlastní (čistá) cenová elasticita tohoto agregátu.

Berndt a Wood (1979) ukázali, že je možné, aby kapitál a energie byly hrubými substituty, ale i čistými komplementy. V našem případě je to možné proto, že ε_{ij}^* je kladné, ε_{GG} je zřejmě záporná a součet může mít libovolné znaménko: bude záporný (a bude se tedy jednat o čisté komplementy), pokud buď nadřazený agregát (tj. agregát kapitál – energie) bude velmi cenově elastický nebo podíl vstupu na tomto agregátu, jež změnil cenu, bude výrazný.

Berndt a Wood (1979) diskutovali, že inženýrské studie obvykle měřily hrubou substituci na rozdíl od ekonometrických studií, jež měřily čistou substituci. Tuto domněnku pak potvrdily i další mezinárodní studie. Dnes je přístup modelování produkčních možností pomocí vnořené produkční funkce (1) již standardní při modelování dopadů hospodářské politiky.

Definice elasticit podle Berndta a Wooda má však nepříjemnou vlastnost, a sice že hodnota elasticit není nezávislá na zvolené jednotce. Tuto nepříjemnost odstraňuje definice **elasticit podle Morishimy** (viz Thompson a Taylor 1995), která měří procentní změnu podílu dvou vstupů na změnu relativních cen. Morishimovy elasticity vstupu i na změnu ceny j MES_{ij} se definují jako:

$$MES_{ij} = \varepsilon_{ji} - \varepsilon_{ii}.$$

Tato elasticita má dále tu výhodu, že pokud je produkční funkce v vnořeném CES tvaru odpovídají Morishimovy elasticity přesně určité jednoduché funkci parametru elasticit substituce v produkční funkci. To značně operacionalizuje dosažené výsledky. V uvažovaném případě vnořené CES funkce mají tyto elasticity tvar:

$$MES_{EK} = MES_{KE} = \left(\frac{1}{1 + \rho_2} \right),$$

což znamená, že oba vstupy jsou čisté Morishimovy substituty, pro libovolné hodnoty parametrů. Obdobně lze definovat i elasticity (hrubé, čisté, Morishimovy) i pro další vstupy.

Nyní se zaměříme na problém substituce jednotlivých energetických zdrojů mezi sebou. Dosud totiž byly energetické vstupy chápány jako „jednotlivý“ agregát, což je pro mnoho aplikací velmi hrubý předpoklad.

Tento problém lze řešit také pomocí konceptu vnořených produkčních funkcí. Budeme uvažovat kompozitní produkční funkce, jež bude mít následující tvar:

$$[(\text{plyn} \oplus \text{kapalná paliva}) \oplus \text{uhlí}] \oplus \text{elektřina}] \quad (3)$$

To znamená, že první úroveň substituce je mezi uhlím a kapalnými palivy, poté mezi tímto agregátem a uhlím atd. Příkladem může být opět vnořená CES produkční funkce, kdy každý kompozitní agregát produkční funkce má následující tvar tzv. konstantní elasticity substituce – CES:

$$Y = (\alpha X_1^{-r} + (1-\alpha)X_2^{-r})^{-1/r},$$

kde X_i jsou vstupy, Y je výstup a α a r jsou parametry. Elasticita substituce je jednoznačně dána parametrem $r \in [-1, \infty)$ a lze ukázat, že (podobně jako v předchozím případě) Morishimova elasticita substituce MES mezi jednotlivými vstupy rovná

$$MES = 1/(1+r).$$

To znamená, že čím je parametr r větší, tím se oba vstupy hůře substituují.

K ekonometrickému odhadu lze přistoupit v zásadě dvěma způsoby. První z nich je použít nějaký flexibilní funkcionální tvar, který apriori neomezuje hodnoty elasticit – např. TRANSLOG. Druhá možnost je použít parametrickou specifikaci produkční funkce. Dostupnost časových řad cen a spotřeby energií v jednotlivých sektorech (tyto údaje máme za roky 1999 – 2004, tj. 6 let) mluví spíše pro druhou možnost. Flexibilní funkcionální tvary jsou sice cool, ale k získání vydatných odhadů je potřeba větší množství dat. Na druhou stranu si uvědomujeme, že přijetí předpokladu konkrétní funkcionální formy může mít špatné dopady při interpretaci odhadů.

3.2 Odhad produkční funkce pro data ČR

Pro účely ekonometrického odhadu jsme zvolili následující specifikaci produkční funkce: jedná se o vnořenou CES produkční funkci (2), kde kompozitní agregát energie má strukturu (3). Označme dále následující elasticity takto ε_{jK} je elasticita poptávky po j -tém typu energie při změně ceny kapitálu, kde $j \in \{\text{elektrina, uhlí, kapalná a plynná paliva}\}$; obdobně ε_{jL} je elasticita poptávky po j -tém typu energie při změně ceny práce. Zřejmě (díky tomu, že vnořená CES produkční funkce předpokládá homotetické izokvatny) platí, že:

$$\varepsilon_{jK} = \varepsilon_{EK}, \quad \varepsilon_{jL} = \varepsilon_{EL},$$

kde ε_{EK} je elasticita poptávky po kompozitním agregátu energie při změně ceny kapitálu (a analogicky pro ε_{EL}). Tato implikace nemusí být vždy realistická, nicméně toto je daň za použití konkrétní parametrické funkce odhadu.

Dále označme ε_{ij} elasticitu poptávky po i -tém energetickém vstupu, při změně ceny j -tého vstupu. Lze ukázat, že platí:

$$\varepsilon_{ij} = \varepsilon_{EE} \varepsilon_{PE,j} + \varepsilon_{ij}^*,$$

kde ε_{ij}^* je hrubá elasticita poptávky po i -tém energetickém vstupu, při změně ceny j -tého vstupu – která je podmíněná nezměněnou poptávkou energetických vstupů – ε_{EE} je elasticita poptávky po kompozitním agregátu energie při změně ceny tohoto kompozitního agregátu a $\varepsilon_{PE,j}$ je pak měří citlivost této ceny na změnu ceny j -tého vstupu.

Elasticity změny poptávky po kapitálu při změně ceny j -tého energetického vstupu ε_{Kj} , jsou pak dány jako:

$$\varepsilon_{Kj} = \varepsilon_{KE} \varepsilon_{PE,j},$$

kde ε_{KE} je zřejmě čistá elasticita změny poptávky po kapitálu při změně ceny kompozitního energetického agregátu.

Takto jsme odhadli elasticity pro následující sektory:

- A+B (zemědělství, rybolov, lesnictví),
- C+D (těžba surovin, zpracovatelský průmysl),
- D (zpracovatelský průmysl)
- E (energetika)
- F (stavebnictví)
- I (doprava),
- ostatní tržní a netržní služby (bez stavebnictví a dopravy)

Pro tyto skupiny jsme odhadli jak elasticity mezi jednotlivými palivy podmíněné fixováním celkové spotřeby energie ε^*_{ij} , tak nepodmíněné elasticity ε_{ij} .

Výsledky bodových odhadů elasticit jsou následující. Nejprve uvedeme podmíněné elasticity mezi jednotlivými palivy za předpokladu, že celková spotřeba energie zůstane nezměněná. Každou níže uvedenou tabulku je nutno číst následujícím způsobem: řádek udává poptávku po palivu, kdežto sloupec cenu paliva. Tj., např. číslo v prvním řádku a druhém sloupci udává elasticitu poptávky po plynu při změně ceny kapalného paliva.

Sektory A+B (zemědělství, rybolov, lesnictví)

	<i>Plynná</i>	<i>Kapalná p.</i>	<i>Uhlí</i>	<i>Elektřina</i>
<i>Plyn</i>	-0,364	0,347	0,009	-0,001
<i>Kapalná p.</i>	0,025	-0,042	0,009	-0,001
<i>Uhlí</i>	0,056	0,378	-0,433	-0,001
<i>Elektřina</i>	-0,005	-0,032	0,000	0,037

Sektory C+D (těžba surovin, zpracovatelský průmysl)

	<i>Plynná</i>	<i>Kapalná p.</i>	<i>Uhlí</i>	<i>Elektřina</i>
<i>Plyn</i>	-1,338	1,306	0,013	0,005
<i>Kapalná p.</i>	0,522	-0,554	0,013	0,005
<i>Uhlí</i>	0,257	0,398	-0,659	0,005
<i>Elektřina</i>	0,088	0,137	0,000	-0,225

Sektor E (energetika)

	<i>Plynná</i>	<i>Kapalná p.</i>	<i>Uhlí</i>	<i>Elektřina</i>
<i>Plyn</i>	-0,270	0,269	0,001	-0,001
<i>Kapalná p.</i>	0,039	-0,040	0,001	-0,001
<i>Uhlí</i>	0,007	0,034	-0,040	-0,001
<i>Elektřina</i>	-0,006	-0,030	0,000	-0,036

Sektor F (stavebnictví)

	<i>Plynná</i>	<i>Kapalná p.</i>	<i>Uhlí</i>	<i>Elektřina</i>
<i>Plyn</i>	-1,389	1,389	0,000	0,000
<i>Kapalná p.</i>	0,324	-0,324	0,000	0,000
<i>Uhlí</i>	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Elektřina</i>	0,000	0,000	0,000	0,000

Sektor I (doprava)

	<i>Plynná</i>	<i>Kapalná p.</i>	<i>Uhlí</i>	<i>Elektřina</i>
<i>Plyn</i>	-4,490	4,250	-0,028	0,003
<i>Kapalná p.</i>	0,430	-0,377	-0,028	0,003
<i>Uhlí</i>	0,089	0,059	-0,045	0,003
<i>Elektřina</i>	0,100	0,055	0,000	-0,156

Ostatní tržní a netržní služby (mimo stavebnictví a dopravy)

	<i>Plynná</i>	<i>Kapalná p.</i>	<i>Uhlí</i>	<i>Elektřina</i>
<i>Plyn</i>	-4,637	4,427	-0,024	0,007
<i>Kapalná p.</i>	0,473	-0,433	-0,024	0,007
<i>Uhlí</i>	0,515	0,653	-1,161	0,007
<i>Elektřina</i>	0,158	0,200	0,000	-0,357

Dále jsme uvažovali kalibraci produkční funkce na úrovni kapitál – práce – energie. Tuto kalibraci jsme převzali z makroekonomického modelu HERMIN (viz Brůha, Vávra, Jilková 2002). Tato kalibrace byla provedena zvlášť pro sektory zpracovatelského průmyslu a energetiky a zvlášť pro sektor služeb. Odhadli jsme také, jak se projeví změna ceny jednotlivých typů energií do ceny „kompozitního“ energetického agregátu. To nám umožní odhad celkových elasticit mezi jednotlivými vstupy. Tyto výsledky jsou uvedeny v následujících tabulkách (ve stejném formátu jako podmíněné elasticity: řádky udávají vstupy, kdežto sloupce udávají ceny).

Sektory A+B (zemědělství, rybolov, lesnictví)

	<i>Plyn</i>	<i>Kapalná p.</i>	<i>Uhlí</i>	<i>Elektřina</i>	<i>Kapitál</i>	<i>Práce</i>
<i>Plyn</i>	-0,429	-0,124	0,003	-0,006	-0,112	0,356
<i>Kapalná p.</i>	-0,040	-0,513	0,003	-0,006	-0,112	0,356
<i>Uhlí</i>	-0,010	-0,092	-0,439	-0,006	-0,112	0,356
<i>Elektřina</i>	-0,070	-0,503	-0,005	0,032	-0,112	0,356
<i>Kapitál</i>	0,017	0,123	0,001	0,001	-0,826	0,356
<i>Práce</i>	0,008	0,058	0,001	0,001	0,274	-0,536

Sektory C+D (těžba surovin, zpracovatelský průmysl)

	<i>Plyn</i>	<i>Kapalná p.</i>	<i>Uhlí</i>	<i>Elektřina</i>	<i>Kapitál</i>	<i>Práce</i>
<i>Plyn</i>	-1,551	0,994	0,003	-0,006	-0,112	0,356
<i>Kapalná p.</i>	0,309	-0,866	0,003	-0,006	-0,112	0,356
<i>Uhlí</i>	0,043	0,086	-0,670	-0,006	-0,112	0,356
<i>Elektřina</i>	-0,125	-0,175	-0,011	-0,236	-0,112	0,356
<i>Kapitál</i>	0,056	0,082	0,003	0,003	-0,826	0,356
<i>Práce</i>	0,026	0,038	0,001	0,001	0,274	-0,536

Sektor E (energetika)

	<i>Plyn</i>	<i>Kapalná p.</i>	<i>Uhlí</i>	<i>Elektřina</i>	<i>Kapitál</i>	<i>Práce</i>
<i>Plyn</i>	-0,362	-0,077	-0,054	-0,055	-0,112	0,356
<i>Kapalná p.</i>	-0,053	-0,386	-0,054	-0,055	-0,112	0,356
<i>Uhlí</i>	-0,085	-0,312	-0,095	-0,055	-0,112	0,356
<i>Elektřina</i>	-0,098	-0,376	-0,055	-0,091	-0,112	0,356
<i>Kapitál</i>	0,024	0,090	0,014	0,014	-0,826	0,356
<i>Práce</i>	0,011	0,042	0,007	0,007	0,274	-0,536

Sektor F (stavebnictví)

	<i>Plyn</i>	<i>Kapalná p.</i>	<i>Uhlí</i>	<i>Elektřina</i>	<i>Kapitál</i>	<i>Práce</i>
<i>Plyn</i>	-1,527	1,223	-0,132	-0,114	-0,112	0,356
<i>Kapalná p.</i>	0,186	-0,490	-0,132	-0,114	-0,112	0,356
<i>Uhlí</i>	-0,138	-0,166	-0,132	-0,114	-0,112	0,356
<i>Elektřina</i>	-0,138	-0,166	-0,132	-0,114	-0,112	0,356
<i>Kapitál</i>	0,036	0,043	0,035	0,030	-0,826	0,356
<i>Práce</i>	0,017	0,020	0,016	0,014	0,274	-0,536

Sektor I (doprava)

	<i>Plyn</i>	<i>Kapalná p.</i>	<i>Uhlí</i>	<i>Elektřina</i>	<i>Kapitál</i>	<i>Práce</i>
<i>Plyn</i>	-4,809	4,038	-0,058	-0,033	-0,164	0,231
<i>Kapalná p.</i>	0,110	-0,590	-0,058	-0,033	-0,164	0,231
<i>Uhlí</i>	-0,230	-0,153	-0,075	-0,033	-0,164	0,231
<i>Elektřina</i>	-0,219	-0,157	-0,030	-0,191	-0,164	0,231
<i>Kapitál</i>	0,114	0,076	0,011	0,013	-0,872	0,231
<i>Práce</i>	0,013	0,009	0,001	0,001	0,134	-0,421

Ostatní tržní a netržní služby (mimo stavebnictví a dopravy)

	<i>Plyn</i>	<i>Kapalná p.</i>	<i>Uhlí</i>	<i>Elektřina</i>	<i>Kapitál</i>	<i>Práce</i>
<i>Plyn</i>	-4,852	4,133	-0,036	-0,070	-0,164	0,231
<i>Kapalná p.</i>	0,258	-0,726	-0,036	-0,070	-0,164	0,231
<i>Uhlí</i>	0,300	0,360	-1,173	-0,070	-0,164	0,231
<i>Elektřina</i>	-0,058	-0,093	-0,012	-0,435	-0,164	0,231
<i>Kapitál</i>	0,077	0,104	0,004	0,028	-0,872	0,231
<i>Práce</i>	0,009	0,012	0,000	0,003	0,134	-0,421

3.3 Srovnání s vybranými výsledky světových odhadů elasticit

Nejprve proberme studie, které odhadovaly elasticity ve výrobních sektorech a braly v úvahu agregátní vstup energie. Např. Kouris (1983) odhaduje vlastní krátkodobé elasticity energie na -0,15 a -0,43, kdežto Prosser (1985) došel k následujícím číslům: -0,22 (krátkodobé) a -0,40 (dlouhodobé). Naše odhady vyšly poněkud více než tyto zahraniční dlouhodobé elasticity.

Nyní se podívejme na výsledky odhadů elasticit pro jednotlivá paliva. Např. studie Liu (2004) uvádí následující odhady cenových elasticit ve výrobních sektorech v OECD zemích následovně:

Tab. 22 Odhady cenových elasticit ve výrobních sektorech v zemích OECD

	Krátkodobé elasticity	Dlouhodobé elasticity
Elektřina	-0,013	-0,044
Zemní plyn	-0,067	-0,243
Nafta	-0,094	-0,268
Těžké topné oleje	-0,167	-0,516

Zdroj: Liu (2004). Poznámka: výsledky pro uhlí vyšly nevýznamné.

Výsledky pro ČR jsou odlišné: nejvíce elasticky vychází poptávka po zemním plynu, naopak poptávka po kapalných palivech (nafta, topné oleje) je velmi nízko elastická. Co je shodné, je to, že elektřina je velmi nízko elastická.

4. Simulace na základě odhadu elasticit

Na základě odhadnutých elasticit simulujeme 3 scénáře dopadů změn relativních cen na poptávku firem po jednotlivých vstupech. Tyto simulace je třeba chápat jako podmíněné simulace za předpokladu neměnné struktury národního hospodářství, tudíž modelujeme pouze čistý substituční efekt. Nepodmíněné simulace by bylo nutné modelovat v rámci metodologie všeobecné rovnováhy. Tyto simulace berou do úvahy jak vlastní cenové elasticity, tak křížové elasticity.

První scénář: odpovídá výraznému zdražení uhlí, s relativně malým nárůstem ceny zemního plynu, přičemž cena práce a kapitálu zůstane nezměněna. Tabulka změn relativních cen tohoto scénáře, spolu s návrhem sazeb spotřebních daní, jež by takovou změnu vyvolaly, je uvedena níže.

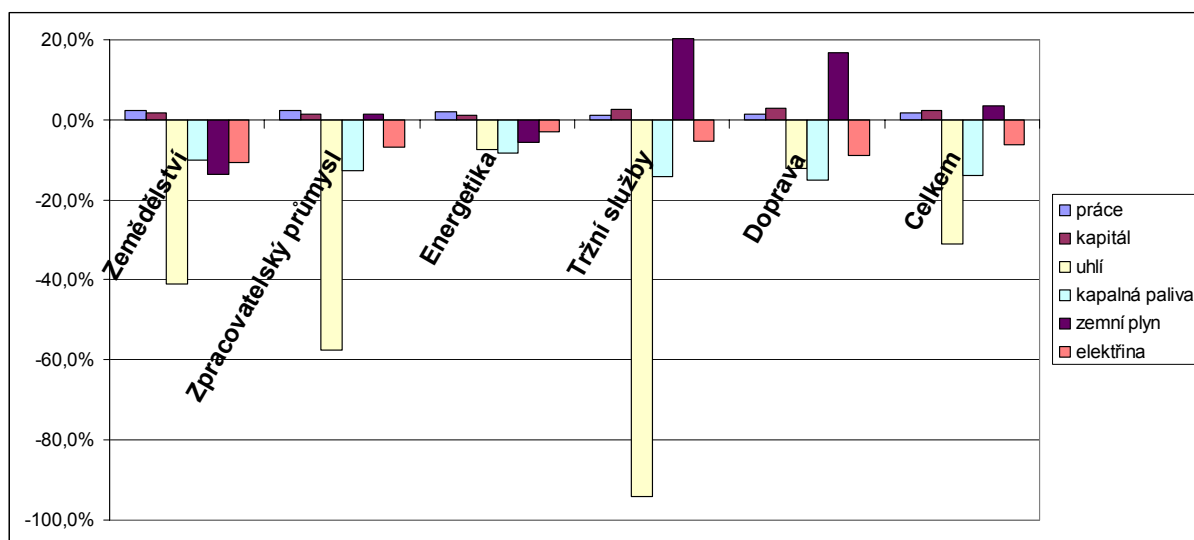
	ČU	HU	ZP	elektřina
	Kč/GJ	Kč/GJ	Kč/GJ	Kč/MWh
CENA (2004)	73,88	38,09	159,40	1670,00
DAN (2004)	0,00	0,00	0,00	0,00
CENA (REF)	99,08	68,23	176,23	2227,00
DAN (REF)	25,20	30,14	16,83	57,00
% změna P	29,3%	58,3%	10,0%	2,9%

V prvním řádku je uvedena současná cena, v druhém řádku je současná daň (kte-
rá je ve všech případech nula), čtvrtý řádek obsahuje hypotetickou daň scénáře,
která by se promítla do ceny paliva, jež je uvedena v řádku tři. Poslední, pátý, řádek
obsahuje hypotetický nárůst ceny, při daném zavedení daně na příslušná paliva.

Propočty na základě odhadnutých elasticit ukazují, že taková změna relativních cen by pravděpodobně vyvolala následující změnu poptávky po jednotlivých vstupech ve vybraných národních hospodářství. Poslední řádek udává celkovou propočtenou změnu, která je dána jako vážený průměr změn ve všech sektorech.

Změna poptávky po následujících vstupech						
	práce	kapitál	uhlí	kapalná paliva	zemní plyn	elektřina
Zemědělství	2,4%	1,6%	-41,0%	-10,0%	-13,7%	-10,8%
Zpracovatelský průmysl	2,2%	1,5%	-57,6%	-12,8%	1,5%	-6,9%
Energetika	2,1%	1,1%	-7,4%	-8,4%	-5,6%	-3,1%
Tržní služby	1,3%	2,5%	-94,2%	-14,2%	20,4%	-5,3%
Doprava	1,3%	3,0%	-12,2%	-15,0%	16,9%	-8,8%
Celkem	1,7%	2,3%	-30,9%	-14,0%	3,4%	-6,2%

Z tabulky je zřejmé, že dochází k substitučním efektům: poptávka po kapitálu a práci roste, ačkoliv se jejich relativní cena nemění, stejně tak roste poptávka po zemním plynu, a to zejména díky substituci paliv ve zpracovatelském průmyslu a službách. Tyto výsledky v přehlednější formě ukazuje následující graf.

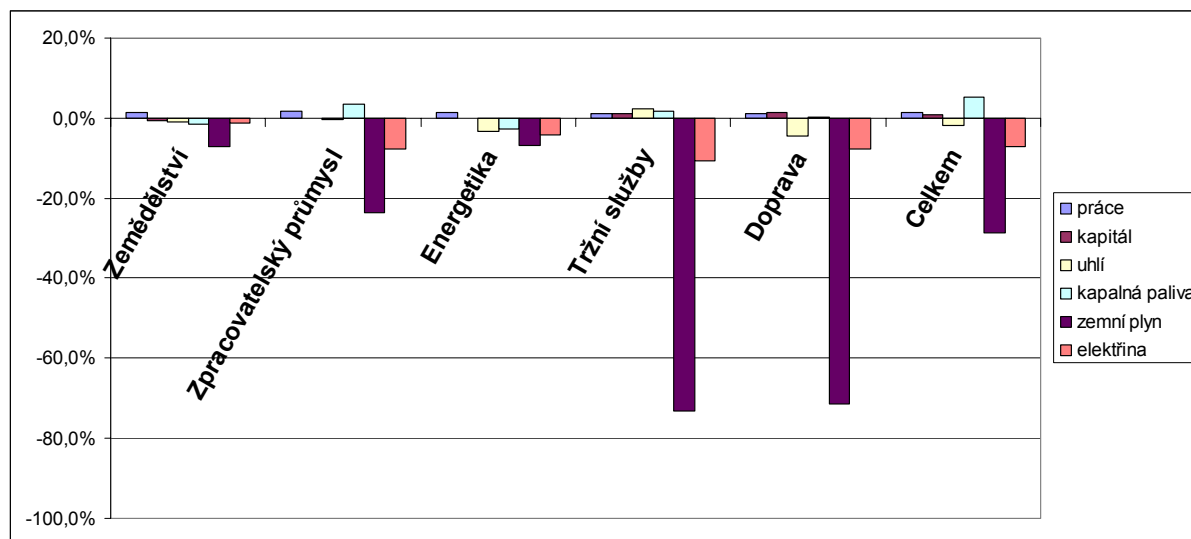


Druhý scénář: naopak modeluje výrazný nárůst ceny elektrické energie a zemního plynu, při zachované ceně tuhých a kapalných paliv. Představuje tedy určitý protiklad k scénáři číslo jedna. Tabulka změn relativních cen tohoto scénáře, spolu s návrhem sazeb spotřebních daní, jež by takovou změnu vyvolaly, následuje. Tabulka je členěna stejným způsobem jako tabulka u prvního scénáře.

	ČU	HU	ZP	elektřina
	Kč/GJ	Kč/GJ	Kč/GJ	Kč/MWh
CENA (2004)	73,88	38,09	159,40	1670,00
DAN (2004)	0,00	0,00	0,00	0,00
CENA (REF)	73,88	38,09	184,40	2070,00
DAN (REF)	0,00	0,00	25,00	400,00
% změna P	0,0%	0,0%	14,6%	21,5%

Propočty ukazují následující dopad:

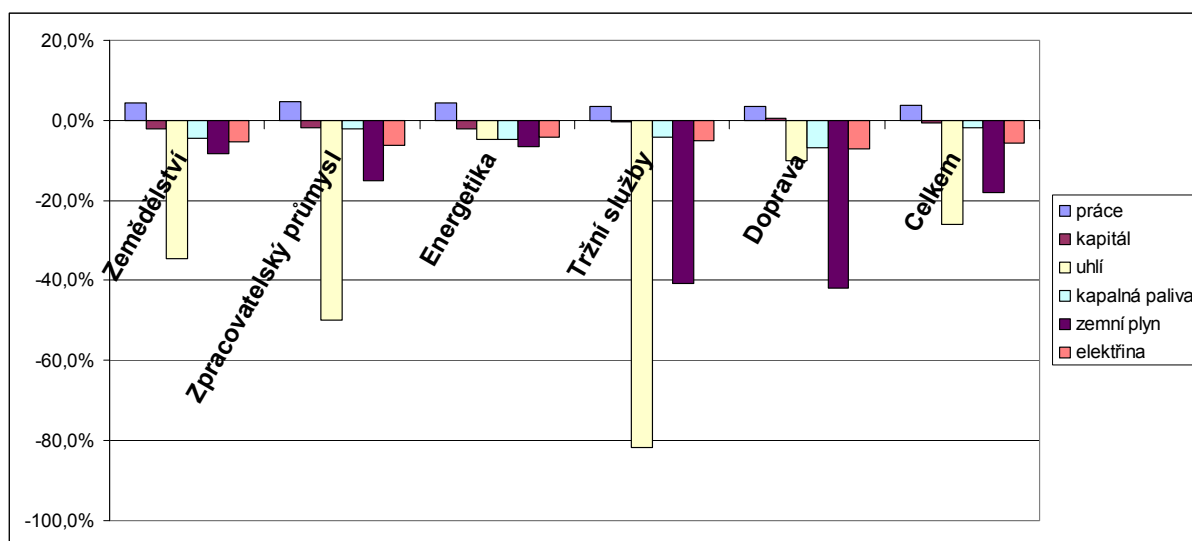
Změna poptávky po následujících vstupech						
	práce	kapitál	uhlí	kapalná paliva	zemní plyn	elektřina
Zemědělství	1,4%	-0,5%	-1,1%	-1,5%	-7,2%	-1,1%
Zpracovatelský pr	1,6%	0,1%	-0,3%	3,6%	-23,6%	-7,7%
Energetika	1,5%	-0,2%	-3,2%	-2,7%	-6,7%	-4,2%
Tržní služby	1,1%	1,2%	2,3%	1,8%	-73,0%	-10,7%
Doprava	1,2%	1,4%	-4,6%	0,4%	-71,3%	-7,8%
Celkem	1,3%	0,8%	-1,9%	5,2%	-28,8%	-7,1%



Co implikují tyto výsledky: předně dochází k významné substituci zemního plynu jinými palivy (zejména tuhými palivy). To není překvapující. Dále významný dopad by měla takováto změna na palivovou strukturu zejména v sektoru služeb a dopravy. V těchto dvou vstupech by došlo také k výrazné substituci energetických vstupů kapitálem (což neplatí nutně u jiných sektorů). Toto je výrazný rozdíl oproti předcházejícímu scénáři, u kterého by došlo k růstu poptávky po kapitálu ve všech odvětvích. Zde je vidět, že různá paliva jsou substituovatelná kapitálem v různých odvětvích různou měrou.

Třetí scénář je co se týče změn cen paliv identický se scénářem číslo jedna. Avšak liší se tím, že počítáme s poklesem ceny práce, která by byla vyvolána snížením odvodů na pojištění, které by platily firmy, a to ve výši 10 %. Výsledky takového scénáře by mohly vypadat např. následovně:

Změna poptávky po následujících vstupech						
	práce	kapitál	uhlí	kapalná paliva	zemní plyn	elektřina
Zemědělství	4,4%	-2,1%	-34,5%	-4,5%	-8,4%	-5,3%
Zpracovatelský pr	4,6%	-1,7%	-50,0%	-2,1%	-15,1%	-6,1%
Energetika	4,4%	-2,2%	-4,7%	-4,6%	-6,4%	-4,2%
Tržní služby	3,4%	-0,3%	-81,8%	-4,2%	-40,8%	-5,0%
Doprava	3,5%	0,4%	-10,0%	-6,7%	-42,0%	-7,2%
Celkem	3,9%	-0,6%	-25,9%	-1,7%	-17,9%	-5,7%



Rozdíl oproti scénáři č. 1 spočívá v substituci mezi prací na jedné straně a kapitálem s energií na straně druhé. Lze si všimnout výrazného zvýšení poptávky po práci se simultánním poklesem poptávky po kapitálu a poptávky po všech druzích energie. To je zásadní rozdíl.

Upozorňujeme opět čtenáře, že u všech tří scénářů modelovaných výše, se jedná o propočtení čistého substitučního efektu, který nezahrnuje vliv změn relativních cen na celkovou produkci. Ta není ale až tak restriktivní, neboť vzhledem k předpokládané homoteticitě produkčních funkcí (tj. všechny izokvanty mají tentýž sklon) jsou optimální poměry produkčních vstupů nezávislé na množství celkové produkce. U všech modelovaných scénářů se prokázal silný vliv relativních cen na skladbu produkčních vstupů.

5. Porterova hypotéza

Simulace uvedené v předcházející části slouží k pohledu na dopady změn relativních cen na průmysl, a to v rámci částečné rovnováhy. To poskytuje užitečnou informaci o dopadech prvního řádu. Je zřejmé, že pro vyhodnocení dlouhodobých dopadů je nutné použít metodologický rámec všeobecné rovnováhy, což je úkolem části zprávy, která diskutuje makroekonomický model.

Nicméně existuje také problematika, která se jednoduchým způsobem nedá ve standardním makroekonomickém modelu zachytit, ale která s dopady environmentální regulace na průmysl významně souvisí. Je to tzv. Porterova hypotéza, které je věnována tato kapitola. Zdůvodnění, proč standardní paradigmatu částečné

nebo všeobecné rovnováhy nejsou vhodná pro modelování Porterovy hypotézy bude v této kapitole také explicitně zmíněno.

Obecně můžeme rozlišit dva základní tábory pohledů na problematiku dopadu environmentální regulace na tzv. konkurenceschopnost. Standardní pohled zaujímá stanovisko, že zvýšená regulace ekonomických aktivit přináší náklady do výroby (např. v podobě nákladů na zamezení).

Objevily se ale i názory, že zpřísněná regulace nemusí klást jen překážky do vývoje ekonomické produkce firem či celých odvětví, ale že může představovat určitý stimul podněcující inovační aktivitu. Tito revizionisté soudí, že tyto inovace mohou být schopny usměrnit vývoj ekonomických aktivit blíže k šetrnější produkci a současně také mohou dopomoci firmám k efektivnější a levnější výrobě. Můžeme se setkat s označením *Porterova hypotéza* dle Michaela Portera, který s byl nejviditelnějším zastáncem této představy. V článku Porter – van der Linde (1995) tito autoři tvrdili, že přísná environmentální regulace může zlepšit konkurenceschopnost regulovaných. Nejprve je však potřeba diskutovat, co to vlastně konkurenceschopnost znamená.

5.1 Pojetí konkurenceschopnosti

Termín konkurenceschopnosti můžeme chápat v řadě rozdílných dimenzích: na úrovni celého státu nebo na úrovni odvětví či firem. V každé z těchto rovin se může chápání tohoto pojmu lišit. Na nejnižší mikro-úrovni firmy lze konkurenceschopnost rozumět jako schopnost vyrábět a prodávat produkty levněji a/nebo s vyšší kvalitou. Jako měřítko můžeme použít např. ziskovost firmy (prodejní zisky), podíl na trhu či produktivitu výroby. Podobně lze sledovat konkurenceschopnost i na obecnější rovině (na úrovni jednotlivých odvětvích) jako relativní výkon porovnávaný obdobnými ukazateli jako na úrovni firem. V obou případech se vždy najdou *hráči trhu*, kteří budou více úspěšnější než ti ostatní. Pokud se pohybujeme na hracím poli fungujícího tržního kapitalismu, pak úspěšní přežijí a ti méně konkurenceschopní budou nuceni opustit trh z důvodu příliš vysokých nákladů či nedostatkem zákazníků.

Odlišná situace nastane, chceme-li definovat a měřit konkurenceschopnost celých národních ekonomik. Problém spočívá v tom, že se na jednu zemi nelze dívat jako na jednotlivé firmy, a to díky efektům všeobecné rovnováhy, viz Krugman (1994) který argumentuje, že pojem konkurenceschopnosti na úrovni jednotlivých zemích je nesmyslný.

Přesto se objevila řada pokusů tento pojem na národní úrovni konceptualizovat. Např. běžně užívaná (nicméně nedostatečně určitá) definice OECD (OECD, 1992) ji

vymezuje jako stav, kdy za svobodných tržních podmínek je národní ekonomika schopna uspět na mezinárodních trzích a zároveň dlouhodobě udržuje a zvyšuje reálný důchod svých občanů²⁶. Tato definice je však poměrně vágní a velmi obecná.

S jiným vymezením přichází např. Boltho (1996), který se snaží rozlišit mezi krátkodobou a dlouhodobou konkurenceschopností. V krátkém období lze na míru konkurenceschopnosti nahlížet skrze reálnou hodnotu směnného kursu měny²⁷. Na druhou stranu se za dlouhodobé měřítko konkurenceschopnosti považuje vývoj produktivity výroby. Je zřejmé, že takovéto pojetí konkurenceschopnosti je redundantní. V krátkém období je totožné s reálnými směnnými relacemi, kdežto v dlouhém období s celkovou produktivitou výrobních faktorů. Otázkou je, proč se pak zabývat konkurenceschopností na národní úrovni jako samostatným konceptem.

Proto mnozí autoři opustili hledání správné definice konkurenceschopnosti úplně a zaměřili se na operacionalizovatelná kritéria. Např. Jaffe (1995) poznamenal, že ideálním měřítkem dopadu regulace životního prostředí na dlouhodobou konkurenceschopnost kvalitativní nikoliv již jen cenové by byla míra dopadu regulace na čisté exporty za podmínek zafixovaných reálných mezd a směnného kursu.

Bohužel v reálném světě takovéto podmínky nemůžeme jednoduše zafixovat a musíme proto používat jiné nepřímé metody²⁸. V literatuře lze možné najít například následující způsoby:

- Změny v čistých exportech před a po zavedení/ zpřísnění určité regulace
- Přesun umístění produkce vytvářející závažnou zátěž na životní prostředí do států s méně striktní regulací životního prostředí
- Odsun investic ze zemí s přísnější regulací
- Efekt regulace na měřenou produktivitu a efektivnost výroby (např. pomocí energetické náročnosti)

5.2 Hypotéza ráje znečišťovatelů – „Pollution heaven hypothesis“

Kromě tohoto bipolárního tradicionalistického a revizionistického pojetí (zmíněné výše) se zde ještě okrajově můžeme zmínit o přístupech zabývajících se vlivem environmentální regulace na ekonomickou aktivitu. Jde o hypotézu odlivu průmys-

²⁶ „The degree to which it can, under free and fair market conditions, produce goods and services which meet the test of international markets, while simultaneously maintaining and expanding the real incomes of its people over the longer term.“

²⁷ Správně by se mělo jednat o reálné směnné relace, ale makroekonomové vědí své a normálním lidem to může být jedno.

²⁸ Podrobněji např. Jaffe (1995) nebo OECD (2003).

lu a hypotézu tzv. *ráje znečišťovatelů*²⁹ zkoumající citlivost pohybu investic či celých výrobních jednotek na přísnost regulace životního prostředí.

Zaměříme se nejprve na možný vliv přísnější či naopak volnější regulace životního prostředí na možnou lokaci výrobních aktivit. Dle hypotézy *ráje znečišťovatelů* může hrát nedokonalost a příliš volně nastavená pravidla ochrany životního prostředí vliv na rozhodování mezinárodních firem o umístění jejich poboček. Dle jedné varianty této hypotézy může být mírná a nedokonalá regulace i způsob, jak se méně rozvinuté země mohou snažit zaujmout tyto mezinárodní koncerny.

Empirické výsledky této hypotézy však nejsou příliš průkazné. Jako důležitější determinanty lokace kapitálu či přímých zahraničních investic se zdají být např. rozdílné daňové podmínky, cena pracovní síly, moc odborů, kvalita infrastruktury, blízkost koncových trhů a samozřejmě také celková stabilita politické situace oblasti. Důvodem je zřejmě fakt, že náklady na splnění požadavků environmentální regulace nehrají povětšinou tu nejzásadněji nákladovou položku.

Ve spojitosti s umístěním poboček firem přicházejících z rozvinutých zemí do těch méně rozvinutých se můžeme také zaměřit na vzájemnou interakci domácích a nově vybudovaných zahraničních firem. Tyto nově příchozí firmy s sebou do země přinášejí i rozvinutější technologie a mohou dopomoci k rozvoji a difúzi těchto nových environmentálně šetrnějších technologií a procesů i v těchto méně rozvinutých zemích³⁰.

Bohužel však může nastat i opačná situace, kdy nově příchozí firmy zneužijí laxní regulace ve prospěch nedodržování stejně šetrných postupů výroby, které jsou nuceni uposlechnout ve své domovské zemi. V poslední době se však setkáváme s vytvářením určitého stupně konzistence mezi národními regulacemi v oblasti životního prostředí v rozvinutých ekonomikách, které omezují takovéto zneužívání institucionálních podmínek v jiných méně rozvinutých státech. Stává se tak díky postupující ekonomické i politické integraci Evropy i USA, ale také díky mnohým snahám založených na dobrovolné bázi firem samotných, které si chtějí posílit image u svých zákazníků (např. mezinárodní standardy kvality ISO 14001, či certifikovaný celkový systém environmentálního managementu firem EMAS).

5.3 Revizionisté – nová naděje?

Hlavní ideu revisionistického přístupu k problematice vztahu regulace životního prostředí a konkurenceschopnosti nastínil Michael Porter spolu s Claasem van der Lindem v roce 1995 (Porter et al., 1995). Základním mottem jejich díla byla kritika

²⁹ *Industrial flight hypothesis nebo také pollution haven hypothesis.*

³⁰ *S touto ideou se zabývá tzv. Pollution Halo hypothesis.*

dosavadního přístupu k problematice vztahu regulace životního prostředí a konkurenceschopnosti firem a odvětví. Tomuto tradičnímu pojetí byl zvláště vytykán jeho statický přístup, který zanedbával možný kladný vliv dynamiky vývoje inovačních přístupů napomáhajících jak šetrnosti výroby, tak její nákladové efektivnosti. Porter akcentoval tento dynamický přístup a chápal přísnost regulace jako možný pozitivní impuls, který donutí firmy hledat nové inovující metody a procesy.

Porter se zaměřuje zvláště na dvě skutečnosti ve své analýze: různé nástroje regulace a jejich rozdílný inovační vliv a na podstatu environmentální inovace, která je buď směřována na minimalizaci nákladů na odstranění již vzniklého znečištění (např. recyklace či přidání čistícího zařízení na konec výrobního procesu³¹) či inovační strategii, jež se snaží předcházet samotnému vzniku znečištění (snížování energetické náročnosti výroby, využití šetrnějších materiálů). Porter zdůrazňuje právě tento druhý směr inovací, protože chápe odpad produkovaný firmami jako známku neefektivní výroby – domnívá se tedy, že redukcí takového odpadu firma sníží nejen svůj negativní vliv na životní prostředí, ale díky snížení svých nákladů napomůže i ke posílení své vlastní ziskovosti a tedy i konkurenceschopnosti.

Porter neobhájí environmentální regulaci jako takovou. Předpokládá ovšem, že v jistém smyslu může být prospěšná jak pro firmy, tak pro zákazníky samotné – může sloužit jako zdroj informací a počáteční impuls pro výzkum a vývoj nových technologií a produktů. Na straně poptávky může být pak impulsem pro vytvoření „nových potřeb“ (např. vzrůstající poptávka po produktech ekologického zemědělství, přírodní kosmetiky, šetrných spotřebičích).

Porter zvláště zdůrazňuje, že ne každá regulace v otázkách životního prostředí je stejně dobrým „inovačním hybatelem“. Ve své práci kritizuje současný stav amerického systému environmentální regulace, který spíše inovační snahu utlumuje nežli jí napomáhá. Proti této kritice se snaží vytyčit základní charakteristiky takové regulace, která by tento stav mohla změnit. Základem by mělo být označení jasných cílů, co chce regulace dosáhnout a zkoordinování různých úrovní regulace. Důležité je zvláště ponechání dostatečného prostoru flexibility, která by umožnila firmám hledat nejefektivnější řešení. Flexibilní přístup si Porter slibuje od použití tržních nástrojů regulace (např. ekologických daní či obchodovatelných emisních limitů), které zabudovávají regulační záměr přímo do samotného systému trhu.

Jaká je tedy interpretace Porterovy hypotézy? Reakce bývají smíšené. Lze ji vyložit ve dvou verzích³². Tzv. *slabá verze* hypotézy předpokládá, že regulace vytváří překážky možnostem zisku firem, které je nutí chovat se jinak, než tomu byly

³¹ *End-of-pipes technologies.*

³² *více např. v Jaffe (1995)*

zvyklé, což je stimuluje k jistým inovativním reakcím. Avšak přínosy z inovací nemusí vždy převýšit náklady do nich vložené.

Silná verze hypotézy posiluje domněnku, že náklady na inovaci budou menší ve srovnání s jejími přínosy. V této verzi je předpokládáno, že díky nedokonalým informacím, firmy nevyužívají všech relevantních možností, a proto se nepohybují na křivce svých produkčních možností. Vnější šok ve formě přísné regulace, která firmám zprostředkuje potřebné informace, jim tak může dopomoci směřovat blíže k této křivce a zvyšovat tak své zisky³³.

Hlavní argumenty zastánců Porterovy hypotézy jsou následující:

- Regulace poskytuje firmám signál o tom, že zdroje jsou využívány neefektivně a že existuje potenciál k technologickým zlepšením. Znečištění je ve své podstatě indikátorem toho, že je plýtváno zdroji nebo alespoň, že zdroje nejsou plně využity. Regulace znečištění proto povede k úsporám zdrojů, čímž často sníží náklady firem.
- Regulace snižuje nejistotu firem, nakolik se vyplatí environmentální inovace, protože svojí existencí nepřímo poskytuje „pojištění“ proti riziku investic do nových technologií.
- Nové technologie, které jsou na začátku nákladnější, mohou v dlouhém období produkovat konkurenční výhodu v rámci efektu „learning-by-doing“ nebo díky jiným výhodám prvního, kdo technologii využívá („first-mover“), jestliže také jiné země časem zavedou podobně přísná environmentální opatření.
- Regulace vytváří tlak. Ten pak hraje důležitou roli v inovačním procesu, pomáhá přemoci netečnost firem a posílit kreativní myšlení.

V literatuře se také setkáme s dalšími argumenty možného pozitivního vlivu přísné regulace životního prostředí na výkon firem. Tlak regulace na zvýšenou aktivitu v oblasti výzkumu a vývoje může dát vzniknout zcela novým odvětvím specializujícím se na výrobu ekologicky šetrných technologií, které mohou přinášet nemalé zisky. Země, kde se výroba šetrných technologií stala úspěšným průmyslovým odvětvím je např. Německo, které má dlouhou tradici ve svém proaktivním přístupu k regulaci a ochraně životního prostředí. Na světovém trhu s ekologicky šetrnými technologiemi zaujímá druhé místo po USA.

Kromě toho zvýšená poptávka po výzkumu bude také v konečné podobě snižovat nákladovost celého výzkumu a vývoje³⁴. Může přilákat více subjektů zabývajících

³³ *Tento argument je také v některé literatuře nazýván jako tzv. X-eficiency argument (Xepapadeas, A. and de Zeeuw, A, 1999).*

³⁴ *Viz např. Baker at al. (1998).*

cích se hledáním nových environmentálních technologií, protože se jim již vyplatí investovat počáteční náklady do výzkumu.

5.4 Reakce na Porterovu hypotézu – neoklasická teorie vrací úder

Hlavní proud kritiky Porterovy hypotézy se nese v duchu skeptického pohledu na možnosti existence dvojí dividendy – tedy, že přísná regulace může pomoci i firmě samotné. Hlavním bodem kritiky za strany skeptického proudu je přeceňování kladného vlivu inovací, které mají převážít náklady spojené s reakcí firmy na regulaci. Např. Palmer et al., (1995) teoreticky argumentuje, že pokud by environmentální regulace byla přínosná pro firmu samotnou, bude ji firma sama vyžadovat. Regulace se tedy stane nepotřebnou. To je velice silný argument, který odhaluje základní slabinu argumentů ve prospěch Porterovy hypotézy. Dá se říci, že z pohledu neoklasické ekonomie je silná forma Porterovy hypotézy naprostý nesmysl. Skutečně mnoho studií ve prospěch Porterovy hypotézy zmiňovaných výše zcela ignoruje dopady efektů všeobecné rovnováhy. Je totiž skutečně možné, že environmentální regulace podpoří rozvoj jistých odvětví, ale vždy tomu bude na úkor odvětvích jiných a celkový efekt nemůže být příznivý³⁵.

Tímto se ovšem skeptické reakce neoklasických ekonomů na platnost Porterovy hypotézy nevyčerpávají. Ukazují, že argumenty zastánců této hypotézy jsou slabé i z řady dalších příčin.

- Jednak nelze říci, že znečištění obecně signalizuje neefektivnost a plýtvání. Většina fyzických a biologických procesů produkuje vedlejší produkty. Zda je určitý rozsah těchto vedlejších produktů plýtvání nebo ne, závisí především na cenách a nákladech.
- Dalším problémem je otázka informací. Aby mohla vláda zavést environmentální regulaci, musí mít lepší informace než firmy z oblasti poškozování životního prostředí a možných řešení tohoto poškozování. To je však problematické. Vláda může mít lepší informace o tom, které environmentální problémy lze považovat za nejvážnější, ale problémem je, jak tyto informace využít tak, aby se dospělo k „win-win“ výstupům.
- Další argument se týká povzbuzování firem, aby zaváděly inovace. K přemáhání netečnosti totiž firmy cítí v dnešním světě řadu tlaků, dodatečná regulace tedy nemusí být z tohoto důvodu vždy příznivá.

³⁵ *Argumenty zastánců přísné environmentální regulace o její společenské prospěšnosti založené na tom, že vzniknou nová odvětví specializující se na čisté technologie, připomínají svoji logikou argumenty rozbíječů strojů z první poloviny 19. století, nebo argumenty „rozbíječů oken“, Bastiat (1994). Jednoduše ignorují dopady vazeb všeobecné rovnováhy.*

- Posledním argumentem kritiků je, že zavádění nových technologií vyžaduje nové zdroje a nese s sebou náklady příležitostí, což jsou náklady, jež mohou převýšit přínosy těchto technologií.

Palmer své přesvědčivé teoretické argumenty doplňuje také empirickými údaji. Jako příklad uvádí realitu v USA ve spojitosti s porovnáním ročních nákladů na splnění nároků regulace v oblasti ochrany životního prostředí a případů, kdy tyto náklady byly převáženy kladným vlivem inovací. Dle odhadu Úřadu pro ekonomickou analýzu³⁶ tyto kladné přínosy převážily jen ve 2 % (1,7 mil dolarů v roce 1992) z celkových výdajů na splnění nároků regulace.

Velmi důkladný teoretický i empirický rozbor možných vlivů regulace na náklady firem přináší Jaffe (Jaffe et al., 1995). Je přínosná jeho přehledná taxonomie možných nákladů regulace životního prostředí – od těch nejvíce zřejmých nákladů (náklady administrativy a monitoring reakcí na regulaci), přes náklady soukromého sektoru (poplatky za znečištění, náklady na nové čistící technologie, náklady ušlé produkce a manažerského času) až k sociálním nákladům v širších souvislostech (např. nezaměstnanost z důvodů zavírání podniků, které se nedokáží přizpůsobit).

Do svého výčtu možných nákladů Jaffe zahrnul také i tzv. „negativní náklady“, které se dotýkají pozitivních přínosů v podobě zlepšených pracovních podmínek a Portrem již zmiňovaných přínosů z inovací. Jaffe připouští, že může nastat situace, kdy může za určitých podmínek regulace stimulovat vznik zisky přinášející inovace, ale že takováto situace je daleka systematickému výskytu. V závěru dodává, že není zcela správný ani přehnaně skeptický ani přehnaně optimistický pohled na možné dopady regulace a náklady firem³⁷.

Další bod kritiky se zabývají schopnostmi regulátora samotného vytvořit efektivní regulační nástroj. Pokud regulátor zvolí neefektivní či přímo špatnou regulaci, tržní nedostatky v podobě externích nákladů ze znečištění, tak budou pouze nahrazeny nedostatky státu v podobě rostoucího byrokratického vlivu. Např. Romstad (Romstad, 1998) podotýká, že empirické zkoumání, které se zaměřuje na vliv regulace životního prostředí na konkurenceschopnost firem může být již od počátku vychýlené právě díky nákladů z neefektivní regulace namísto pouze nákladů z regulačního záměru samotného.

³⁶ Bureau of Economic Analysis.

³⁷ Strana 159 (Jaffe et al, 1996).

5.5 Návrat Porterovy hypotézy

V poslední době se však opět objevují práce, které neodmítají zcela platnost Porterovy hypotézy, ale snaží se analyzovat podmínky její platnosti, a to i v rámci konzistentní ekonomické teorie.

Jeden z proudů tohoto myšlení hledá možnou platnost Porterovy hypotézy za předpokladu omezené racionality, což je již vzpomenuitý argument *X-inefficiency*. Dle jejich závěrů Porterova hypotéza platí v situacích, kdy se firmy nechovají plně racionálně. Jaká je logika za touto argumentací? I když většina ekonomů vidí v nových investičních aktivitách do R&D zdroj pro budoucí zisky firem, pro firmy je velmi těžké optimalizovat své rozhodování v této oblasti, protože velikost výstupů z investic do R&D jsou velmi nejisté. Proto různé mikroekonomické teorie mluví o tom, že firmy se v tomto ohledu chovají spíše „uspokojivě“ než „optimálně“ (Jaffe et al. 2003). Vzhledem k tomu, že firmy neoptimalizují, můžeme předpokládat, že přijetí nějaké externí překážky (např. nové environmentální legislativy) nepovede nezbytně ke snížení zisků firem. Existuje zde alespoň teoretická možnost, že zavedení takovéto překážky přiměje firmu, aby znovu zvážila svoji výrobní strategii, což může vést k objevení nových, ziskovějších způsobů výroby.

Druhý z tohoto proudu upozorňuje na možnost společensky neoptimálních investic do výzkumu a inovací. To může nastat za situace, kdy se liší očekávané soukromé a společenské zisky z investic do inovací a vývoje. Jinými slovy tehdy, existují-li externality. To je v souladu s mnohými modely endogenního ekonomického růstu, které předpokládají, že mnoho objevů v rámci inovací má charakter veřejného statku: v takovém případě existují pozitivní externality³⁸ spjaté s inovační aktivitou a soukromé subjekty nebudou mít dostatečnou motivaci provádět společensky žádoucí míru inovací a výzkumu.

V takovém případě může (za určitých okolností) působit environmentální regulace jako impuls k překonání tohoto tržního selhání. Otázka je proč by měla zrovna environmentální regulace působit jako nástroj na překonání tohoto tržního selhání, proč nepoužít jiný (přímější) nástroj. Odpověď obecně spočívá v tom, že aktivity spjaté s výzkumem a inovacemi jsou nepozorovatelné a tudíž přímé poskytování dotací na tyto aktivity by mohlo vést k morálnímu hazardu, modely v této rovině uvádí např. Mohr (2002), nebo Hart (2004). Tyto studie ukázaly teoretickou mož-

³⁸ Čtenář může namítnout, že je principiálně možné chránit vlastnická práva k inovacím pomocí např. patentů. Problém je, že mnoho základních objevů má takový charakter, že jsou do značné míry snadno imitovatelné a ačkoliv konkrétní inovaci je možné chránit, obecné ideje je takto chránit prakticky nemožné. Proto si soukromý subjekt v případně zásadní inovace nemůže přivlastnit celý společenský zisk z takovéto inovace a motivace ke společensky optimální úrovni inovací je tedy oslabena.

nost splnění Porterovy hypotézy, nicméně také ukázaly, že i v případě, kdy Porterova hypotéza je teoreticky možná, nemusí být politika, která ji dosáhne, společensky žádoucí³⁹. Důvodem může být to, že environmentální investice vytěsňují jiné společensky žádoucí aktivity (např. výzkumné investice do zvyšování celkové produktivity faktorů). Skutečně, dnes již existuje silné přesvědčení, že existuje vytěšňování mezi výzkumnými environmentálními investicemi a investicemi do zvyšování celkové produktivity faktorů a toto vytěšňování se již standardně modeluje i v mnoha modelech integrovaného zhodnocení (*integrated assessment models*), Hart (2004), Popp (2002).

Shrnutí tohoto výzkumného programu je, že ačkoliv existuje teoretická možnost naplnění Porterovy hypotézy, je obtížné identifikovat podmínky jejího naplnění a není zřejmé, zda Porterova hypotéza představuje vůbec společensky žádoucí cíl.

5.6 Empirické výzkumy dopadů environmentální regulace

Jak jsme diskutovali v předchozí pod-kapitole, dopady environmentální regulace na firmy musí být zkoumány ve vhodném metodologickém rámci (např. v modelu všeobecné rovnováhy) a není možné vyhodnotit dopady Porterovy hypotézy v modelu, který explicitně nemodeluje externí efekty z technologické difúze nebo omezenou racionalitu. Empirické studie, které by se zabývaly těmito dvěma efekty jsou dodnes velice vzácné. Proto nyní zhodnotíme dopady environmentální regulace na firmy, které mají dobré teoretické založení.

Porter dokládal svou hypotézu na příkladech inovací podporující konkurenceschopnost jednotlivých firem z oblasti papírenského průmyslu, výroby baterií, ledniček a elektronických výrobků. Pozitivní vliv na konkurenceschopnost byl způsoben použitím levnějších vstupů, posílené efektivnosti výroby ale také díky zvýšení cen za ekologicky šetrnější výrobky a vytvoření nového trhu s těmito výrobky.

Takovéto případové studie ovšem nemohou sloužit jako plnohodnotný důkaz kladného vztahu mezi konkurenceschopností firem a regulace. Je třeba hledat důkazy na agregovanější úrovni (např. na úrovni celého odvětví). Zde je třeba možné uvést studii Albrechta (1998). Ve své práci se zaměřil na dopad regulace na specifické produkty určitých odvětví. Konkrétněji zkoumal dopad Montrealského protokolu regulující a omezující produkci látek poškozujících ozonovou vrstvu. Předmětem zájmu studie byl dopad na výrobu ledniček, mrazniček a klimatizace. Albrecht se zaměřil na bilaterální obchodní toky v letech 1989 až 1995. Ve své

³⁹ *Mimo jiné, společenská optimalita naplnění Porterovy hypotézy je něco, co naprosto chybí v původních diskusích.*

analýze rozdělil zkoumané země do dvou skupin: země s přísnější ochranou životního prostředí (USA a Dánsko) a ostatní zkoumané země, které neměly tak proaktivní přístup k implementaci zásad protokolu (Francie, Německo a Japonsko). V takto nastaveném modelu se prokázala signifikace rozdělení zemí na dvě skupiny. Albrechtovým závěrem bylo, že proaktivní postoj první skupiny zemí s přísnější přinesl zřejmé přínosy. Jeho práce je jednou z mála, jež jasně potvrzují existenci Porterovy hypotézy v určitých odvětvích.

O podrobnou empirickou analýzu se také snažil již zmiňovaný Jaffe (1996), který provedl revizi již napsaných studií zabývajících se touto tematikou. Konkrétně se zaměřil na práce zkoumající vlivy na zpracovatelský průmysl, jež byly převážně napsané v USA do roku 1995. Přínosné je jeho strukturování skupin prací dle rozdílných oblastí možného dopadu regulace na firmy, resp. odvětví na vliv na čisté exporty, mezinárodní obchod s výrobky se silným dopadem na znečištění, toky přímých zahraničních investic, umístění firem a v neposlední řadě na změny produktivity výroby. Avšak, přes poměrně důkladnou analýzu Jaffe nebyl schopen popřít ani vyvrátit Porterovu hypotézu, současně ovšem také popírá, že by regulace vztahující se o ochraně přírody měla významný záporný vliv na konkurenceschopnost.

Jako další studii, která se snaží zhodnotit dosavadní přístupy k otázce konkurenceschopnosti a regulace lze uvést práci Mulata (2001). Pro svou meta-analýzu vycházející z výsledků a dat 13 dalších studií si vybral oblast vlivu regulace na mezinárodní obchod. Jeho závěr se opět přiklání k názoru, že nelze potvrdit hypotézu o záporném vlivu environmentální regulace na konkurenceschopnost.

Mulatu hodnotí a rozděluje studie do tří podskupin. První skupině jsou zařazeny studie srovnávající rozdílně nastavené přísnosti regulace, např. rozdílnosti v regulaci mezi rozvinutými a rozvojovými zeměmi. Jako příklad Mulatu uvádí práci autorů Lova a Yeatse (1992), kteří zkoumali mezinárodní obchod se zbožím z odvětví se silnou ekologickou zátěží mezi vyspělejšími státy (EHS (10) a Severní Amerika) a méně rozvinutými státy (Východní Evropa, Latinská Amerika a Jiho-východní Asie). Potvrdili, že méně rozvinuté země zvýšily svůj podíl na produkci v odvětvích se silnou ekologickou zátěží na úkor států rozvinutých⁴⁰. Toto může potvrzovat již dříve zmíněnou hypotézu *ráje znečišťovatelů*. Bylo by však přeceněním, pokud bychom považovali environmentální regulaci za jediný faktor ovlivňující rozdílné skladby průmyslu mezi zeměmi. Rostoucí míra energeticky a environmentálně náročného průmyslu může být i součástí cesty přirozeného ekonomického vývoje a procesu industrializace. Také Mulatu kritizuje na studiích

⁴⁰ Např. uvádějí pokles podílu Severní Ameriky v ekologicky zátěžových odvětvích z 21 na 14%.

zařazených do této podskupiny jejich neschopnost zahrnout všechny možné faktory vlivu a zaměřit se pouze na jeden faktor, který snižuje vypovídací hodnotu studií.

Jako další empirický směr možné analýzy vlivu regulace na ekonomickou aktivitu Mulatu uvádí výpočtové modely všeobecné rovnováhy založené na analýze Input-Output tabulek. Tento přístup se nese v duchu zkoumání rozdílů mezi produkčními funkcemi v rozdílných odvětvích a vzájemného obchodu založeného na těchto rozdílech.

Jako příklad empirické studie lze uvést práci Robinsona (1988), jenž porovnával vliv environmentálních nákladů obchodů USA a Kanady na jejich komparativní výhodě se zbytkem světa v letech 1973, 1977, a 1982. Robinson dospěl k zjištění, že importy USA s vyššími náklady na zmírnění negativního vlivu výroby na životní prostředí vzrostly ze zbytku světa, nikoliv však z Kanady.

Jako poslední přístup Mulatu uvádí ekonometrické studie, jež se již v porovnání s předchozími dvěma snaží zahrnout více možných vlivů do modelu. Jedná se o prohloubení buď Heckscher-Ohlinova modelu zahraničního obchodu či tzv. gravity-modelu, kdy do klasického modelu je ještě přidána další proměnná postihující přísnost regulace (opět ve smyslu faktoru, který snižuje komparativní výhodu země). Ani studie zahrnuté do této oblasti nepotvrdily přísnost regulace jako výraznou determinantu čistých exportů. Mulatu uvádí jako příklad analýzu, kterou provedl Tobey (1993) dle H-O modelu v případě 5 odvětví se silným vlivem na životní prostředí v 21 státech – důležitost proměnné postihující rozdílnosti v regulaci se nepotvrdila.

Mulatu však zdůraznil, že rozdílná metodologie může značně ovlivnit výsledek analýzy – jako potvrzení uvádí práci van Beerse a van den Bergha (2000), kde byla užita stejná data jako v předchozí práci Tobeyho, ale dospělo se k odlišným výsledkům: nedůležitost vlivu regulace se potvrdila jen u dvou z 5 odvětví (průmysl chemický a strojírenský), zatímco u průmyslu těžebního a průmyslu zpracování neželezných kovů se regulace ukázala jako výrazně negativní faktor a u papírenského průmyslu jako faktor pozitivní.

6. Závěr

Tato část zprávy se zaměřila na modelování dopadů environmentální regulace na firmy. Pomocí empirického výzkumu byly odhadnuty elasticity produkčních funkcí a byla ukázána možnost mezipalivové substituce. Tyto informace mohou být dobře využitelné pro vyhodnocování scénářů environmentální regulace. Můžeme

shrnout, že nelze zamítnout hypotézu o výrazném působení cenových signálů na chování výrobců.

Dále byla diskutována světová literatura, která zhodnocovala dopady environmentální regulace na firmy. Zhodnocením zahraniční literatury je fakt, že tento vztah existuje a je pravděpodobně negativní, ačkoliv není příliš silný. Dále se ukazuje, že tzv. Porterova hypotéza patří spíše do říše zajímavých teoretických modelů, než do říše ekonomické reality. To znamená, že existuje nevyhnutelná substituce mezi ekonomickou výkonností a environmentální regulací. To samo o sobě neznámá, že by environmentální regulace byla špatná, pouze to znamená, že přínosy z této regulace musí být srovnávány s náklady takovéto regulace – neexistuje „free lunch“. Zejména to však znamená, že environmentální rétorika o „win-win“ strategii, dvojité dividendě apod., kterou používají někteří ekologičtí aktivisté, ale také bohužel někteří tzv. „výzkumníci“ a „konzultanti“, je naprosto pomýlená, to platí např. o tzv. Kokově zprávě, viz Kok (2004). Tvůrci hospodářské politiky by se takovouto rétorikou neměli dát zmást při rozhodování o environmentální regulaci. Místo hledání Lochneské příšery ve formě tzv. „win-win“ strategie nebo Porterovy hypotézy je vhodnější zaměřit na to, zda ekonomický blahobyt je nebo není přiměřená cena za nevyhnutelné poškozování životního prostředí.

V.

**Dekompoziční analýza snížení
znečištění ovzduší v České republice:
Zaměřeno na hlavní faktory působící
na změnu tlaku na životní prostředí
v období transformace**

1. Úvod

Středoevropské ekonomiky již prošly od roku 1990 dlouhou cestu od centrálně-plánovaného k tržnímu systému. Ačkoliv tranzitivní ekonomiky jsou stále materiálově a energeticky náročné, nastaly rozsáhlé strukturální změny ekonomiky a stav životního prostředí se v mnoha oblastech výrazně zlepšil.

Nabízí se řada vysvětlení, proč se kvalita životního prostředí zlepšila. Mezi nejpopulárnější patří:

- strukturální změny ekonomiky, zvláště relativní zvýšení podílu služeb v ekonomice,
- vzrůst povědomí veřejnosti o otázkách životního prostředí, který přispěl k implementování přísnější environmentální regulace,
- difúze technologií ze zahraničí,
- vnější tlaky mezinárodních institucí (např. EU) na přijetí přísnějších environmentálních standardů a regulace.

Tato vysvětlení nejsou disjunktní, a proto není jednoduché hodnotit přesnou roli každé z nich. Kromě toho jiný důležitý faktor může mít nejasný (ba i dvojnásobný) vliv: vynikajícím příkladem jsou přímé zahraniční investice. Tyto investice mohou zmenšit relativní environmentální zátěž díky difúzi technologií nebo naopak mohou zesílit tuto zátěž pomocí efektu struktury.

Porozumění podstaty a rozsahu vlivu těchto faktorů není zásadní jen pro „historické“ důvody, ale také pro formování budoucí politiky environmentální regulace. Vzhledem k faktu, že materiálová a energetická intenzita výroby v nových členských státech EU (a zvláště pak v ČR), stále zůstává poměrně vysoká v porovnání s původní EU 15, lze očekávat určité budoucí směřování politiky konvergující ke situaci v západní Evropě. Pro záměry politiky může být cenná *ex-post* analýza změny environmentální zátěže, zvláště pokud tato změna byla způsobena převážně environmentálními investicemi (veřejnými, zahraničními či firemními), přímou a nepřímou regulací nebo technologickou změnou v minulosti.

Tato kapitola se snaží o kvantitativní ohodnocení hlavních hnacích sil, které mohly být zapojené do změny environmentální zátěže v České republice během tranzitivního období, zvláště v letech 1993 až 2003. Zaměřili jsme se na makro úroveň – na celou národní ekonomiku a na vybrané odvětví. Užitím dat jsme stavili ekonometrický model, abychom rozlišili vliv ekonomických faktorů na indikátory životního prostředí.

Naším cílem je zvláště odpovědět na následující otázky:

- Pro které ekologické fenomény v ČR platí Environmentální Kuznětzova křivka (EKK)?
- Do jaké míry strukturální změny v české ekonomice vedly k poklesu v environmentální zátěži a jakou roli v tomto procesu sehrál technologický vývoj a užití faktorů?
- Jaké je kvantitativní ohodnocení efektivity environmentálních investic vztažené na hlavní ekologické indikátory?

2. Popis dat

2.1 Ekonomika a environmentální regulace

V letech 1990 – 1992 v České republice pokleslo výrazně HDP na hlavu o 12 %. Mírný ekonomický růst v letech 1993 – 96 ustal v následnou recesi v letech 1997 – 99. Dále následoval již postupný růst HDP v průměru 3 % ročně. Změny v rozsahu ekonomiky byly doprovázené výraznými změnami ve struktuře hospodářství. Pokles v průmyslové výrobě a těžebním průmyslu byl vyvážen růstem služeb, veřejného sektoru a dopravy. Změna složení nenastala jen směrem od průmyslu ke službám, ale také mezi jednotlivými výrobními odvětvími.

Zaměřme se nyní na vliv environmentální regulace na ekonomiku. Nejmarkantnějším se stal vliv na velké elektrárny, které musely splnit nově vytyčené emisní limity do konce roku 1998. Nastavení limitů mělo přímý efekt na emise vypouštěné energetickým průmyslem (OKEČ E). Dotace ze Státního fondu životního prostředí, které byly poskytovány na instalaci systémů elektrického vytápění domácnostem a malým soukromým a veřejným zdrojům v rámci Programu ochrany ovzduší v letech 1993 – 97 měly přímý vliv na emise vypouštěné domácnostmi a veřejným sektorem (OKEČ L, M, N, O nebo OKEČ 75-93), avšak měly také nepřímý vliv na spotřebu energie (OKEČ E). Ceny energií ovlivněné cenovou liberalizací těchto cen a absencí indexací daňových sazeb vzhledem ke změnám cen pohonných hmot působily na emise zvláště v sektoru dopravy (I) a domácností, ale také v sektorech náročných na pohonné hmoty (např. OKEČ G), tento efekt intensity může být vyvážen poklesem reálných cen elektřiny spotřebovávané průmyslem, zvláště pak výrobním průmyslem.

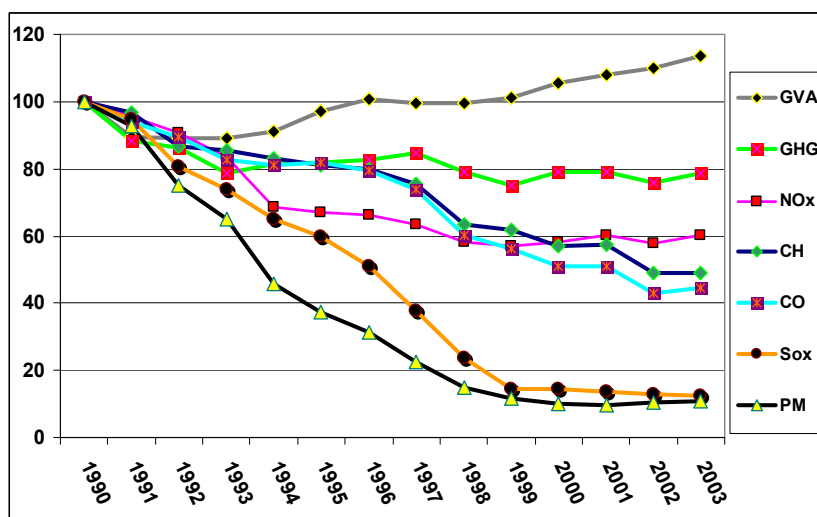
Efekt zahrnutý v regulaci kvality ovzduší může být také ohodnocen zkoumáním environmentálních investic týkajících se kvality ovzduší. Skoro 50 % z celkových environmentálních investic spojených s ochranou kvality ovzduší v rozmezí let

1994 – 99 bylo směřováno do energetického průmyslu (OKEČ E). Jeho podíl klesl na 20 % z celkových investic po navršení uzávěrky pro splnění legislativních požadavků. Velký podíl investic do ochrany ovzduší (v průměru 25 %) byl vynaložen v sektoru veřejné správy (OKEČ L).

2.2 Znečištění ovzduší a spotřeba energie

Před rokem 1990 trpělo životní prostředí na našem území zvláště v oblastech znečištění ovzduší. V období 1990 – 2003 došlo k signifikantnímu úbytku vypouštěných emisí: SO_x a tuhé částice klesly o 83 %, CO a C_xH_y klesly o více než 50 % a NO_x o okolo 40 %.

Obr. 12 Indikátory stavu znečištění ovzduší a hrubé přidané hodnoty v období 1990 – 2003 v ČR



Příspěvek jednotlivých ekonomických sektorů na snížení emisí byl různý. Emise všech klasických znečišťujících látek se snížila hlavně v oblasti energetiky; tento vývoj byl způsoben přímou direktivní regulací („command-and-control“) zavedenou v roce 1991. Tato regulace požadovala redukci velkého množství emisí vyprodukovaných ve velkých elektrárnách do konce roku 1998. Na druhé straně emise ze sektoru dopravy rostly od roku 1995. Můžeme očekávat, že efekt rozsahu a odklon způsobu dopravy od železnice k silniční dopravě přispěje k růstu hladiny emisí. Emise ze zpracovatelského průmyslu (OKEČ D) se snižovaly v celém období, kromě emisí SO_x , jejichž vývoj bychom mohli charakterizovat tvarem křivky U.

Produkce skleníkových plynů (GHG) se snížila o 20 % v letech 1990 – 93, poté jejich produkce začala růst až do recese v období 1998 – 1999. Následně v letech 2000 – 2003 byl stav emise skleníkových plynů stabilizován na 79 % z původního množství z roce 1990. Skleníkové plyny se snížily zvláště ve zpracovatelském

průmyslu pravděpodobně díky změnám ve struktuře a klesající energetické náročnosti. Emise skleníkových plynů v sektoru energetiky měla vzestupnou tendenci od roku 1993. V sektoru dopravy (podobně jako u klasických znečišťujících látek) nastal rapidní růst a následně drobný pokles v roce 2002.

Spotřeba energie se snížila v letech 1990 – 94 pravděpodobně díky strukturálním změnám a následně klesla opětovně v období recese 1997 – 99. Ekonomický růst posílil primární spotřebu energie o 2 % ročně od roku 2000. Energetická náročnost české ekonomiky měřena spotřebou energie primárních zdrojů v PJ na jednotku hrubé přidané hodnoty, i přesto, že dosud stále vysoká, poklesla o 25 % během sledovaného období 1990 – 2000. Od roku 2000 byl však tento pozitivní trend vývoje energetické náročnosti zastaven.

3. Dekompozice environmentální zátěže

Tato část je organizována následovně: nejprve definujeme kvantitativní úlohu a následně aplikujeme data.

3.1 Metodologie

Nechť W_t je environmentální indikátor (např. emise ovzduší) v čase t v národní ekonomice. Národní ekonomika je složena z množiny I různých sektorů; obecný prvek I je označen jako i . Nechť W_{it} je indikátor spojený s i -tým sektorem.

Nechť Y_t je výstup ekonomiky v čase t a Y_{it} je výstup v i -tém sektoru.

Podíly sektorů jsou definovány následovně:

$$s_{it} = \frac{Y_{it}}{Y_t},$$

kde $Y_t = \sum_{i \in I} Y_{it}$ a $\sum_{i \in I} s_{it} = 1$. Environmentální intenzita sektoru i je definována jako:

$$\alpha_{it} = \frac{W_{it}}{Y_{it}}.$$

Pak platí následující identita:

$$W_t = \sum_i \alpha_{it} s_{it} Y_t.$$

Tato identita navrhuje, že změny v indikátoru mezi roky t a $t+1$ mohou být rozděleny do následujících členů:

$$\frac{W_{t+\tau}}{W_t} = \frac{Y_{t+\tau}}{Y_t} \left(1 + \frac{\sum_{i \in I} \alpha_{it} s_{it} (\Delta_t^{t+\tau} \alpha_i)}{\sum_{i \in I} \alpha_{it} s_{it}} + \frac{\sum_{i \in I} \alpha_{it} s_{it} (\Delta_t^{t+\tau} s_i)}{\sum_{i \in I} \alpha_{it} s_{it}} + R_{it} \right). \quad (1)$$

Zde jsme použili následující operátor $\Delta_t^{t+s} x \equiv (x_{t+s} - x_t) / x_t$ zachycující procentuální změny mezi daty t a $t+s$. Tento člen (před závorkami) je nazván **efekt rozsahu**, první člen v závorce je nazván **efekt intenzity**, další člen je **efekt struktury** a poslední člen R_{it} vznikne díky interakci mezi posledními dvěma zmiňovanými efekty (pro rozumná data by tento člen měl být malý). Konkrétněji je tento člen dán následovně:

$$R_{it} = \frac{\sum_{i \in I} \alpha_{it} s_{it} (\Delta_t^{t+\tau} \alpha_i) (\Delta_t^{t+\tau} s_i)}{\sum_{i \in I} \alpha_{it} s_{it}}.$$

Rovnice (1) může být dále zjednodušena, pokud je použita následující aproximace⁴¹: $\log(1+x) \approx x$; tato aproximace je použitelná pro $|x| \leq 0.1$. Zjednodušená aproximovaná rovnice je tedy dána:

$$\Delta_t^{t+\tau} \frac{W_{t+\tau}}{W_t} \cong \Delta_t^{t+\tau} \frac{Y_{t+\tau}}{Y_t} + \frac{\sum_{i \in I} \alpha_{it} s_{it} (\Delta_t^{t+\tau} \alpha_i)}{\sum_{i \in I} \alpha_{it} s_{it}} + \frac{\sum_{i \in I} \alpha_{it} s_{it} (\Delta_t^{t+\tau} s_i)}{\sum_{i \in I} \alpha_{it} s_{it}}. \quad (2)$$

Procentuální změna environmentálního indikátoru mezi dvěma určitými daty tedy může být rozložena následovně:

- **Efekt úrovně:** *ceteris paribus* procentuální změna indikátoru je rovna procentuální změně ekonomické aktivity.
- **Efekt struktury:** změna tlaku na životní prostředí v důsledku změny struktury ekonomické aktivity, např. emise ovzduší mohou klesnou pokud je ekonomická aktivita relokovaná z těžkého průmyslu do sektoru služeb.
- **Efekt intenzity:** pokud koeficienty intenzity α_j klesnou, pak indikátor také klesne.

3.2 Výsledky pro Českou republiku

Použili jsme výše popsanou metodologii na data pro Českou republiku. Uvádíme výsledky dvou kvantitativních analýz: nejprve rozložíme českou ekonomiku na 9 obecně definovaných sektorů (zemědělství a rybolov, těžba, energetický průmysl, průmysl zpracovatelský, stavebnictví, doprava, obchod, ostatní služby a veřejné

⁴¹ Ještě konkrétněji: použijeme $\log(x_{t+1}/x^t) = \log(1+\Delta x) \approx \Delta x$.

služby) pro období 1993 až 2003. Dále jsme užili 60 odvětví (v dvojmístné nomenklatuře OKEČ) pro roky 1995 a 2003. Důvodem, proč jsme neprovedli více detailnější analýzu od počátku transformace v roce 1990, je nedostatek konzistentních ekonomických dat. Proto je čtenáři doporučeno, že výsledky před rokem 1995 by měly být brány s rezervou. Výsledky první analýzy jsou blíže popsány v Příloze 3.

Kromě emisí skleníkových plynů je efekt intenzity záporný a způsobil pokles intenzity emisí. Emise SO_x a tuhých znečišťujících látek (TZL) zaznamenal nejvíce významný efekt intenzity v období let 1997 – 2000. Pravděpodobně zde působily dva vlivy: v první řadě elektrárny měly povinnost splnit legislativní požadavky na ochranu kvality ovzduší do roku 1998, dále odhadujeme, že zde existovaly silnější pobídky k snížení nákladů v průběhu ekonomické recese v rocích 1997 – 1999.

Změny ve složení vedly ke snížení emisí ve většině roků, kromě let 1996 a 2002, kde efekt složení byl kladný. V roce 2002 kladný efekt složení nepřevážil negativní efekt intenzity, i když byl dokonce podpořen pozitivním efektem úrovně (oba efekty by *ceteris paribus* vedly k růstu emisí).

Rozložením založené na rovnici (2) může správně popsat změnu emisí na 97 % (v případě SO_x a TZL, na 95 % v případě CO a NO_x a na 91 % správně v případě C_xH_y and GHG. Zbytek je chyba aproximace, která není závažná.

4. Ekonometrická analýza intenzity emisí

Kvantitativní rozbor v třetí části identifikuje relativní důležitost efektů rozsahu, složení a intenzity. Přínosné pro celkovou analýzu bude zahrnutí rozboru hnacích sil těchto efektů.

Předně je zřejmé, že efekt složení sám osobě není dlouhodobým řešením pro environmentální hrozby: je třeba dále buď efektu intenzity či efektu rozsahu, pokud tlak ekonomické aktivity překročí asimilační schopnost přírody. Tedy tato snaha najít hybné síly stojící za těmito efekty je velmi opodstatněná. Proto se dále zaměříme zvláště na efekt intenzity.

4.1 Metodologie

Hlavním cílem je identifikovat důležité proměnné, které přispívají ke změnám intenzity emisí ve 12 sektorech českého zpracovatelského průmyslu. Z rozboru jsme vyřadili následující sektory: průmysl zpracování kůže a produktů z kůže a zpracování uhlí a rafinérských produktů. Důvodem je jejich nulová (či dokonce záporná) přidaná hodnota a investice do kapitálu v některých letech sledovaného období.

Zvláště se naše pozornost bude zaměřovat na následující hybné síly:

- Investice do ochrany přírody
- Produktivita faktorů
- Autonomní difúze technologie

Obecná forma regresního modelu je dána následovně:

$$\Delta_t^{t+1} \frac{W_{it}}{Y_{it}} = \beta_{\text{air}} \frac{I_{it}^{\text{air}}}{I_{it}} + \beta_{\text{eco}}^T \text{Productivity measures}_{it} + \beta_{\text{trend}} t + \varepsilon_{it}, \quad (3)$$

kde β je vektor neznámých parametrů, W_{jt} jsou emise sektoru j v roce t , Y_{jt} je korespondující přidaná hodnota, I_{jt} jsou celkové investice, zatímco I_{jt}^{air} jsou investice do ochrany životního prostředí týkající se kvality ovzduší. Vektor míry produktivity zahrnuje procentuální změnu různých měr produktivity faktoru ve zpracovatelském průmyslu. Zkoušeli jsme různé míry vypovídající o produktivitě, jako je produktivita práce, kapitálová výbava (měřená jako přidaná hodnota na spotřebu kapitálu) atd.

Pokud environmentální investice mají ne-nezanedbatelný vliv, můžeme očekávat záporný a signifikantní koeficient u parametru β_{air} . Předpokládáme, že autonomní technologická difúze hrála důležitou roli na začátku transformace, proto očekáváme kladné hodnoty u parametru β_{trend} : toto znamená, že pokles emisí *ceteris paribus* je slábnoucí v celém sledovaném období.

Důvodem, proč je možné se toto domnívat, je rapidní restrukturalizace českého hospodářství v období transformace. Jak tato restrukturalizace, tak nahrazování zastaralé technického vybavení novým byly postupně dokončovány, zdroj „autonomního“ technologického zlepšení byl postupně vyčerpán. Toto nastiňuje vážné implikace pro budoucí politiku: bylo by zavádějící založit budoucí předpovědi vývoje emisí na trendech emisních intenzit uplynulého období. Zvláště by bylo nerozumné se spoléhat na „autonomní“ síly technologického zlepšování, pokud by se politici přáli v budoucnu snížit intenzitu emisí.

4.2 Výsledky odhadů

Model pracuje s rozpětím dat mezi roky 1995 – 2003. Jak již bylo zmíněno, data představují panelová data jednotlivých podoborů zpracovatelského průmyslu. Byla aplikována metoda nejmenších čtverců (OLS) na ekonometrický model panelových dat s fixními efekty; Green (2003), kap. 13. Proto rovnice (3) je rozšířená o dummy-proměnné specifické pro každý subsektor. Výsledky odhadů pro jednotlivé škodliviny jsou následovné (standardní odchylky jsou v závorkách pod odhady):

$$\text{SO}_2: \Delta_t^{t+1} \frac{W_{it}}{Y_{it}} = -1.232 \frac{I_{it}^{\text{air}}}{I_{it}} - 0.846 \Delta_t^{t+1} \frac{Y_{it}}{K_{it}} + 0.033t$$

(1.318) (0.327) (0.022)

$$\text{NO}_x: \Delta_t^{t+1} \frac{W_{it}}{Y_{it}} = -1.078 \Delta_t^{t+1} \frac{Y_{it}}{K_{it}} - 0.262 \left(\Delta_t^{t+1} \frac{Y_{it}}{K_{it}} \right) \left(\Delta_t^{t+1} \frac{Y_{it}}{L_{it}} \right) + 0.011t$$

(0.441) 0.157 (0.024)

$$\text{CO:} \Delta_t^{t+1} \frac{W_{it}}{Y_{it}} = -0.380 \frac{I_{it}^{\text{air}}}{I_{it}} - 0.698 \Delta_t^{t+1} \frac{Y_{it}}{K_{it}} - 0.601 \left(\Delta_t^{t+1} \frac{Y_{it}}{K_{it}} \right) \left(\Delta_t^{t+1} \frac{Y_{it}}{L_{it}} \right) + 0.031t$$

1.118 (0.346) 1.238 (0.020)

$$\text{C}_x\text{H}_y: \Delta_t^{t+1} \frac{W_{it}}{Y_{it}} = -0.840 \Delta_t^{t+1} \frac{Y_{it}}{K_{it}} - 0.473 \left(\Delta_t^{t+1} \frac{Y_{it}}{L_{it}} \right) + 0.052t$$

(0.317) 1.130 (0.017)

$$\text{PM:} \Delta_t^{t+1} \frac{W_{it}}{Y_{it}} = -2.600 \frac{I_{it}^{\text{air}}}{I_{it}} - 2.292 \left(\Delta_t^{t+1} \frac{Y_{it}}{L_{it}} \right) + 0.034t$$

(1.490) (1.185) (0.030)

Zbývá ještě definovat následující symboly: K_{jt} je spotřeba fixního kapitálu, L_{jt} je počet zaměstnanců v sektoru j v čase t .

Interpretace výsledků odhadu je následující:

- Environmentální investice měly významný vliv na snížení tuhých znečišťujících látek. Jistý efekt lze také najít ve spojitosti s emisemi SO₂, zatímco pro emise NO_x a C_xH_y je vliv nevýznamný. Je třeba upozornit, že toto zjištění platí jen pro sektor zpracovatelského průmyslu ve sledovaném období.
- Snížení emisí je spojeno s růstem produktivity kapitálu či práce (nebo obojího). Toto implikuje, že vývoj v produktivitě faktorů v ČR byl v období transformace spíše zdrojově-šetrný („resource-saving“) než zdroje spotřebovávající („resource-using“). Toto zjištění není nijak překvapující, vzpomeneme-li si na očividnou neefektivnost centrálně plánovaných ekonomik, tento trend vlivu efektu přetrvává dokonce v době, kdy již „autonomní“ technologický vývoj nehraje takovou roli. Pro podrobnější analýzu citlivosti změn relevantních koeficientů (vytěsníme-li tento trend či nikoli) je čtenář odkázán na Přílohu 3.

- Kladný koeficient β_{trend} implikuje, že vliv technologické změny způsobené rapidní restrukturalizací hospodářství se stabilně zmenšuje s postupující transformací a s náhradou starých neefektivních kapitálových vybavení.

5. Závěr

Studie zkoumá vývoj jistých typů environmentální zátěže v České republice s důrazem na oblast znečištění ovzduší. Nejprve jsou shrnuta fakta a trendy dosaďadního vývoje, následuje kvantitativní rozbor hodnotící relativní důležitost vlivu rozsahu, složení a intenzity na znečištění ovzduší v době transformace. Naším zjištěním bylo, že ačkoli vliv efektu složení byl významný, snížení určitých škodlivin v ovzduší (zvláště SO₂ a TZL) bylo způsobeno signifikantním úbytkem v intenzitě emisí. Tato redukce škodlivin byla (přinejmenším v sektoru energetiky) způsobena environmentální regulací.

Dále studie přináší ekonometrický rozbor snažící se vysvětlit efekt intesity. Tento rozbor odhaluje, že environmentální investice ve zpracovatelském průmyslu hrály pouze limitovaný vliv a jen v určitých odvětvích. Na druhé straně, nejvýznamnější vliv měla produktivita faktorů, která svědčí o faktu, že růst produktivity v České republice byl spíše zdroje-šetřící nežli zdroje-užívající. Posledním zjištěním je, že potenciál technologické difúze nebo „autonomního“ technologického vývoje na snižování environmentální zátěže byl již v České republice skoro vyčerpán.

Naše práce představuje první snahu o testování Environmentální Kuznětzovy křivky pro Českou republiku. Rádi bychom podotkli, že se nejedná o vyčerpávající a dokonalý rozbor. Avšak je plánován další výzkum v této oblasti. Je možné uvažovat o několika možných směrech dalšího vývoje v této oblasti zkoumání: V první řadě do konce roku 2006 se plánuje provedení podrobnější analýzy, kdy by již měly být zpřístupněny Českým statistickým úřadem konzistentní časové řady pokrývající období 1990 – 94.

Za druhé, díky prodlouženým časovým řadám budou moci být emise skleníkových plynů re-alokovány do dvoumístného rozdělení OKEČ. Současným omezením je, že data za spotřebu energie za jednotlivé sektory průmyslu jsou, dle našeho průzkumu, dostupná jen pro roky 1998 – 2003. Pro naše další ekonometrické odhady změn hladin emisí tedy plánujeme provést odhad spotřeby energie pro období 1995 – 97, to se zvláště týká emisí skleníkových plynů.

Za třetí, pro další výzkum máme v úmyslu použitý explanatorní model vylepšit a rozšířit, např. o testování vlivu: i) toků přímých zahraničních investic na hladinu emisí za účelem testování hypotézy *ráje znečišťovatelů* či hypotézy *halo efektu* pro případ České republiky, ii) spotřeby energie jednotlivých sektorů a v poslední řadě

iii) environmentálních investic veřejného sektoru. Není pochyb, že zde existuje další omezení v přístupu naší analýzy zaměřující se na užití environmentálních investice spíše než na služby poskytované těmito investicemi. Analýzy by tak mohly být raději postavené (místo na údajích o hrubé tvorbě fixního kapitálu) na údajích z modelování spotřeby environmentálního fixního kapitálu nebo toku služeb poskytovaných akumulací environmentálního kapitálu.

Čtvrtým možným vylepšením je použití našeho modelu představeného v Oddíle 4 pro další oblasti jako je průmysl energetický, doprava, obchod a služby. Zde je možné testovat různé proměnné a modely na sobě nezávislé. Za páté, naše analýza může být rozšířena o další nové problémy spojené se stavem životního prostředí. Zde se nabízí možnost statisticky a ekonometricky vysvětlovat změny v materiálových tocích jako jsou indikátory přímých materiálových vstupů, přímá spotřeba materiálů či celkových materiálových nároků, další možností je také sledovat změny v oblasti znečištění vod a zpracování odpadů. Výsledky zde uvedeného statistického a ekonometrického rozboru mohou být dále užitečné pro hodnocení možných vlivů na životní prostředí způsobených regulací, hospodářskými cykly či jakýmkoli exogenními změnami, které nejsou nutně spojeny s fenoménem transformace hospodářství.

VI.
**Analýza dopadů obchodní politiky
na životní prostředí**

1. Úvod

Cílem této části závěrečné zprávy je analyzovat vliv obchodní politiky na zahraniční obchod ČR s environmentálním zbožím včetně vlivu WTO. Výstupem je zaměřen na analýzu změn celních sazeb „environmentálního“ zboží v ČR v letech 1993 – 2002.

2. Liberalizace mezinárodního obchodu a ochrana životního prostředí; analýza celních sazeb „environmentálního zboží“ v ČR v letech 1993 – 2002

Jedním z dílčích témat mnohostranných obchodních jednání Světové obchodní organizace /WTO/ o další liberalizaci mezinárodního obchodu se stala i diskuse o možnostech další liberalizace obchodu s tzv. „environmentálním zbožím“. Mandát k těmto negociacím vyplývá z ministerské deklarace z Doha, která v paragrafu 31 (iii) hovoří o „snížení anebo – je-li to vhodné – o eliminaci celních tarifů a netaarifních bariér u environmentálního zboží“. „Environmentální zboží“ není však dosud mezinárodně definovanou kategorií zboží a není blíže definováno ani v Doha deklaraci. Proto byly negotiátoři postaveni před úkol vytvořit seznam EZ, jehož obchod by byl pomocí celních sazeb podporován. Do současné doby bylo vytvořeno několik „seznamů“ EZ, především v OECD a Eurostatu, APEC a jiných organizacích. Své návrhy na seznam EZ předložilo též několik zemí. Tyto snahy však naráží na několik nedořešených metodologických problémů. Jde především o:

- víceúčelové užití některého environmentálního zboží, z nichž ne všechna je možno označit za environmentální,
- mnohá zařízení na ochranu životního prostředí jsou integrální součástí většího nedělitelného technologického celku,
- otázku zda brát při klasifikaci environmentálního zboží v úvahu jakým způsobem či metodami byl daný produkt vyroben či zpracován /event. těžen či sklízen/⁴². Respektování PPMs naráží na pravidla WTO, která nepřipouští jakoukoliv diskriminaci mezi „shodnými“ produkty podle environmentální šetrnosti jejich výroby, pokud nemodifikuje výsledný produkt,
- problém zda mají být součástí seznamu environmentálního zboží produkty charakterizované vyšší ekologickou šetrností.

⁴² Jde o tzv. PPMs – process and production methods – výrobní a zpracovatelské metody.

Stejně jako není dosud definitivně odsouhlasen seznam environmentálního zboží, není ani shoda na dalším postupu pokud jde o celní sazby. Celní sazby jsou založeny na Harmonizovaném systému /Harmonized Commodity Description and Coding System Tariff Nomenclature/ V 6-ti místné úrovni je HS kód shodný pro všechny členské země WTO. Teprve od této úrovně mohou jednotlivé země zvolit své vlastní kódy /na tzv. ex heading products/. V současném HS systému neexistuje samostatná kapitola pro „environmentální zboží“ jako je tomu např. pro bavlněné produkty aj. Alternativa, že by EZ získalo tento separátní statut a byl v tomto smyslu doplněn HS systém, není příliš pravděpodobná. Jinou možností je harmonizace „ex heading“ označení v národních celních nomenklaturách.

Přes výše uvedené metodologické problémy a otevřené otázky byla zpracována **analýza celních sazeb environmentálního zboží v České republice**⁴³, jejíž cílem je rozšířit spektrum informací, které mohou být zvažovány při vytváření pozice ČR při vyjednávání o této otázce.

Základem analýzy se stal „seznam environmentálního zboží“, doplněný o HS kódy, vypracovaný odborníky z OECD a Eurostatu⁴⁴. Ani tento relativně obsáhlý seznam EZ není však vyčerpávající, protože mnohé EZ nemá ekvivalent v číselném kódu HS systému. Položky EZ jsou strukturovány do tří hlavních oddílů:

Část A – řízení znečištění, pod níž spadá zboží, sloužící ke:

- kontrole znečištění ovzduší /a1/,
- hospodaření s odpadními vodami /a2/,
- nakládání s tuhým odpadem /a3/,
- k sanaci a čištění /a4/,
- snížení hluku a vibrací /a5/
- k environmentálnímu monitoringu, analýzám a hodnocení /a6/.

Část B – čistší technologie a produkty zahrnuje pouze tři druhy zboží

Část C – řízení zdrojů obsahuje odpovídající tarifní položky v části:

- zásobování vodou /c2/
- zboží pro elektrárny z obnovitelných zdrojů /c4/

⁴³ V rámci grantu GA AV ČR „Hodnocení dopadu zahraničně obchodní politiky České republiky na životní prostředí“, reg. č. A7085201.

⁴⁴ Viz „Environmental Goods: Illustrative Categories with Harmonised Commodity Description and Coding System /HS/Product Codes and Tariffs“, in: *Environmental Goods and Services, The benefit of further global trade liberalisation*, OECD, Paris 2001.

- zboží vedoucí k úsporám energie a tepla /c5/.
- Pod každou skupinu jsou podřazeny konkrétní produkty s HS kódem /celkem 161 položek/.

Analýza celního zatížení environmentálního zboží v České republice.

Dosažený stupeň liberalizace obchodu s environmentálním zbožím v České republice je charakterizován pomocí několika ukazatelů.

Prvním z nich je **podíl vázaných celních tarifů environmentálního zboží** na celkovém počtu jeho tarifních položek. Česká republika (stejně jako např. USA a EU) patří mezi státy, které přijaly u všech tarifních položek průmyslového zboží vázané tarify (tj. smluvní celní sazby). Stejnou politiku přijala z tranzitivních ekonomik ještě Slovenská republika, podíl vázaných tarifních položek na celkovém počtu tarifních položek průmyslového zboží je jen o málo nižší v Polsku (95,8 %) a Maďarsku (95,4 %). Naopak pro většinu rozvojových zemí je charakteristický nízký podíl vázaných tarifních položek průmyslového zboží (např. Srí Lanka 8 %, Kamerun 0,10 % /podle Market Access, 2001, str. 8/).

Závazky, které Česká republika přijala v oblasti vázaných celních tarifů na průmyslové výrobky se v plné míře odrážejí i v analýze environmentálního zboží.

Tab. 23 Podíl vázaných tarifních položek environmentálního zboží v ČR

Počet tarifních položek environmentálního zboží	Počet tarifních položek EZ	Podíl vázaných tarif. pol. na celk. počtu položek EZ
Environmentální zboží celkem	161	100 %
Z toho zboží ke:		
A1 kontrole znečištění ovzduší	27	100 %
A2 hospodaření s odpadními vodami	68	100 %
A3 nakládání s tuhým odpadem	19	100 %
A4 sanaci a čištění	3	100 %
A5 omezení hluku a vibrací	3	100 %
A6 environ. monitoringu, analýzám aj.	21	100 %
B, C ostatní	20	100 %

Všechny tarifní položky environmentálního zboží mají v ČR vázané celní tarify. Jejich další charakteristikou je, že jsou vázány na aplikované MFN sazbě. To významně zvyšuje transparentnost obchodních operací pro všechny potenciální exportéry tohoto typu zboží.

Za významný indikátor otevřenosti země obchodu bývá často považován **podíl bezcelních tarifních položek** na celkovém počtu položek průmyslového zboží. Tento ukazatel se ve vyspělých zemích pohybuje v poměrně širokém rozpětí (např. Švýcarsko 17,2 %, EU 26,9 %, USA 39,4 % Japonsko 47,4 %). Z tranzitivních

ekonomik je nejvíce otevřena mezinárodnímu obchodu průmyslovými výrobky – měřenou tímto ukazatelem – Česká republika a Slovenská republika (14,0 %), s malým odstupem následována Maďarskem (10,4 %). Naopak Polsko se obchodu průmyslovým zbožím otevřelo velmi málo (2,2 %). Na druhé straně všechny země Latinské Ameriky (mimo Brazílii) mají tento podíl nulový.

Tabulka 24 podává informaci o podílu bezcelních tarifních položek na celkovém počtu tarifních položek environmentálního zboží v České republice /2003/.

Tab. 24 Podíl bezcelních tarifních položek environmentálního zboží v ČR

Počet tarifních položek environ. zboží	Bezcelní vázané počet	Bezcelní vázané %	Bezcelní nevázané počet	Bezcelní nevázané %
Environ. zboží celkem /161/	19	11,8	/	/
Z toho zboží ke:				
A1 kontrole znečištění ovzduší /27/	1	3,7	/	/
A2 hospodaření s odpad. vodami /68/	6	8,8	/	/
A3 nakládání s tuhým odpadem /19/	/	/	/	/
A4 sanaci a čištění /3/	/	/	/	/
A5 omezení hluku a vibrací /3/	/	/	/	/
A6 environ. monitoring, analýzy /21/	8	38,1	/	/
B, C – ostatní /20/	4	20,0	/	/

Propočteno na základě údajů generálního ředitelství cel ČR /bezcelní nevázané tarify se v ČR nevyužívají/.

Z údajů tabulky vyplývá, že podíl bezcelních tarifních položek na celkovém počtu tarifních položek environmentálního zboží je v České republice téměř 12-ti procentní. Česká republika je ve sféře environmentálního zboží nejvíce otevřena dovozům přístrojů pro monitorování stavu životního prostředí /jde např. o přístroje pro měření kapalin a plynů, chromatografy, spektrometry, přístroje pro fyzikální a chemickou analýzu, optické přístroje aj./.

Míra otevřenosti České republiky dovozům environmentálního zboží – měřena tímto ukazatelem – je téměř 4× vyšší než obdobný ukazatel za EU (3,2 %) a blíží se stejnému ukazateli pro Kanadu (13,7 %). Naopak je téměř třikrát menší než obdobný ukazatel pro USA (34,7 %)⁴⁵.

Za další charakteristiku, vypovídající o celkové úrovni tarifní ochrany v oblasti environmentálního zboží, je možno pokládat **průměr vázaných celních tarifů na**

⁴⁵ Údaje za EU, USA a Kanadu byly propočteny na základě údajů z přílohy 3 „Bound and applied tariffs on environmental goods in 14 markets“, která vychází z databáze tarifů UNCTAD a WTO. In: *Environmental Goods and Services /The Benefits of further global trade liberalisation/, OECD 2001, str. 77 a násl.*

environmentální zboží a jeho jednotlivé podskupiny. Přestože existuje několik klasických postupů jak při výpočtu průměru přiřadit celním tarifům odpovídající „váhu“, byl v následující tabulce zvolen jednoduchý průměr vázaných tarifů. Ten připisuje každé tarifní položce environmentálního zboží stejnou váhu a nevyžaduje tudíž další údaje ze sféry obchodu či výroby. Důvodem pro volbu jednoduchého průměru vázaných tarifů byla možnost srovnání s některými dalšími disponibilními údaji.

Tab. 25 Jednoduchý průměr vázaných tarifů u environmentálního zboží (rok 2003)

Zboží	%
Environmentální zboží celkem	4,0
Z toho zboží pro:	
A1 kontrolu znečištění ovzduší	3,6
A2 hospodaření s odpadními vodami	3,9
A3 nakládání s tuhým odpadem	4,4
A4 sanaci a čištění	2,9
A5 snížení hluku a vibrací	4,0
A6 environmentální monitoring, analýzy...	1,4
B, C – ostatní zboží	7,1

Jednoduchý průměr vázaných tarifů pro environmentální zboží v ČR činí 4,0 %. Nejvyspělejší země QUAD (tj. Kanada, EU, Japonsko a USA) mají tento ukazatel nižší (2,5 %). Pro ilustraci je účelné uvést, že např. u vybrané skupiny rozvojových zemí (Argentina, Brazílie, Chile, Malajsie, Indie, Indonésie a Thajsko) dosahuje průměr tarifů pro environmentální zboží 28,7 %.

Ukazatele průměrných vázaných tarifů pro jednotlivé skupiny environmentálního zboží je možné využít též pro ilustraci postupné liberalizace obchodu na tomto speciálním segmentu trhu. Vypovídá o ni snížení průměrného tarifního zatížení environmentálního zboží mezi rokem 1996 a koncem Uruguayského kola obchodních jednání. Následující tabulka srovnává toto snížení v nejvyspělejších zemích QUAD a v České republice.

Tab. 26 Srovnání průměrných tarifů pro environmentální zboží ve vyspělých zemích (QUAD) a České republice (ad valorem, v %)

	QUAD	QUAD	ČR	ČR
	Vázaný tarif, konec UK	Aplikovaný tarif, MFN 1996	Vázaný tarif, konec UK	Aplik. Tarif, MFN 1996
Environmentální zboží celkem	2,5	3,4	4,0	5,5
Z toho zboží ke:				
A1 kontrole znečištění ovzduší	2,0	2,4	3,6	4,6
A2 hospodaření s odpad. vodami	2,6	3,2	3,9	4,8
A3 nakládání s tuhým odpadem	3,0	4,0	4,4	5,6
A4 sanaci a čištění	2,6	3,0	2,9	3,7
A5 snížení hluku a vibrací	2,0	2,1	4,0	5,0
A6 envir. monitoringu, analýzám	1,4	2,5	1,4	2,9
B, C ostatní	3,0	4,1	7,1	9,3

QUAD: Kanada, Evropská unie, Japonsko a USA

Prameny: za QUAD země údaje převzaty z Market Access, 2001, za ČR propočty na základě údajů Generálního ředitelství cel.

Údaje v tabulce 25 dokládají, že průměr celních tarifů pro environmentální zboží poklesl v nejvyspělejších zemích (QUAD) na konci Uruguayského kola obchodních jednání o 40 %, v České republice pouze o cca 28 %.

Srovnáme-li průměrný vázaný tarif na environmentální zboží (4,0) s obdobným ukazatelem pro průmyslové zboží (v ČR 4,3), jde v podstatě o zanedbatelný rozdíl. Přitom průměrem vázaných tarifů pro průmyslové zboží se Česká republika (stejně jako Slovenská republika) nejvíce přibližuje hodnotě tohoto ukazatele v EU (4,1). Další tranzitivní ekonomiky mají průměr vázaných tarifů pro průmyslové výrobky podstatně vyšší (např. Maďarsko 7,4, Polsko 10,4, Rumunsko dokonce 30,8). Vysoký průměr vázaných tarifů pro průmyslové zboží je charakteristický pro mnoho rozvojových zemí (např. Indie 58,7 %).

Průměrné tarify na průmyslové zboží se v jednotlivých zemích výrazně liší podle kategorií průmyslového zboží (ve většině zemí, včetně ČR, dosahuje nejvyšších hodnot u „textilu a ošacení“).

Tarifní zatížení environmentálního zboží je možno zkoumat též z hlediska **rozptylu tarifů (tarifní disperze)**. Obecně platí, že pokud mají tarify značný rozptyl – to znamená, že v jejich struktuře je jak velký počet tarifních vrcholů, tak velmi nízké hodnoty, ekonomická neefektivnost tarifního režimu se zvyšuje. Relativně jednotná struktura tarifů je transparentnější a z administrativního hlediska lépe zvládnutelná a vytváří též menší prostor pro eskalaci tarifů.

Tarifní disperzi je možno vyjádřit několika způsoby. Prvním je propočítání tzv. směrodatné odchyly (standard deviation). Jde o absolutní rozptyl úrovně tarifů kolem jejich průměrné hodnoty⁴⁶. Jinými slovy, směrodatná odchylnka vypovídá o tom, jak jsou jednotlivé celní tarify environmentálního zboží „rozloženy“ ve vztahu k průměru. Čím je směrodatná odchylnka menší, tím je možno pokládat průměr za více reprezentativní charakteristiku.

Tab. 27 Směrodatná odchylnka u vázaných celních tarifů environmentálního zboží v ČR

	Směrodatná odchylnka	Směrodatná odchylnka bez extrémní hodnoty
Environmentální zboží celkem	6,08	1,93
Z toho zboží pro:		
A1 kontrolu znečištění ovzduší	1,42	
A2 hospodaření s odpadními vodami	1,81	
A3 nakládání s tuhým odpadem	1,29	
A4 sanaci a čištění	1,38	
A5 snížení hluku a vibrací	0,85	
A6 environmentální monitoring	1,29	
B, C ostatní	16,21	2,57

Mezi celními tarify na environmentální zboží v ČR figuruje jedna ojedinělá a zcela extrémní hodnota (77 % clo na nededenaturovaný ethylalkohol s obsahem alkoholu 80 % a více). Ta ve velké míře ovlivňuje výši směrodatné odchyly v části „ostatní“ i odchylnku celkovou. Proto je v těchto dvou případech variantně propočtena též směrodatná odchylnka s vyloučením této extrémní položky. Za tohoto předpokladu je směrodatná odchylnka – vzhledem k velikosti testovaných hodnot – velmi malá. Nicméně, propočítání směrodatné odchyly potvrzuje vysokou míru reprezentativnosti průměrů u nejfrekventovanějších položek environmentálního zboží (1 – a5).

Dalším indikátorem rozptylu tarifů, který je možno při analýze environmentálního zboží využít, je výskyt tzv. „tarifních vrcholů“. Tarifními vrcholy rozumíme tarify, které překročí zvolenou referenční úroveň. Materiály OECD rozlišují „národní vrcholy“, kde je referenční úroveň trojnásobek národního průměrného tarifu a „mezinárodní vrchol“, kde je referenční úroveň 15 %⁴⁷.

Propočítání rozptylu tarifů environmentálního zboží v ČR na základě „národního“ a „mezinárodního“ vrcholu, uvádí následující tabulka.

⁴⁶ Směrodatná odchylnka je druhou odmocninou rozptylu, přičemž rozptyl je aritmetický průměr druhých mocnin odchylek hodnot znaku od aritmetického průměru.

⁴⁷ Některé jiné studie pracují s referenční úrovní 10 %, jiné dokonce s 20%-ní úrovní.

Tab. 28 Rozptyl tarifů u environmentálního zboží v ČR (rok 2003)

Počet tarifních položek environmentálního zboží	3× průměr	Počet tarifních položek s clem větším než je 3× průměru	Počet tarif. Položek s clem vyšším než 15 %
Environmentální zboží celkem /161/	12,0	1	1
Z toho zboží k:			
A1 kontrole znečištění ovzduší /27/	10,8	0	0
A2 hospodaření s odp.vodami /69/	11,7	0	0
A3 nakládání s tuhým odpadem /19/	13,2	0	0
A4 sanaci a čištění /3/	8,7	0	0
A5 snížení hluku a vibrací /3/	12,0	0	0
A6 environmentální monitoring /21/	4,2	0	0
B, C ostatní /20/	21,3	1	1

Rozptyl celních tarifů u environmentálního zboží v ČR, hodnocený výše uvedenými ukazateli, je minimální (podíl položek převyšujících národní či mezinárodní vrchol na celkovém počtu tarifních položek environmentálního zboží je v obou případech 0,6 %). Jediným vybočením je již zmíněná tarifní položka „Ethylalkohol“ se sazbou 77 % (v r. 1996 byla její sazba dokonce 86,1 %). Jinak je v r. 2003 nejvyšší celní tarif u environmentálního zboží 9 % (pouze u jedné tarifní položky), do intervalu mezi 6-7 % spadá 15 tarifních položek. Naprostá většina tarifních položek environmentálního zboží má však celní sazbu do 5 %.

Pro srovnání se nabízí pouze obdobné ukazatele propočtené pro průmyslové výrobky. Podle studie WTO je podíl tarifních položek s clem větším než je trojnásobek průměru v ČR 1,2 (v EU 2,6, v USA 7,5). Podíl tarifních položek s clem vyšším než 15 % činí v ČR 0,9 (v EU 1,5, v USA 3,5). Na tarifní disperzi se značnou měrou spolupodílí rozdílné tarify mezi hlavními kategoriemi průmyslových výrobků. V ekonomicky nejvyspělejších zemích jsou např. průměrné vázané tarify na textil a ošacení podstatně vyšší než tarify pro ostatní kategorie, což ve svém důsledku zvyšuje stupeň rozptylu tarifů. Česká republika vykazuje nejvyšší hodnotu tarifu u průmyslových výrobků (stejně jako ostatní tranzitivní ekonomiky) u „transportního zařízení“ (12,3 %), u žádné další kategorie však tento podíl nepřesahuje 3 %.

Tarifní zatížení průmyslových výrobků je možno analyzovat též z hlediska **eskalice tarifů**. Tarify eskalují, pokud se stupněm zpracování rostou, resp. pokud jsou pro polotovary a finální produkty stanoveny na vyšší úrovni než pro nezpracované produkty a suroviny. K tomuto typu analýzy se obvykle využívají údaje o nominálních tarifech jednotlivých zemí seskupených podle stádií zpracování, které dokumentují změny tarifů ve výrobním řetězci.

Pro přiblížení dané problematiky uvádíme průměrné tarify a směrodatnou odchylku podle tří stádií zpracování průmyslových výrobků v ČR a dvou dalších tranzitivních ekonomikách ve srovnání s EU, USA a Indií jako reprezentantem rozvojových zemí. Čím menší je u jednotlivých zemí směrodatná odchylka, tím je vypovídací hodnota průměrné celní sazby, charakterizující stádía zpracování, vyšší.

Tab. 29 Průměrný tarif na průmyslové výrobky podle stupně zpracování

Dovozní trhy	Stupeň zpracování	Průměrné celní tarify	Směrodatná odchylka
Česká republika	Suroviny	0,9	2,9
	Polotovary	4,2	2,5
	Finální produkty	4,9	3,2
Polsko	Suroviny	6,2	8,4
	Polotovary	9,3	2,7
	Finální produkty	11,6	5,4
Maďarsko	Suroviny	5,3	6,4
	Polotovary	5,4	3,6
	Finální produkty	8,9	5,8
Evropská unie	Suroviny	5,1	6,7
	Polotovary	4,0	3,2
	Finální produkty	4,0	4,0
Spojené státy	Suroviny	0,8	2,2
	Polotovary	4,1	4,2
	Finální produkty	4,1	6,5
Indie	Suroviny	41,3	14,7
	Polotovary	52,4	30,2
	Finální produkty	65,1	35,3

Pramen: Market Access: Unfinished Business, Post-Uruguay Round Inventory and Issues, Special Studies 6, World Trade Organization 2001

Jak dokládají podrobnější analýzy WTO, eskalace tarifů se mezi jednotlivými zeměmi značně liší⁴⁸. Z údajů uvedených v tabulce 31 vykazují de-eskalaci pouze tarify v EU, v USA se výrazně zvyšují tarify pouze mezi surovinami a polotovary. Česká republika, Polsko i Maďarsko vykazují eskalaci tarifů u obou stupňů zpracování, přičemž relativně nižší eskalaci tarifů má Maďarsko.

O dopadu eskalace tarifů na ochranu životního prostředí, resp. v širším kontextu na principy udržitelného rozvoje, je v současné době vedena diskuse, iniciovaná především rozvojovými zeměmi. Ty opakovaně namítají, že důraz kladený v rámci mnohostranných obchodních jednání na snížení tarifů odvrací pozornost právě od eskalace tarifů, zabudované v tarifní struktuře vyspělých zemí.

Pomiňme v tuto chvíli teoretické argumenty, podle nichž eskalace tarifů brání specializaci dané země podle přirozených komparativních výhod. V této logice vede tarif jako takový k distorzi globální alokace zdrojů (k tzv. „second-best“ alokaci) a eskalace tarifů tuto distorzi dále umocňuje (vede k „third-best“ alokaci).

⁴⁸ *Hlubší analýza podle jednotlivých výrobních kategorií dokládá, že některé kategorie výrobků jsou charakterizovány vysokým stupněm eskalace tarifů dokonce i v těch zemích, kde celková tarifní struktura vykazuje malou nebo žádnou eskalaci. Platí to zejména pro textilní a oděvní výrobky a pro kůži a kožené výrobky, kde dochází k eskalaci tarifů ve všech stádiích zpracování ve většině zemí, především v EU a Japonsku.*

V logice úvah rozvojových zemí⁴⁹ chrání eskalace tarifů zpracovatelský průmysl v importujících zemích a vede k tomu, že země vyvážející nezpracované produkty a suroviny stále obtížněji diverzifikují svou výrobu směrem k vyšším stádiím zpracování. Protože komparativní výhodu v produkci surovin, která značně zatěžuje životní prostředí, mají především rozvojové země, vytváří eskalace tarifů uplatňovaná vyspělými zeměmi vážnou překážku pro jejich industrializaci. Redistribuce zpracovatelských aktivit mezi zeměmi, vyvolaná eskalací tarifů, vede k neoptimální míře čerpání omezených přírodních zdrojů a k rostoucí degradaci životního prostředí. Eskalace tarifů nutí rozvojové země – pokud si chtějí zachovat výnosy ze zahraniční směny – dále rozšiřovat „output“ primárních surovin. To postupně vede k takovému čerpání přírodních zdrojů, které převyšuje míru regenerace obnovitelných zdrojů a asimilační kapacitu přírodního prostředí a může potenciálně narušovat nejenom ekologickou rovnováhu regionu, ale omezit i možnosti budoucích generací uspokojovat své potřeby. Je tudíž v přímém rozporu s principy udržitelného rozvoje. Nižší příjmy ze zahraniční směny dále snižují objem finančních prostředků, které mohou rozvojové země vložit do ochrany životního prostředí. Odstraněním eskalace tarifů by se zvýšil tlak na rozvojové země – jako dodavatele surovin – přesunout produkci k vyšším stupňům zpracování. To by vedlo k omezení čerpání surovin alespoň v tom rozsahu, v němž je přidaná hodnota ze zpracovatelských aktivit vyšší než z primární produkce.

Za diskutabilní je možno pokládat především argument rozvojových zemí, že na rozdíl od zpracování primárních surovin ve vyspělých zemích, založeném na technologiích náročných na kapitál, by zpracovatelské technologie rozvojových zemí – náročné spíše na pracovní sílu – byly k životnímu prostředí šetrnější.

Hypotéza, že odstranění eskalace tarifů přinese přímý environmentální efekt se odvozuje z předpokladu, že v přepočtu na peněžní jednotky je degradace životního prostředí spjatá s výrobou primárních produktů větší než negativní environmentální dopady dalších fází zpracování. Jak dokládá především studie OECD⁵⁰, tento předpoklad není doložen empirickými analýzami a je závislý na velkém počtu faktorů. Není pochyb o tom, že výrazné snížení produkce surovin, jejichž těžba působí závažné ekologické škody (odlesnění, půdní eroze, ničení přirozených stanovišť vzácné fauny aj.) zatížení životního prostředí sníží. Primární produkce navíc snižuje „dlouhodobou udržitelnost“ zdrojové báze. Kvantifikace těchto dopadů je však velmi obtížná a to jak pro nedostatek vstupních údajů (např. snížení biodiverzity), tak pro absenci obecně přijatých metodologických postupů jak dané kvantifikace provést. Na druhé straně omezení dopadů zpracovatelských aktivit, tj. snížení emisí, je v mnoha případech závislé na zavedení finančně náročných výrobních technologií a čistících zařízení. Přesun zpracovatelských aktivit do

⁴⁹ Viz např. „*Tarif Escalation – A Tax on Sustainability*“, *CUTS Briefing Paper, No. 1, January 1998*.

⁵⁰ Viz např. „*Tariff Escalation and Environment*“, *OECD, Paris, 1996*.

chudších rozvojových zemí by mohl vést k technicky méně efektivnímu zpracování, které by vyžadovalo více surovin a materiálů na jednotku finálního produktu.

Při posuzování vlivu eskalace tarifů na rozvoj zpracovatelského průmyslu rozvojových zemí je nutno brát v úvahu mnohem širší rejstřík vlivů, a to od konkrétních opatření hospodářské a ekologické politiky až po rozdílné charakteristiky jednotlivých komodit⁵¹. Součástí úvah musí být též analýza netarifních bariér obchodu, které ovlivňují jednotlivé sektory velmi diferencovaně.

Eskalace tarifů může však hrát významnou roli v sektorech, kde dosahují rozdíly v celních tarifech v závislosti na stupni zpracování nejvyšších hodnot.

3. Závěr

Vysokou míru otevřenosti České republiky při dovozu environmentálního zboží dokládají následující charakteristiky:

- všechny tarifní položky environmentálního zboží v České republice mají vázané celní tarify /na úrovni aplikované MFN sazby/,
- podíl bezcelních tarifních položek environmentálního zboží na celkovém počtu těchto položek je 11,8 % (míra otevřenosti ČR dovozům environmentálního zboží – měřena tímto ukazatelem – je 4× vyšší než v EU),
- jednoduchý průměr vázaných celních sazeb environmentálního zboží v ČR je 4,0, oproti r. 1996 se tento ukazatel snížil o 28 %,
- směrodatná odchylka u vázaných celních sazeb environmentálního zboží v ČR činí 6,08, její hodnotu však vychyluje pouze jedna extrémní celní sazba (77 %), po vyloučení této extrémní hodnoty činí 1,93,
- rozptyl tarifů u environmentálního zboží, měřený podílem tarifních položek se clem větším než je trojnásobek průměru /tzv. „national peak“/ a clem vyšším než 15 % /tzv. „international peak“/, je minimální (podíl je v obou případech 0,6),
- naprostá většina položek environmentálního zboží v ČR má celní sazbu do 5 %,
- průměrné celní sazby průmyslových výrobků v ČR eskalují se stupněm zpracování, přičemž míra eskalace je vyšší mezi surovinami a polotovary než mezi polotovary a finálními produkty.

⁵¹ Některé komodity /např. hliník/ vyžadují ke svému zpracování blízkost dostatečných zdrojů energie, jiné komodity jsou obtížně transportovatelné a je proto racionální zpracovávat je co nejbliže místa jejich budoucí spotřeby /dřevo – nábytek/.

VII.
Makroekonomické modelování
dopadů opatření politiky
životního prostředí

1. Úvod

Tato část zprávy se týká národohospodářského modelu pro vyhodnocování dopadů environmentální regulace. Text je členěn následovně: první část diskutuje možné přístupy a typy modelů k formální analýze dopadů environmentální regulace na ekonomiku a diskutuje, do které skupiny patří představovaný model. Druhá část shrnuje dosažené poznání v této oblasti a následně motivaci modelových simulací. Třetí část popisuje strukturu modelu. Čtvrtá část představuje výstupy simulací. Závěrečná část zevšeobecňuje závěry ze simulací s tímto modelem a podává komparaci výstupů tohoto modelu s jinými modely a z výsledů vyvozuje politicko-hospodářské implikace.

2. Přístupy k modelování národohospodářských dopadů environmentální regulace

Existuje mnoho přístupů k modelování makroekonomických dopadů environmentální regulace. Pokud se omezíme na modely, jež pracují v kontextu všeobecné rovnováhy, je možné rozčlenit tři základní kategorie.

Pokud je cílem vyhodnocení krátkodobých dopadů, je možné ignorovat střednědobé přizpůsobovací mechanismy hlavních stavových veličin (zásoby kapitálu, vnější pozice ekonomiky, vládního dluhu). Potom lze použít analýzu založenou na input/output tabulkách s vybraným ad-hoc specifikovaným dynamickým mechanismem pro hlavní vývoj stavových veličin. Tato analýza umožňuje predikovat krátkodobé dopady opatření hospodářské politiky, resp. exogenních šoků, na jednotlivé sektory a jednotlivé typy domácností v ekonomice. Tím, že input/output tabulky zahrnují vztahy mezi jednotlivými sektory národního hospodářství, umožňují zahrnout do analýzy nejenom přímé dopady na tyto sektory (např. ve formě zdanění určitého vstupu), ale i dopady „druhého řádu“ mezi jednotlivými sektory.

Při modelování střednědobých dopadů se uplatňuje makroekonomické modelování. Pro tento typ modelování je nutné na základě ekonomické teorie stanovit předpoklady o působení dynamických mechanismů, jež určují vývoj stavových veličin. V současné době jsou standardním nástrojem dynamické modely všeobecné rovnováhy, u kterých se předpokládá, že ekonomické subjekty jsou schopny mezikasové maximalizace ve formě rozhodování o investičních aktivitách (firmy) nebo vyhlazování spotřeby (domácnosti). Tento předpoklad ukotvuje dynamiku modelů. Právě model, který představujeme v této studii, patří – v souladu se zadáním projektu – do této kategorie modelů.

Dlouhodobé modelování se zaměřuje zejména na endogenizaci mechanismů, které jsou ve standardním makroekonomickém modelování chápány jako exogenní. Jedná se zejména o modelování indukovaného technologického pokroku (Nordhaus, Boyer 200, Popp 2004). Dnes již standardním nástrojem takového modelování jsou tzv. modely integrovaného zhodnocení (dále jen IAM z anglického *integrated assessment models*). Tyto modely tvoří zadání výzkumného projektu. Podle znalostí řešitelského týmu nebyly v České republice rozpracovány aplikace IAM modelů. Vzhledem ke svým možnostem a zaměření především na analýzu globálních dopadů lidských aktivit (např. na klimatickou změnu), jistě by si v budoucnu tyto modely zasloužily i u nás pozornost.

Každý typ národohospodářských modelů se hodí k analýze jiného typu problémů. Představený model je možné použít pro simulace dopadů environmentální politiky na makroekonomické agregáty (jako jsou HDP, investice, zaměstnanost, obchodní bilance) v konzistentním rámci teorie všeobecné ekonomické rovnováhy malé otevřené ekonomiky ve střednědobém rámci. Ke stejnému účelu je možné model použít při simulacích vybraných exogenních šoků (ceny světových surovin, zahraniční poptávka). ***Model není určen na krátkodobé nepodmíněné makroekonomické predikce.*** Taktéž je nemožné použít tento model na simulaci dlouhodobých dopadů environmentální regulace např. na indukovanou technologickou změnu.

Protože IAM modely nejsou v českém prostředí příliš známy (což je škoda a pro vyhodnocování regulace se tím připravujeme o cenné vstupy), považujeme za účelné se jim v tomto textu krátce věnovat.

2.1 Modely integrovaného zhodnocení

Jak již bylo řečeno, simulace s modelem představeným níže mohou sloužit k vyhodnocení střednědobých dopadů environmentální regulace na makroekonomiku v konzistentním rámci teorie všeobecné ekonomické rovnováhy. To limituje použití modelu k zachycení dlouhodobých dopadů environmentální regulace. V České republice (dle znalostí autorů) nebyl proveden výzkum IAM modelů. Z toho důvodu zde alespoň stručně shrneme jejich metodologii, aby si mohl čtenář udělat představu ohledně toho, jaké významné mechanismy nutně nebudou použity při použití dynamického modelu všeobecné rovnováhy.

V současné době existuje několik typů IAM modelů. V zásadě můžeme rozlišit tři základní typy výstupů využitelných pro hospodářsko-politická doporučení podle míry jejich komplexnosti.

- První skupinu tvoří modely, které jsou schopny poskytnout informace pouze o ekonomických nebo sociálních nákladech, spjatých s udržení exogenních

environmentálních ukazatelů v rámci určitého koridoru nebo trajektorie, např. národohospodářské náklady dosažení cílů Kjótského protokolu.

- Do druhé skupiny patří komplexnější modely, jež jsou schopny modelovat zpětnou vazbu z životního prostředí na ekonomický a sociální systém, tzn. uvažují limity akceptovatelných fyzických dopadů, např. berou v úvahu kyselé deště nebo změnu klimatu na úrodu, dopady emisí na lidské zdraví nebo produktivitu práce.
- Nejkompexnější modely (patřící do třetí skupiny) berou v úvahu nejvíce dopadů, snaží se ocenit přínosy environmentální regulace (včetně otázek rizika a mezičasových preferencí), a mají tedy ambice sloužit k normativní analýze nákladů a přínosů.

Modely v první skupině se svým cílem příliš neliší od standardních makroekonomických modelů. V čem je tedy rozdíl? Rozdíl spočívá v odlišných mechanismech, které jsou vzaty v úvahu. Standardní makroekonomické modely se zaměřují na realistické zachycení hlavních střednědobých dynamických vazeb v ekonomice (vyrovnávání platební bilance, investice do fyzického kapitálu, dynamika dluhu veřejných financí), a dlouhodobé růstové mechanismy (změna produktivity výrobních faktorů, interakce mezi demografickými a makroekonomickými veličinami apod.) zůstávají buď nepovšimnuty nebo jsou zachyceny jednoduchým způsobem, např. pomocí exogenního trendu. IAM modely se naopak snaží explicitně tyto mechanismy působící v dlouhém horizontu (třeba několik desetiletí) nějak konzistentně uchopit. Naopak střednědobým makroekonomickým vazbám není věnována taková pozornost.

Jeden z nejznámějších IAM modelů vytvořil W. Nordhaus. Jedná se o model klimatické změny DICE (*Dynamic Integrated model of Climate and the Economy*) a o něco pozdější upravený model DICE-99, oba z 90. let 20. stol. Jedná se o vysoce agregovaný globální model spojující dohromady globální produkci, spotřebu energie a sektor ovlivňující klima (produkující emise oxidů uhlíku). Model DICE navazuje na podrobnější model RICE (*Regional dynamic Integrated model of Climate and the Economy*) vytvořený stejným autorem, který je však disagregovaný a pokrývá osm regionů.

Technologická změna je v modelu DICE vyjádřena jako rozvoj technologií zabraňujících klimatické změně (snižujících emise oxidů uhlíku jako skleníkového plynu na jednotku produkce), je tedy pojata jako exogenní faktor. Ekonomická škoda způsobená emisemi skleníkových plynů je modelována jako proměnná, která je kvadraticky závislá na vzrůstu mediánu globální teploty v důsledku emisí CO₂ z průmyslu.

Ze struktury modelu DICE vyšel D. Popp (2004) a vytvořil IAM model ENTICE (*Endogenous Technological Change*). Popp zde technologickou změnu modeluje nejen jako rozvoj technologií, které snižují emise oxidů uhlíku, ale také jako zlepšení energetické efektivity a jako změnu používaných energetických nosičů.

Produkční funkci Popp modeluje jako Cobb-Douglasovu produkční funkci, ve které jsou výrobním faktorem nejen kapitál a práce, ale také služby energetického sektoru. Poslední faktor (energie) v sobě zahrnuje fosilní paliva a s energií spojený lidský kapitál. K těmto položkám pak vztáhl CES produkční funkci. V ENTICE modelu je dále zabudován předpoklad, že znalost, jak snížit emise oxidů uhlíku, roste s tím, jak se v energetickém sektoru akumulují znalosti. Na druhou stranu investice do R&D v energetickém sektoru vytlačí výzkum v jiných sektorech v důsledku vzácnosti zdrojů na R&D. Toto je významný fakt, pro který existuje empirická podpora, ale který bývá opomíjen v mnoha diskusích, mimo jiné i o tzv. Porterově hypotéze⁵² (viz kapitola 5).

Výstupem modelu, který byl kalibrovaný na reálná světová data, je kvantifikace změny blahobytu společnosti, který se navýší díky zavedení společensky optimální „daně z uhlíku“, tedy ekologické daně na emise oxidů uhlíku. Popp (2004) rozlišuje „přímý efekt na blahobyt“ způsobený okamžitým zlepšením životního prostředí a „produkční efekt“ vycházející z faktu, že nové technologie umožňují zvýšit v budoucnosti produktivitu sektoru R&D. Model ENTICE je schopen rozlišit mezi těmito dvěma efekty. Výsledky modelu ukazují, že druhý efekt významně přispívá k nárůstu blahobytu v dlouhém časovém horizontu, a to i když se počítá se znehodnocováním znalostí v průběhu času a se substitucí mezi výzkumem v energetickém sektoru a výzkumem zvyšujícím celkovou produktivitu výrobních faktorů.

Z dalších závěrů ENTICE modelu vyplývá, že efekt indukované technologické změny na klíčové ekonomické proměnné je malý a je převážen substitucí mezi výrobními faktory. Konkrétně technologické inovace, které snižují emise uhlíku vyvolané optimální daní z uhlíku zavedenou v roce 1995, zvýší výstup, ale jen o 0,5 % v roce 2015.

Jak uvádí Heidug a Bertram (2004), Poppův model ENTICE je pravděpodobně nejvíce rozvinutý IAM model, pokud jej hodnotíme z pohledu začlenění „realistické“ technologické změny v oblasti životního prostředí. Dle těchto autorů nejen Popp, ale i další autoři (např. Goulder a Mathai v modelu z roku 2000) ukazují, že při vyvozování závěrů o optimálním stupni a načasování environmentálních politik hraje důležitou roli akumulace znalostí. Je samozřejmě možno zvolit pasivní stra-

⁵² *To, že tento efekt může být velmi významný a naprosto převrátit výsledek analýzy, ukázali např. Feichtinger et al (2005).*

tegií (tzv. strategii „počkej a uvidíš“), ta je však vhodná pouze v případě, když je technologický vývoj nezávislý (autonomní). Není tomu tak již v případě, že je technologický vývoj endogenní. Pokud jsou znalosti vytvářeny R&D sektorem, je optimální odložit některé způsoby snižování emisí, dokud technologický vývoj neumožní snížit mezní náklady těchto činností na snižování emisí. Pokud však činnosti ke snižování negativních dopadů na životní prostředí samy posilují a povzbuzují technologický rozvoj (v procesu „learning-by-doing“), nelze říci žádný obecný závěr. Jak zdůrazňují Heidug a Bertram (2004), autoři jimi zkoumaných IAM modelů se shodují, že aby bylo možné snížit náklady na snižování emisí v dlouhém období, je třeba začít snižovat emise již v krátkém časovém horizontu.

Heidug a Bertram (2004) také shrnují závěry IAM modelů týkající se vhodných nástrojů ochrany klimatu. Jde především o stanovení překážek aktivitám poškozujícím životní prostředí a naopak stimulaci inovací přátelských k životnímu prostředí. Tito autoři zdůrazňují dominantní postavení tržně-konformních (ekonomických) nástrojů oproti nástrojům příkazovým a administrativní regulaci. Ekonomické nástroje totiž pomocí internalizace externích nákladů zlepšují nákladovou efektivitu a stimulují soukromé investice do „zelených“ technologií. Jaký konkrétní tržně-konformní nástroj má být použit, záleží na řadě různých faktorů, mimo jiné na současných a budoucích mezních nákladech na snižování negativních dopadů na životní prostředí, na nákladech na odstraňování škod na životním prostředí a na informacích, které má regulátor (stát) o jejich výši.

Ozývají se však také kritické hlasy k možnostem IAM modelů. Van den Bergh (2004) argumentuje, že aplikace IAM modelů na problémy globální změny klimatu s sebou přináší při jejich zavádění do politického rozhodování některé problémy. Jde totiž o komplexní problém, který je velmi těžké pojmout v celé jeho šíři a kvantifikovat a do takového modelu je nutno zahrnout řadu předpokladů. Tyto modely jsou problematické pro stanovování normativních závěrů. Hlavní argumenty kritiků IAM modelů můžeme shrnout následovně:

- Zaprvé, pro přesnou kvantifikaci globální změny klimatu musí být známy konkrétní efekty a dopady v každé fázi řetězce příčina – následek: emise skleníkových plynů → dopad na klima → ekologické a hydrologické následky → dopad na lidské zdraví a rozložení blahobytu ve společnosti. Existující studie jsou však neúplné především v kvantifikaci nákladů – jsou omezeny na kvantifikaci nákladů na snížení a zabránění škod. Autoři v odhadech dopadů změny klimatu vychází z umírněných scénářů, proto často neberou v úvahu možné extrémní, málo pravděpodobné, avšak nevratné změny, jako jsou extrémně nízké nebo naopak vysoké teploty, extrémní nárůst hladiny moří, obrat směru toku Golfského prou-

du, významnější rozpouštění ledovců, efekty známé jako „El Niño“ atd. K řadě dopadů změny klimatu navíc ještě nedošlo, jsou tedy hypotetické⁵³.

- Zadruhé, řada dopadů na lidské zdraví se odvíjí od stanovení tzv. „statistické ceny lidského života“, ta se však liší dle jednotlivých kultur. Ani tato otázka není vyřešena zvláště pro rozvojové ekonomiky, kde výzkumy ke stanovení statistické ceny života neproběhly. Přesto však řada dopadů klimatické změny dopadne právě na obyvatele těchto ekonomik. Je tedy problém kvantifikovat komplexní dopady klimatické změny.
- Zatřetí, objevuje se významný rozpor v názoru na použití mezigeneračního diskontování v těchto modelech mezi ekonomy a filozofy. Základní otázkou vůbec je, zda může být individuální diskontování a vnitrogenerační diskontování aplikováno na diskontování mezigenerační. Společnost, na rozdíl od jedince, nemá časově ohraničený život, a tudíž nemá časové preference, které by vytvořily základ pro diskontování. I když se však rozhodneme diskontovat, je to problematické, protože diskontní sazba je stanovena arbitrárně, i malá změna diskontní sazby však může ústít do velkých změn čisté současné hodnoty.

Van den Bergh (2004) sice kritizuje omezenost modelů klimatické změny při normativních analýzách, uznává však jejich význam při pozitivních analýzách. Pozitivní modely by mohly například srovnat dopady klimatické změny za situace, že nebudou přijaty žádné politické nástroje na její zmírnění, se situací, že budou naopak přijata přísná opatření na ochranu klimatu. Zároveň doporučuje zahrnout do modelů i extrémní dopady klimatické změny, které mohou reálně nastat.

Vidíme tedy, že IAM modely a standardní makroekonomické modely se zaměřují na zachycení rozdílných mechanismů. To je dobré si uvědomit, aby čtenář měl představu o tom, co může od modelů jednotlivých typů čekat.

3. Motivace

Jak jsme diskutovali výše, mohou simulace s dynamickým modelem všeobecné rovnováhy zodpovědět dobře vymezený okruh otázek. Jde zejména o dopady hospodářské politiky, případně exogenních šoků, na makroekonomické agregáty. V souvislosti s environmentální regulací se věnovala obvykle pozornost následujícím dopadům na trh práce a na vnější postavení ekonomiky (a problém tzv. konkurenceschopnosti). Vzhledem ke skutečnosti, že mnoho studií se trhu práce explicitně věno-

⁵³ K tomu se přidává skutečnost, že standardní teorie očekávaného užítku – která se vesměs v normativních analýzách IAM modelů používá pro srovnávání dopadů za neurčitosti – není příliš vhodná pro situace s jevy, které mají velmi nízkou pravděpodobnost, nicméně dalekosáhlé dopady.

valo a vzhledem k tomu, že Česká republika je malá otevřená ekonomika dovážející nezanedbatelnou část energetických zdrojů, budeme se v této kapitole věnovat zejména dopadům environmentální regulace na vnější postavení ekonomiky. To ovšem v žádném případě neznamená, že bychom ignorovali dopady na trh práce.

Environmentální regulaci je možné zkoumat pomocí dynamických makroekonomických modelů všeobecné rovnováhy z mnoha pohledů. Jeden z pohledů může být čistě pozitivní: lze uvažovat, jak environmentální regulace dopadne na makroekonomické agregáty bez normativního hodnocení této politiky. Opačný pohled může být normativní: lze zkoumat, jak vypadá optimální politika. Náš přístup bude na pomezí těchto přístupů: zaměříme se na vyhodnocení makroekonomických nákladů environmentálního zdanění za situace, kdy Pigouviánské daně jsou z nějakého důvodu neaplikovatelné. Budeme také diskutovat otázku, jaké faktory mohou způsobit, že optimální daně se liší od „Pigouviánského zdanění“.

Tato kapitola je členěna následujícím způsobem. První podkapitola shrnuje současný stav světového poznání v relevantní oblasti. Druhá část pak obsahuje vlastní diskusi, která nás bude v kapitole 4 motivovat k provedení simulačních studií.

3.1 Současný stav světového poznání

Dnes klasický případ analýzy optimální environmentální regulace představují pigouviánské daně. Pigouviánské daně jsou stanovené v takové výši, aby se rovnaly rozdílu mezi soukromými a společenskými náklady. Takové daně motivují spotřebitele a výrobce, aby vzali do úvahy nejen soukromé náklady, ale také společenské náklady (resp. přínosy, pokud budeme uvažovat pigouviánské podpory pro aktivity s pozitivními externalitami). Pigouviánské daně jsou daně teoreticky ideální, avšak jejich zavedení je v reálném světě obtížné. Proto se v praxi setkáme s daněmi z prodeje, výroby či spotřeby produktů nebo služeb, které jsou spojeny s negativním ekologickým dopadem.

Teorie všeobecné rovnováhy, na níž jsou založeny moderní makroekonomické modely, však odhalila ještě jinou – a svým způsobem důležitější – konceptuální slabinu Pigouviánských daní. Touto slabinou je to, že pigouviánská analýza ignoruje jiný důležitý motiv zdanění – získání prostředků pro veřejné příjmy. Fungování pigouviánských daní se nezmění, bude-li jejich výnos vrácen do ekonomiky jako „lump-sum“ platby (plošné platby ve stejné výši pro všechny), nebo budou-li utraceny na veřejné statky, nebo dokonce pokud by vláda tento výnos „spálila“.

Zhruba ve stejné době, kdy A. Pigou (1920) koncipoval optimální daně na internalizaci externích nákladů, jiný významný ekonom F. Ramsey zkoumal podobu

daňového systému⁵⁴, jež způsobí co nejméně distorzí a generuje exogenně stanovené příjmy. Navrhl daňový systém v podobě, do které zahrnul všechno zboží při nižší daňové sazbě (jako opak zdanění pouze vybraného zboží vysokou daňovou sazbou), a ukázal, že tento systém je optimální v případě, že poptávka po jednotlivém zboží má stejnou cenovou elasticitu (Ramsey 1928). Ve světě, kde se elasticita poptávky po jednotlivém zboží liší, rozhoduje při stanovování výše daňové sazby velikost této elasticity – u zboží s neelastickou poptávkou by měla být aplikována vyšší sazba, zatímco u zboží s elastickou poptávkou nižší daňová sazba. Ramseyho teorie optimálního zdanění abstrahuje od existence externalit.

3.2 Makroekonomické modelování daňových interakcí

Oba tyto přístupy – Piguův i Ramseyův – měly dopad na daňovou teorii. Z prací těchto autorů vyšlo mnoho jiných studií, které posunuly poznání v této oblasti významným způsobem dopředu. Překvapivě však trvalo poměrně dlouho, než se objevila práce, jež se pokusila vyřešit oba problémy zároveň: jak by měl vypadat optimální daňový systém (tj. takový, který způsobí co nejméně distorzí), za předpokladu existence externích efektů a nemožnosti použití nedistorzních daní⁵⁵. Touto první prací byla práce Sandmova (1975).

Tato práce však na nějaký čas nevyvolala významnější ohlas. Oživení zájmu o tuto problematiku nastalo až na konci 80. let v souvislosti s ekologickou daňovou reformou. Tato debata vzešla ze sílicího zájmu o makroekonomické dopady environmentální politiky. Diskuse vyvrcholila v 90. letech příspěvkem Bovenberga a de Mooije (1994), Gouldera (1995), Bovenberga a Gouldera (1996), Bovenberga a van der Ploega (1998). Tito autoři analyzovali koncept hypotézy dvojí dividendy (*double dividend hypothesis*), který se vztahuje k environmentálním a ekonomickým dopadům environmentální regulace.

Hypotéza dvojí dividendy spočívá v tom, že výnosově neutrální substituce distorzních daní určených ke zvyšování výnosů (*revenue-raising taxes*) environmentálními daněmi může mít dva přínosy. První přínos (dividendu) představuje zlepšení životního prostředí a druhým přínosem (dividendou) je snížení distorzí daňového systému.

⁵⁴ *I když teoreticky existují daně, které distorzni efekt nemají (jedná se např. o „daň z hlavy“ nebo „daň z půdy“, příp. jednotnou daň na všechny statky a služby, která tudíž nemění relativní ceny), v praxi je těžké tyto daně zavést, a to díky jejich horší akceptovatelnosti veřejností nebo díky tomu, že některé statky a služby nelze zdanit (učebnicovým příkladem takového statku bývá např. volný čas). Ramsey vyšel z předpokladu, že přítomnost distorzních daní je nevyhnutelná.*

⁵⁵ *Pokud Pigouviánské daně zajistí dostatečné přínosy veřejných rozpočtů, je řešení triviální: zavést pouze Pigouviánské daně. My budeme dále v textu předpokládat, že tomu tak není.*

Snížení distorzí daňového systému však má řadu interpretací. L. H. Goulder (1995) s ohledem na distorze rozlišil u hypotézy dvojí dividendy její silnou a slabou formu. Slabá forma hypotézy dvojí dividendy říká, že zvýšení společenského blahobytu z daňové reformy, ve které jsou environmentální daně použity ke snižování distorzních daní, je větší než z daňové reformy, kde jsou environmentální daně vráceny jako lump-sum platby a výnosy tedy nejsou recyklovány ke snížení distorzí daní. Slabá forma hypotézy dvojí dividendy není kontroverzní, konstatuje jen, že snížení distorzní daně je lepší využití výnosů, než výnosy vrátit zpět do ekonomiky v lump-sum platbách. Ovšem v podmínkách ekonomiky s více distorzemi nemusí ke slabé dividendě dojít (více viz dále).

Slabá forma dvojí dividendy říká, že EDR přináší vždy zlepšení environmentálního společenského blahobytu. EDR také může být z hlediska nákladů zavádění podstatně efektivnější ve srovnání s jinými ekonomickými nástroji, například ve srovnání s alokací emisních povolení. Slabá forma hypotézy má implikace nejenom pro environmentální zdanění, ale i pro jiné nástroje environmentální regulace. Obdobně makroekonomická analýza ukázala, že národohospodářské náklady emisních povolení jsou výrazně vyšší, pokud jsou emisní povolení alokována zdarma, na základě historických dat (tzv. grandfathering), než pokud jsou prodány v aukci a získané prostředky se použijí na snížení distorzí daní⁵⁶, viz Goulder (1998), Fullerton, Metcalf (2001).

Naproti tomu kontroverzní je již silná forma dvojí dividendy. Tato forma hypotézy tvrdí, že EDR nejen sníží zatížení životního prostředí, ale bude mít také čisté makroekonomické přínosy. Mechanismus je takový, že ekologická daňová reforma nahradí vysoce distorzní daň (daň z práce nebo kapitálu) méně distorzní ekologickou daní a tudíž sníží makroekonomické náklady daňového systému. Jak však vyplývá z výše uvedené ramseyovské analýzy optimálního daňového systému, je nepravděpodobné, že selektivní daň (např. daň z energií) by byla méně distorzní než daň z práce nebo univerzální daň z obratu (DPH s jednotnou sazbou). Z tohoto důvodu je řada ekonomů skeptická k platnosti silné formy hypotézy dvojí dividendy. Je však třeba zdůraznit, že pokud není původní daňový systém nastaven optimálně (z hlediska ramseyovské teorie optimálního zdanění), může EDR vést ke snížení daňové distorze a tudíž k silné dvojí dividendě.

Pokud v ekonomice existuje distorzní zdanění, které nelze jednoduše odstranit (např. existuje více tržních selhání), mluvíme o tzv. „druhém nejlepším světě“

⁵⁶ *Otázka tedy je, proč např. Evropská komise prosazuje neefektivní formu alokace emisních povolení. Pravděpodobné zdůvodnění leží v oblasti politické ekonomie, viz Kehoane (1998). Makroekonomická analýza nicméně implikuje, že v situaci, kdy alokace emisních povolení pomocí aukce není možná, je ekologická daňová reforma vhodnější nástroj regulace.*

(„second-best world“). V tomto případě náprava jednoho z tržních selhání nemusí nutně vést ke zvýšení efektivity (naopak může situaci zhoršit). Většinou alespoň část tržních selhání nemusí být státními zásahy upravitelná. V tomto případě již sazba daně nemusí odpovídat sazbě Pigouviánských daní s ohledem na vzájemné interakce s dalšími daněmi.

Podívejme se blíže, jak hypotéza dvojí dividendy funguje v druhém nejlepším světě. Náklady zavedení EDR ve světě, kde již existují distorzní daně, můžeme rozlišit do tří složek. První z nich jsou primární náklady (*primary costs*), tj. přímé náklady, které nese regulovaný sektor a které jsou spojeny se snižováním znečištění tím, že se změní produkční postupy nebo budou nainstalována zařízení zabraňující znečištění. Druhou složku představují náklady recyklace výnosů (*costs of revenue-recycling effect*). Jde o to, že výnosy z ekologických daní nahradí výnosy distorzích daní, tj. sníží náklady mrtvé váhy těchto daní. Tato složka tedy snižuje celkové náklady reformy. Třetí složku tvoří náklady spojené s efektem daňových interakcí (*costs of tax-interaction effect*). Efekt daňových interakcí je způsoben takto: V míře, ve které environmentální daně zvyšují náklady znečišťovatelů, zvyšují i ceny zboží. To však snižuje reálné výnosy výrobních faktorů (např. platby nominální mzdy). Pokud již existují v ekonomice daně na výrobní faktory, environmentální daně vedou k nárůstu daní z těchto faktorů, v čemž jsou zahrnuty původní distorze na trhu výrobních faktorů. Environmentální politika tedy ve svém důsledku snižuje reálné výnosy z práce. Funguje proto jako implicitní daň z práce (a z dalších výrobních faktorů), tj. snižuje nabídku práce.

V druhém nejlepším světě tedy hned dva efekty komplikují analýzu efektivity environmentální regulace – efekt recyklace daňových výnosů snižuje náklady této regulace oproti situaci v prvním nejlepším světě, přičemž efekt daňových interakcí působí opačně. Abychom získali silnou dvojí dividendu, efekt z recyklace výnosů musí převážit primární náklady a náklady daňových interakcí.

Efekt daňových interakcí takto distorzně nepůsobí pouze na trh práce, ale i na trh zboží a služeb, což se projevuje distorzemi ve výběru mezi alternativními komoditami. Jak argumentuje Goulder (1995), distorze na trhu zboží a trhu práce jsou spojeny a přispívají ke snížení neenvironmentální složky společenského blahobytu. V míře, v jaké environmentálně motivovaná daň na zboží nutí domácnosti k substitucím zdaněného zboží jiným zbožím, se snižují hrubé výnosy daně (do výnosů nejsou započteny výnosy v podobě lepšího životního prostředí). Tento efekt, nazývaný eroze daňového základu, omezuje rozsah, ve kterém může environmentální daň financovat snížení daně z práce a zvyšuje hrubé náklady daňových změn. Efekt eroze daňového základu je sice částí obecnějšího efektu daňových interakcí, bývá však častým argumentem některých odpůrců EDR (snížení daňových výnosů v dů-

sledku snížení poptávaného množství zdaněných výrobků a služeb), proto jej zde explicitně zmiňujeme.

Výsledky ekonomických modelů ukazují, že za neutrálních podmínek (tj. environmentální daň je uvalena na aktivitu, která je průměrná s ohledem na její substituovatelnost s volným časem) není efekt recyklace výnosů dostatečně silný, aby převážil a vedl k nastolení silné dvojí dividendy. Ovšem, jak shrnují studie Goulder (1995), Goulder (2000) a další, efekt silné dvojí dividendy se může projevit za určitých okolností, kterými jsou:

1. Znečišťující zboží je relativně slabý substitut volného času. Jak ukázali ve svém článku autoři Bovenberg a de Mooij (1994), v případě, že znečišťující zboží (na které je uvalena environmentální daň) je slabší substitut volného času než zboží „čisté“, ztráty z efektu daňové interakce budou menší a možnost, že nastane dvojí dividendy, se takto zvýší. Z pohledu dvojí dividendy je nejefektivnější, pokud jsou znečišťující zboží a volný čas komplementy, v případě silných substitutů je tomu naopak. Efekt daňových interakcí v tomto případě závisí na křížové cenové elasticitě mezi volným časem a znečišťujícím zbožím. To, že se nejedná pouze o teoretickou možnost, ukázali West a Williams (2004). Tito autoři na základě ekonometrického výzkumu chování domácností v USA dospěli k závěru, že poptávka po pohonných hmotách je komplementem k volnočasovým aktivitám. Z toho vyplývá, že pohonné hmoty je žádoucí zdanit více, než odpovídá pigouviánské dani, poněvadž zdanění pohonných hmot má menší společenské náklady než „běžná“ daň. Obdobný výzkum pro ČR je obsažen v připravované studii Brůhy a Foltýnové (2005).
2. Existuje neefektivní zdanění více produkčních faktorů. V modelech se dvěma a více produkčními faktory se ukazuje, že k silné dvojí dividendě dochází, pokud jeden z výrobních faktorů je relativně ke druhému „přezdaněn“ (over-taxed) ve smyslu efektivity. K silné dividendě poté dojde, pokud budou výnosy ekologických daní použity na snížení daňové zátěže „přezdaněného“ zboží. Pokud naopak by tyto výnosy byly použity na snížení zdanění „podzdaněného“ zboží, nemusí dojít ani ke slabé dividendě.
3. Existují environmentální zpětné vazby. Zlepšení životního prostředí díky EDR může zpětně působit na trh práce a kapitálu. Může například vést ke zlepšení lidského zdraví a produktivity, což povede k rozšíření nabídky práce a zvýšení efektivity na trhu práce.
4. Existují spotřební výdaje odpočitatelné od daně. Některé zboží, například úroky z hypotéky, je možno odečítat z daně, což vyvolává distorze na trhu kapitálu. Snížení sazby daně z práce v rámci EDR však snižuje nepřímou do-

taci favorizovaného zboží a zvyšuje tak efekt z recyklace výnosů, což může při určitém rozsahu vést k dvojí dividendě.

Shrneme-li výše řečené, můžeme říci, že k silné dvojí dividendě dochází v druhém nejlepším světě tehdy, pokud je stávající daňový systém z ekonomického pohledu neefektivní, výnosově-neutrální EDR tuto neefektivitu snižuje a tato ekonomická neefektivnost převyšuje náklady spojené se zavedením daně.

V druhém nejlepším světě již nemusí být výše optimálního environmentálního zdanění rovna mezním společenským nákladům, MSC (tedy sazbám v prvním nejlepším světě nebo-li pigouviánské dani). O tom, zda má být tato sazba ve druhém nejlepším světě vyšší nebo nižší, rozhodují relativní daňové distorze.

3.3 Shrnutí výzkumu makroekonomických dopadů environmentální regulace na trh práce

Zpočátku řada autorů vítala zavedení EDR nejen kvůli jejímu environmentálnímu dopadu, ale také díky možné pozitivní stimulaci trhu práce v důsledku relativního snížení nákladů práce (to vítá zvláště Evropská unie, která čelí široce rozšířené nedobrovolné nezaměstnanosti). Nižší daňové zatížení práce snižuje náklady zaměstnavatelů na práci a zároveň zvyšuje příjmy zaměstnanců. Tato skutečnost vyvolala vlnu optimismu ohledně dopadu EDR na zaměstnanost. Nicméně výše uvedený efekt daňových interakcí nabádá k opatrnosti: pokud trh práce funguje bez nedokonalostí, dvojí dividendy v zaměstnanosti bude přítomná pouze za velmi specifických podmínek, viz předchozí podkapitola.

Nicméně vysoká a dlouhodobá nezaměstnanost v mnoha zemích EU naznačuje, že předpoklad dokonalého trhu práce je nevhodný. V případě, že existuje nedobrovolná nezaměstnanost, může být přesunuta daňová zátěž z práce na environmentálně nepříznivé aktivity a povzbudí zaměstnanost i za obecnějších podmínek. Teoretické modely popisují dva kanály, které tento efekt způsobují.

Řada autorů teoretických analýz argumentuje, že daňový posun v rámci EDR způsobuje přesun daňové zátěže z pracujících na nezaměstnané. Například Koskela a Schöb (1999) ukazují, že EDR snižuje nezaměstnanost, pokud dávky v nezaměstnanosti nejsou ani předmětem daně z příjmu ani indexované indexem spotřebitelských cen. Je to z toho důvodu, že pokud dávky nejsou indexovány, vyšší daně ze znečištění snižují jejich reálnou hodnotu. Navíc nezaměstnaní nejsou kompenzováni snížením daně z příjmu, protože tuto daň neplatí, relativně tedy bude efekt daňových interakcí znevýhodňovat nezaměstnané domácnosti. Bovenberg a van der Ploeg (1998) argumentují, že také environmentální daň na vstupy může vést

k přesunu příjmu od příjemců transferů k pracujícím, navíc relativně znevýhodňuje také pracující mimo formální sektor (tzv. efekt přesunu daňové zátěže).

Lze shrnout, že EDR může vést ke snížení nezaměstnanosti, pokud zvýší efektivitu trhu práce (relativně sníží zatížení pracujících domácností). Tento efekt má ovšem odvrácenou stranu v podobě zvýšené sociální tvrdosti (ne všechny nepracující domácnosti nepracují z důvodu preference volného času a zneužívání sociálních transferů). To znamená, že ačkoliv má EDR potenciál ke zvýšení zaměstnanosti, nemůže se vyhnout známému dilematu mezi efektivitou a sociální solidariitou (*equity-efficiency trade-off*).

Další způsob, kterým EDR ovlivňuje zaměstnanost, je posun daňového zatížení z nekvalifikované pracovní síly na kvalifikovanou pracovní sílu. Nižší daňové sazby na nekvalifikovanou pracovní sílu mohou přilákat nezaměstnané na oficiální trh práce: empiricky můžeme totiž očekávat, že zejména dlouhodobá nezaměstnanost je větší problém pro méně kvalifikovanou pracovní sílu.

Problém pro platnost hypotézy dvojí dividendy zaměstnanosti však vyvolává otázka vzájemné substituovatelnosti vstupů, konkrétně do jaké míry jsou energetické vstupy substituovatelné lidskou prací. Za předpokladu vyšší substituovatelnosti můžeme předpokládat vyšší dopady na zvýšení zaměstnanosti.

Z předchozího textu vyplývá, že makroekonomické dopady environmentální regulace na trh práce (včetně interakcí daňového systému) v modelech všeobecné rovnováhy jsou již celkem probádané. To se týká nejen statických modelů všeobecné rovnováhy, ale také dynamických modelů. Tyto modely potvrdily působení výše uvedených mechanismů i v dynamickém rámci.

3.4 Shrnutí výzkumu dopadů environmentální regulace v otevřené ekonomice pomocí makroekonomických modelů

Výzkumný rámec zkoumání malé otevřené ekonomiky přidává nové a netriviální aspekty k teorii optimálního zdanění v druhém nejlepším světě. Environmentální regulace, která mění relativní ceny vstupů, mění také relativní výhodu domácích výrobců na mezinárodních trzích. Tento fakt způsobuje obavy o odliv kapitálu, případně o konkurenceschopnost. Objevilo se několik zásadních studií, které řeší makroekonomické dopady environmentální regulace v malé otevřené ekonomice v rámci dynamické teorie všeobecné rovnováhy. Některé z nich v této sekci budeme diskutovat a posléze zdůrazníme rozdíly oproti modelu, jež bude diskutován níže.

Bovenberg a van der Ploeg (1994b) zkonstruovali dynamický model všeobecné rovnováhy malé otevřené ekonomiky k výzkumu dopadů zdanění energie na veřejné finance, zaměstnanost a kapitálové toky. Předpokládají, že nedistorzní daně

nejsou dostupné, nicméně jinak neuvažují žádné tržní nedokonalosti. Model implikuje, že kdykoliv bude křivka nabídky práce rostoucí, zaměstnanost poklesne při zvýšení energetických daní, a to přes možnou substituci práce energiemi v produkčních funkcích. Na druhou stranu dopad na kapitálovou formaci je apriori nejistý a závisí na vlastnostech produkčních funkcí⁵⁷. Dále platí, že exogenní růst potřeby příjmů veřejných rozpočtů způsobuje, že narůstá role environmentálních daní jako nástroje na korekci environmentálních externalit. To implikuje, že energetické daně by měly být obecně pod úrovní mezních externích nákladů, tj. pod úrovní ideální pigouviánské daně. Tudíž tato studie potvrdila skeptické závěry k dvojí dividendě autorů Bovenberga a de Mooije (1994) také pro malou otevřenou ekonomiku.

Bye (2002) představila dynamický model všeobecné ekonomické rovnováhy malé otevřené ekonomiky, která dováží fosilní paliva způsobující negativní environmentální dopady a která je charakterizována nedokonalostmi na trhu práce. Model prokázal možnost, že ekologická daňová reforma může přinést příznivé makroekonomické dopady za specifických předpokladů o frikcích na trhu práce. Zejména se jedná o strmou křivku nabídky práce způsobenou decentralizovaným kolektivním vyjednáváním. Tato strmulost způsobí, že snížení daní z pracovních příjmů se celé promítne do růstu zaměstnanosti. Navíc daňové zatížení dovážených fosilních paliv vyvolá (za předpokladu, že rovnováha platební bilance se čistí pomocí cen spíše než pomocí množství) zlepšení reálných směnných relací (tj. ceny vývozu relativně vzrostou vůči cenám dovozu), což způsobí pozitivní příjmový šok. Takový šok krátkodobě zvyšuje spotřebu a změna blahobytu způsobená tímto efektem může převážit negativní makroekonomické dopady zvýšení cen energií.

Ačkoliv je toto zajímavý příspěvek k modelování dynamických vazeb dopadů environmentální regulace v malé otevřené ekonomice, tento model trpí některými nedostatky, co se týče struktury produkčních funkcí. Bye (2002) předpokládá, že domácí ceny energií nepůsobí na produkci vývozů, ale pouze na produkci domácího konečného zboží, které slouží jak ke spotřebě, tak k investicím. Tím se tyto ceny odráží v konečné ceně spotřebního a investičního zboží, ale neodráží se v nominálních mzdách (neboť ty jsou stanoveny jako přírážka nad sociálními transfery). Negativní dopad na spotřebitelské ceny může být překonán právě reálnou apreciací směnných relací.

Otázka je, nakolik se změní výsledky tohoto modelu, pokud bychom uvažovali realističtější modelování produkční stránky ekonomiky. Právě v tomto bodě by-

⁵⁷ *Tito autoři obecně uvažovali podobné vnoření produkční funkce, jaké jsme my uvažovali v 5. části zprávy, věnované firmám. Nicméně uvedené výsledky na konkrétním tvaru produkční funkce nezávisí. Jsou způsobeny tím, že v malé otevřené ekonomice méně mobilní výrobní faktor pohltí více daňového břemena. Tímto faktorem je v uvedeném modelu právě práce.*

chom se rádi zaměřili na vliv mechanismu reálné apreceiace směnných relací, pokud je značná část kandidátů na environmentální regulaci dovážena. Výsledky simulací s naším modelem, které budou diskutovány níže, ukazují, že v takovém případě může být společensky optimální mít vyšší zdanění energií než v případě, kdy by tento mechanismus nebyl přítomen.

3.5 Zkoumané hypotézy pomocí dynamického modelu všeobecné rovnováhy

Účelem představeného modelu je simulovat vliv struktury národního hospodářství a exogenních veličin na vlastnosti daňového systému v druhém nejlepším světě. Zejména se zaměříme na rozšíření výsledků Bovenberga a van der Ploega (1994b) a Bye (2002) pro případ realističtější struktury modelu. Naše rozšíření směrem k větší realističnosti bude zahrnovat:

- bohatší strukturu produkčních funkcí, abychom mohli modelovat širokou škálu substitucí mezi domácími vstupy (práce, kapitál) a zahraničními vstupy (energie, dovozy). Naš model zároveň umožňuje bohatší modelování tržní struktury,
- explicitně diskutovat dopady nedokonalé cenové elasticity domácích vývozu,
- jemnější strukturu veřejných financí než ve výše zmíněných studiích.

Tento krok k bohatší modelové struktuře však s sebou nese cenu v podobě složitějšího modelu. Z toho důvodu jsou modelové výsledky založeny na numerických simulacích.

Při výzkumu se zaměříme zejména na následující okruhy národohospodářských problémů:

- Jaká je přesně úloha mechanismu reálné apreceiace při vyhodnocení dopadů zdanění importovaných typů energie, tj. jak tento mechanismus reaguje s nedokonalostmi na trhu zboží, s možnou strategickou obchodní politikou a jak ovlivňuje stabilní postavení malé otevřené ekonomiky.
- Jak jsou citlivé výsledky našeho modelu ke klíčovým parametrům modelu. Mezi klíčové parametry považujeme zejména parametry agregátní produkční funkce a relativní ceny na mezinárodních trzích (např. vliv světových cen surovin).
- Jak se promítá do modelu změna preferencí.

Čtenář si může všimnout, že se v tomto výzkumu zaměřujeme zejména na interakci environmentální regulace s fungováním trhu zboží (ať již domácího nebo zahraničního). Je tomu tak z toho důvodu, že na interakce s trhem práce se již zaměřilo mnoho studií, ať již zahraničních nebo domácích (viz např. zpráva za rok

2004 k VaV EDR). My však chceme pomocí našeho modelu spíše rozšířit poznání než potvrdit existující studie.

Zdůrazněme však, že jak model, který bude představen níže, tak světové modely diskutované výše, jsou modely *malé* otevřené ekonomiky, tj. takové ekonomiky, která nemůže ovlivnit světové ceny. Spotřeba fosilních paliv v takové ekonomice má zanedbatelný vliv na světové ceny těchto paliv.

Situace by mohla být jiná, pokud bychom uvažovali velkou ekonomiku dovážející neobnovitelný zdroj, jejíž spotřeba ovlivní světovou cenu tohoto zdroje (např. ropy). Taková ekonomika má možnost pomocí omezení spotřeby snížit tuto cenu a lze ukázat, že tímto způsobem může část renty zdroje přenést ze zemí, jež tento zdroj vyváží, pro sebe, viz např. Liski and Tahvonen (2004). Tento fakt může mít implikace pro optimální zdanění energií ve velkých ekonomikách, jako jsou ekonomiky Spojených států nebo Evropské unie. Nicméně pro potřeby malé ekonomiky tento vliv můžeme ignorovat.

4. Struktura modelu

Tato kapitola popisuje samotnou strukturu modelu. Jedná se o dynamický model malé otevřené ekonomiky, což je vyhovující předpoklad pro Českou republiku. Budeme se odděleně věnovat nabídkové a poptávkové straně modelu, trhu práce a uzavření modelu⁵⁸.

4.1 Nabídková strana modelu

Nabídková strana modelu je řešena pomocí konceptu tří kompozitních agregátů zboží:

- meziprodukty, které jsou vyrobeny domácími výrobci,
- dovezenými meziprodukty,
- finálním zbožím, jež slouží jako spotřební, investiční a exportní zboží zároveň.

Důvodem pro toto rozčlenění zboží do několika agregátů je to, že se jedná o model otevřené ekonomiky. Takovýto model musí umožňovat zachycení substituce mezi domácími a zahraničními výrobky prakticky pro každé použití finálních výrobků. Vzhledem k tomu, že výroba domácích meziproduktů vyžaduje jak domácí vstupy (práce, kapitál), tak dovezené vstupy (energie), lze namodelovat dopad šoku do cen těchto vstupů pro substituci mezi dovozy a domácími meziprodukty

⁵⁸ Podrobnější informace jsou k dispozici v Brůhovi (2005).

i do ceny konečného zboží (a tedy také do reálných směnných relací). Tím se vyhýbáme zjednodušení, které vnesla do svého modelu Bye (2002).

Domácí producenti v sektoru výroby meziproductů tedy kombinují pomocí produkční funkce

$$D_i = F(K_i, L_i, E_i),$$

jednotlivé vstupy, jimiž jsou kapitál K , práce L a energie E . Předpokládáme, že produkce D_i jednotlivých výrobců je nedokonale substituovatelná, což implikuje, že se celková produkce D nerovná součtu individuálních produkcí

$$D \neq \sum_i D_i$$

Naopak používáme dnes již standardní Dixit-Stiglitzův přístup a parametrizujeme míru substituce jednotlivých vstupů pomocí parametru $\theta > 1$. Agregátní meziprodukce je pak dána jako:

$$D = \left(\int_i D_i^{\frac{\theta-1}{\theta}} di \right)^{\frac{\theta}{\theta-1}}$$

Parametr θ nám poskytuje stupeň volnosti pro modelování tržní struktury. V případě, že je tento parametr blízký jedné, jsou meziprodukty těžko substituovatelné. Naopak pokud se tento parametr bude blížit k nekonečnu, budou meziprodukty lehce substituovatelné a tržní struktura se bude blížit dokonalé konkurenci. V kapitole 4 popíšeme, že tento parametr má významný vliv na modelování dopadů regulace.

Zatímco práce a kapitál jsou vstupy, které je možné snadno měnit (jinými slovy, jedná se o variabilní vstupy), kapitál je predeterminovaný. Předpokládáme standardní mechanismus akumulace kapitálové zásoby ve formě:

$$dK_i / dt = I - \delta K,$$

kde I jsou investice a δ značí depreciační kapitálu.

Makroekonomické modely musí předpokládat motiv chování jednotlivých ekonomických subjektů. V souladu s ekonomikou hlavního proudu předpokládáme, že výrobci se snaží maximalizovat diskontovaný zisk. Zisk v každém časovém okamžiku je dán jako rozdíl mezi tržbami a náklady, jež se skládají z investičních nákladů (což je cena investic plus náklady na přizpůsobení kapitálové zásoby), a z nákladů na variabilní vstupy, což jsou zaplacené mzdy a zaplacená energie. Všechny tyto náklady mohou být změněny pomocí příslušných daní.

Všimněme si podrobněji ceny energií. Ty jsou pro firmu dány v následujícím tvaru:

$$(\tau^e + sP^e)$$

Význam symbolů je následující: τ^e je sazba spotřební daně, s je reálný kurz a P^e je světová cena dovážených energií. Tímto způsobem může model zahrnout také dopady reálného kurzu do reálných světových cen. Struktura modelu pochopitelně umožňuje podrobnější členění energetických vstupů (včetně nedokonalé substituce mezi nimi).

Chování výrobců domácích meziproductů je pak popsáno takto:

- u variabilních faktorů firmy srovnávají mezní produkt s mezním nákladem, což ovšem není reálná cena vstupu. Důvodem je tržní síla individuálních producentů.
- investice jsou řízeny pomocí dynamického procesu Tobinova Q , viz Hayashi (1982). Tím je určena i kapitálová zásoba.

Dále model určuje, že finální zboží je vyrobeno kombinací domácího agregátu meziproductů D a importů ze zahraničí F . Tato agregace probíhá za předpokladů dokonalé konkurence. To znamená, že mezní příspěvek obou mezi-agregátů (domácího i zahraničního) se rovná reálné ceně těchto agregátů. Do těchto cen se pochopitelně promítají jak ceny vstupů při výrobě domácího mezi-agregátu (cena práce, energií, kapitálu – včetně daní/dotací), tak ceny zahraničního zboží, jež mohou být potencionálně ovlivněny cly.

Finální zboží může být použito jako spotřební zboží, investiční zboží nebo jako exportní zboží. Obecně přepokládáme možnou nedokonalou cenovou elasticitu domácích exportů na reálné směnné relace, což znamená, že je zde prostor pro platební bilance při šocích do dovozů prostřednictvím cen. Tento vyrovnávací mechanismus chybí v modelu Bovenberga a van der Ploega (1994b) a může ovlivnit výsledky simulací. Naopak bohatší struktura nabídkové strany modelu je to, co model odlišuje od modelu Bye (2002).

4.2 Poptávková strana a trh práce

Poptávková strana modelu je odvozena z předpokladu maximalizace užítka reprezentativní domácnosti-generace, která maximalizuje diskontovaný tok užítku ze spotřeby, volného času, kvality životního prostředí a veřejných statků poskytovaných vládou. Tyto poslední dva argumenty jsou veřejnými statky a tudíž za předpokladu separabilní užítkové funkce neovlivňují dynamiku modelu. Jediným jejich účelem je konzistentní normativní analýza.

Domácnosti jsou schopny vyhlazovat spotřebu pomocí akumulace finančního kapitálu (případně dluhu). Problém reprezentativní domácnosti lze zapsat v následujícím tvaru:

$$\max_{C_t, L_t} \int_0^{\infty} U(C_t, L_t, E_t, G_t) e^{-\rho t} dt$$

proti omezení

$$\frac{dB}{dt} = r_t B_t (1 - \tau^C) + \Pi^D + L_t w_t (1 - \tau^L) - C_t (1 + \tau^V) + T_t$$

Význam symbolů je následující: C_t je soukromá spotřeba, L_t je pracovní úsilí, B_t je zásoba finančního kapitálu (dluhu, pokud je záporný), r_t je úroková míra, Π^D je zisk výrobců ve vlastnictví domácích domácností (díky tržní struktuře je obecně nenulový), w_t je reálná mzda. Mezi další parametry problému patří daně: daně z kapitálových výnosů τ^C , daně z pracovních příjmů τ^L , daň z přidané hodnoty τ^V a vládní transfery T . Lze také uvažovat zdanění zisků, což v tomto modelu moc nezmění. Poslední dva argumenty v užitkové funkci se pak týkají veřejných statků: vládní výdaje (mimo transfery) G a kvalita životního prostředí, inverzně spjatá se potřebou energie E ⁵⁹.

Existence volného času v užitkové funkci představuje i způsob modelování trhu práce. V původní verzi modelu (viz Jílková et al. 2003) byl trh práce modelován prostřednictvím teorie centralizovaného vyjednávání o mzdách (tzv. *right-to-manage model*), v současné době je preferována verze s modelováním nabídky práce přes standardní přístup substituce mezi volným časem a spotřebou. Volný čas je chápán v širším smyslu, zahrnuje také aktivity v šedé ekonomice. To umožňuje zdůvodnit vysokou elasticitu nabídky práce vzhledem ke zdanění.

Důležitá poznámka se týká také úrokové míry r_t . Předpokládáme elastickou rizikovou prémii, která zvyšuje úrokovou míru pro zemi, jež je příliš zadlužena. Kromě empirické podpory tohoto předpokladu je to dnes již standardní přístup ke stabilizování modelu malé otevřené ekonomiky, viz Schmitt-Grohé, Uribe (2003).

Řešení tohoto modelu dává standardní nabídku práce ve tvaru:

$$V'(L_t) = U'(C_t) \frac{w_t (1 + \tau_t^V)}{1 - \tau_t^L}$$

⁵⁹ Model v současné podobě nedokáže zachytit jiný vliv na kvalitu životního prostředí, např. vliv na produkční funkci firem nebo na produktivitu práce. To by mohl být zajímavý námět na příští výzkum.

kde V' je ne-užitek z pracovního úsilí, U' je mezní užitek ze spotřeby a jejich vztah je ovlivněn daňovými sazbami. Nejenom daň z pracovních příjmů, ale i daň z přidané hodnoty⁶⁰ ovlivňují tento vztah.

Vyhlazování spotřeby se pak řídí následující podmínkou optimality:

$$\frac{dM}{dt} = (\rho - r_t(1 - \tau_t^C))M_t,$$

kde ρ je subjektivní diskontní parametr a M je korigovaný mezní užitek, definovaný jako:

$$M_t = \frac{U'(C_t)}{1 + \tau_t^V}.$$

Těmito vztahy je uzavřena poptávková strana modelu.

4.3 Uzávěr modelu a veřejný sektor

Příjmová strana veřejných financí je modelována přes zdanění práce, DPH, vybraných spotřebních daní (energií) a zisků a kapitálových příjmů. Veřejné výdaje mají formu vládní spotřeby a transferů domácnostem. Poněvadž model nezahrnuje dopady veřejných výdajů do produkčních funkcí (jako např. v Barro, Sala-i-Martin 1992), nelze pomocí modelu zdůvodnit nenulovou daň ze zisku. Abychom model uchytili, předpokládáme, že v dlouhém období musí být veřejné finance vyrovnané. To je na jednu stranu arbitrární předpoklad, na druhou stranu je to obvyklý předpoklad při simulacích makroekonomických dopadů environmentální regulace. (Vyhodnocování politiky ochrany životního prostředí se nemůže plést do politiky stabilizace veřejných financí. Obě součásti hospodářské politiky jsou totiž trochu o něčem jiném.)

Model je uzavřen podmínkou čištění trhu finální produkce ve tvaru

$$Y_t = C_t + I_t + G_t + X_t,$$

a podmínkou rovnováhy platební bilance:

$$\frac{dB_t}{dt} = rB_t + X_t - s_t(F_t + E_t P_t^e)$$

Lze se snadno přesvědčit, že tyto rovnice implikují standardní identitu HDP v otevřené ekonomice.

⁶⁰ Důvodem je, že i daň z přidané hodnoty ovlivňuje reálnou mzdu.

4.4 Kalibrace modelu

Vzhledem k tomu, že model je nutno řešit numericky, je třeba věnovat pozornost funkcionální specifikaci a kalibraci hlavních parametrů. Mezi nejdůležitější parametry na kalibrování patří:

- produkční funkce, zejména pro produkci mezi-vstupů,
- parametry chování spotřebitele včetně diskontního faktoru,
- parametr tržní struktury θ ,
- a parametr cenové elasticity vývozu ξ .

Produkční funkci F specifikujeme jako vnořenou CES produkční funkci (k pojednání o vlastnostech této produkční funkce viz kapitola 5 o firmách):

$$D_t = \left\{ \beta L_t^{-\rho_1} + (1 - \beta) \left[\frac{\alpha}{1 - \beta} K_t^{-\rho_2} + \frac{1 - \alpha - \beta}{1 - \beta} E_t^{-\rho_2} \right]^{\frac{\rho_1}{\rho_2}} \right\}^{-\frac{1}{\rho_1}}$$

Parametry ρ_1 a ρ_2 udávají míru substituce mezi jednotlivými vstupy. Vskutku, elasticita substituce (a také Morishimova cenová elasticita) mezi energiemi a kapitálem je dána jako $1/(1+\rho_2)$ a elasticita substituce mezi tímto agregátem kapitál-energie a prací je dána $1/(1+\rho_1)$.

Limitními případy této produkční funkce jsou:

- lineární produkční funkce, získaná pro $\rho_1 = -1$, elasticita substituce je pak neomezená,
- Cobb-Douglasova produkční funkce, která má jednotkovou elasticitu substituce (je dána jako $\rho_1 = 0$),
- Leontieffova produkční funkce s nulovou elasticitou substituce, což je limitní případ pro $\rho_1 \rightarrow \infty$.

Naše základní parametrizace spočívá v $\rho_1 = 0,75$, a $\rho_2 = 0,10$, což jsou realistická čísla (alespoň v delším časovém období). Samozřejmě při simulacích provádíme citlivostní analýzu.

Produkční funkci mezi domácí D a zahraniční F varietou pro výrobu finálního produktu modelujeme pomocí Cobb-Douglasovy produkční funkce. Na rozdíl od produkční funkce u individuálních výrobců nejsou výsledky příliš citlivé na odlišnou specifikaci této produkční funkce.

Užitkové funkce domácností ze spotřeby modelujeme jako užitkovou funkci s konstantní relativní rizikovou averzí, kdežto užitek z volného času je logaritmický. Tím získáme vždy rostoucí nabídku práce.

5. Simulace

V této části zprávy popisujeme vybrané simulace s modelem a diskutujeme některé další výsledky.

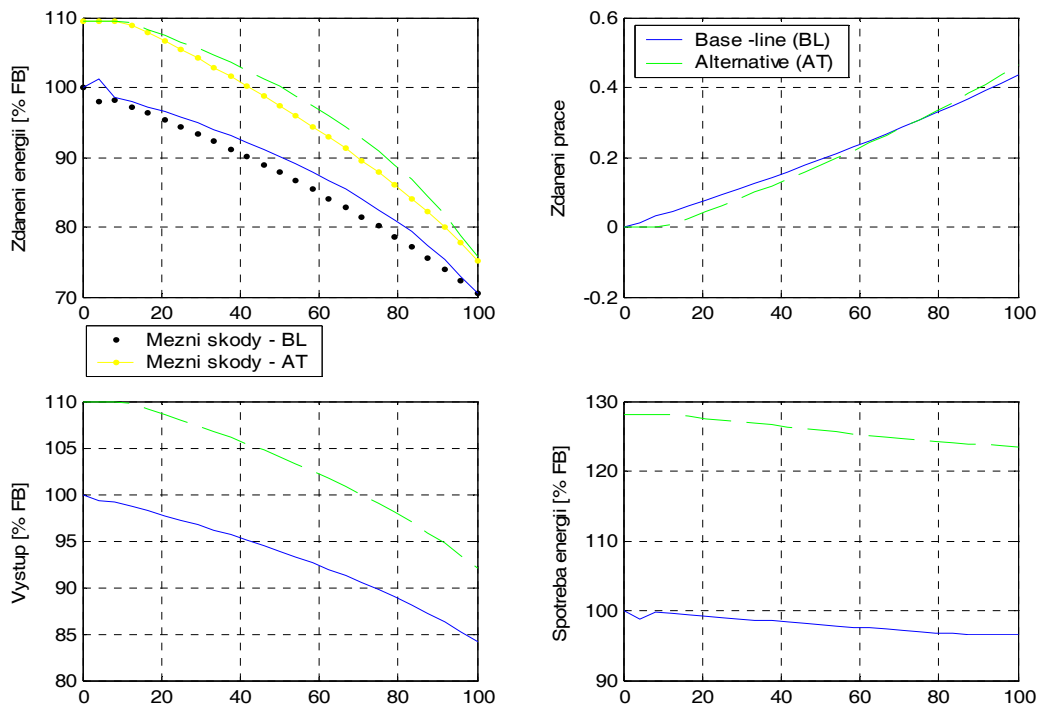
5.1 Simulace číslo 1 – vliv distorzí daňového systému

První simulační experiment patří do oblasti normativní ekonomie. V této simulaci zkoumáme dopad základních charakteristik produkčních funkcí na druhé nejlepší zdanění energií. Simulujeme situaci, kdy pigouviánské daně nejsou schopny zajistit dostatek příjmů veřejných rozpočtů a tudíž vláda musí používat také distorzích daní k financování veřejných rozpočtů.

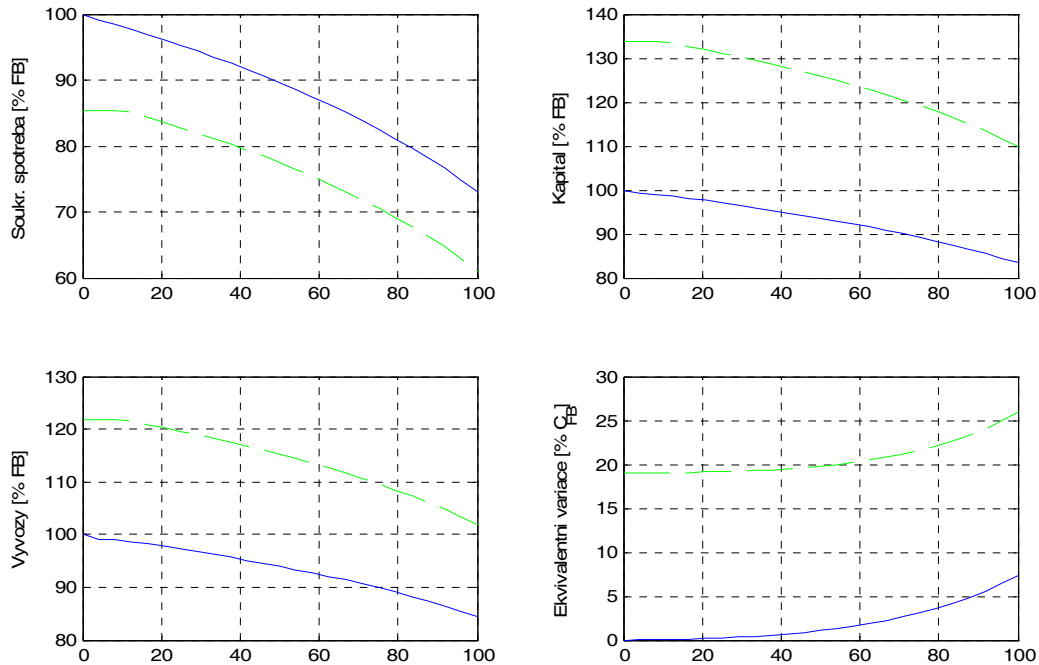
Simulační experiment ukazuje interakce ramseyovského a pigouviánského motivu daní v ustáleném stavu. Výsledky shrnují následující grafy. V těchto grafech jsou znázorněny druhé nejlepší daně (*second-best*) v závislosti na daňové distorzi. V grafech jsou uvedeny dopady na míru zdanění energií, zdanění práce, výstup ekonomiky, spotřebu energií, soukromou spotřebu, ustálenou kapitálovou zásobu, vývozy a ekvivalentní variaci. Mimo zdanění práce a ekvivalentní variace jsou všechny veličiny znázorněny jako procentní odchylka od ustáleného stavu v prvním nejlepším světě. Zdanění práce je uvedeno v procentním vyjádření a ekvivalentní variace je měřena procentní ztrátou spotřeby, která by odpovídala prvnímu nejlepšimu světu. Toto je standardní způsob měření ztráty užítku v makroekonomických simulačních modelech (např. při měření nákladů inflace nebo nákladů hospodářských cyklů). Na vodorovné ose je nanesena vždy míra distorze, která je v tomto případě měřena jako podíl veřejných příjmů, jež musí být zajištěny distorzím způsobem, proto osa probíhá od 0 do 100. Nula (0) odpovídá situaci prvního nejlepšího světa (*first-best*), kdy daně mají pouze korekční úlohu a příjmy veřejných rozpočtů je možné zajistit nedistorzním způsobem (např. daní z hlavy). Sto (100) odpovídá Ramseyovskému problému – nedistorzní daně nejsou vůbec dosažitelné.

Tyto simulace provádíme pro základní parametrizaci. Jako citlivostní analýzu volíme citlivost na parametry produkční funkce. Připomeňme, že v základní parametrizaci předpokládáme $\rho_1 = 0,75$ a $\rho_2 = 0,10$, což odpovídá elasticitě substituce mezi kapitálem a energiemi na úrovni zhruba 0,9 a elasticitu substituce mezi agregátem kapitál-energie a prací na úrovni 0,57.

Graf 1.a



Graf 1.b



Jak napovídá legenda u grafů, modré plné čáry znázorňují simulace pro základní parametrizaci. Naopak zelené přerušované čáry odpovídají alternativní kalibraci, která nastavila parametry na hodnoty $\rho_1 = 2,00$ a $\rho_2 = 0,10$. Na prvním grafu jsou

kromě naznačených sazeb (plná resp. přerušovaná čára) znázorněny ještě **mezní externí škody** (opět normované na situaci v prvním nejlepším světě).

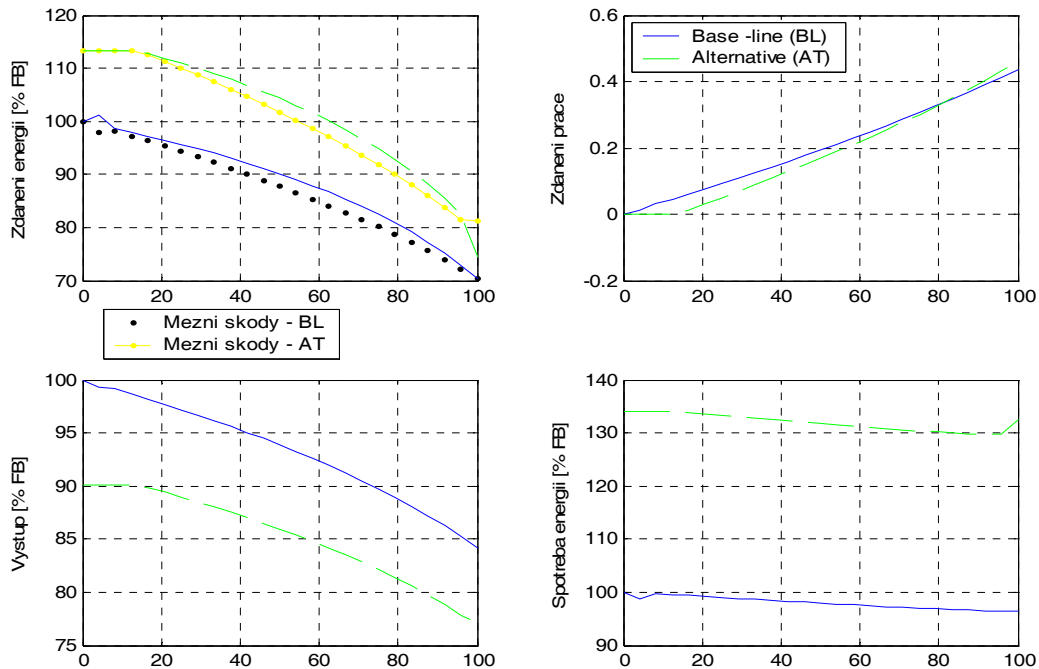
Jaké závěry vyplývají z této simulace:

- Se vzrůstající distorzí daňového systému klesají daně z energií a naopak roste daně z práce. To implikuje, že silná dvojitá dividenda ekologické daňové reformy je v malé otevřené ekonomice obecně nedosažitelná. Tím potvrzujeme výsledky jiných modelů.
- Daně z energií se obecně nerovnajíc mezním externím škodám. Tyto veličiny se rovnají pouze tehdy, pokud daňový systém nezpůsobuje žádné jiné distorze.
- Se vzrůstající distorzí daňového systému klesá ekonomický výkon: srovnáme-li výstup (HDP), soukromou spotřebu a kapitálovou formaci, lze vidět rapidní pokles.
- Tento pokles je doprovázen poklesem všech vstupů (energie i práce). Z tohoto důvodu klesají mezní externí škody (a samozřejmě i celkové externí škody) a roste podíl volného času. To na jednu stranu zvyšuje užitek domácností. Na druhou stranu tento vzrůst užitku není dostatečný, aby kompenzoval pokles užitku z poklesu spotřeby.
- Celkový vliv daňových distorzí na blahobyt je tedy záporný. Vidíme, že ztráta blahobytu je celkem vysoká, odpovídá přibližně ztrátě, která se odhaduje jako ztráta blahobytu z důvodu existence hospodářských cyklů a je vyšší než odhadované ztráty blahobytu ze středně velké inflace.
- Ekonomika s produkční funkcí, jež má nižší elasticitu substituce ($\rho_1 = 2,00$) než základní parametrizace, vykazuje v našem rámci vyšší ekonomický výkon měřený HDP, ale nižší spotřebu. Zároveň je vyšší výkon doprovázen vyšším pracovním úsilím a vyšší spotřebou energie. To implikuje výrazně nižší blahobyt. Na druhou stranu dopady distorzí daňového systému nejsou tak výrazné: naopak relativní ztráta blahobytu je **nižší**. Toto je obecný závěr v modelech tohoto typu: vysoká míra substituce mezi jednotlivými zdroji způsobuje relativně vyšší ztrátu blahobytu způsobenou distorzemi daňového systému. Intuitivní vysvětlení je nenásledující. Vysoká míra substituce způsobuje, že relativně více zdaněný vstup je nahrazován a daňová zátěž musí být rovnoměrněji rozdělena mezi jednotlivé vstupy, aby se pokryly požadavky veřejných příjmů. To samozřejmě snižuje korekční úlohu pigouviánských daní. Tento efekt je v otevřené ekonomice ještě zvýrazněn, pokud jsou některé ze vstupů mezinárodně mobilní (např. kapitál).

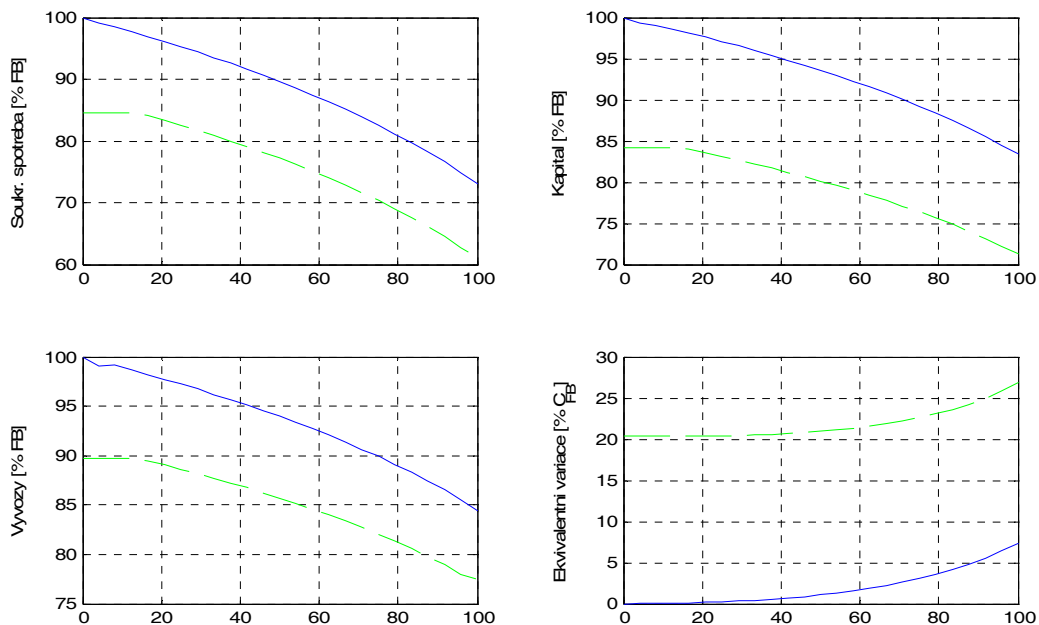
Následná simulace ověřuje, že podobný efekt zůstává v platnosti, pokud budeme uvažovat nikoliv substituci mezi agregátem kapitál-energie a prací, ale substituci uvnitř tohoto agregátu (tj. substituci mezi kapitálem a energiemi). Následná simu-

lace srovnává základní kalibraci $\rho_1 = 0,75$ a $\rho_2 = 0,10$ s alternativní kalibrací: $\rho_1 = 0,75$ a $\rho_2 = 0,30$.

Graf 1.c



Graf 1.d



Můžeme srovnat, že simulační výsledky mají v obou případech určité shodné rysy, ale i určité rozdílné rysy:

- zhoršení substituce mezi kapitálem a energiemi nezvyšuje celkový výstup ekonomiky, jak tomu bylo v předchozím případě, ale snižuje. Soukromá spotřeba je samozřejmě taky nižší, naopak spotřeba energií je vyšší. To vše má negativní dopady na blahobyť,
- podobně jako v předchozím případě je relativní dopad daňových distorzí vyšší v ekonomice, kde jsou vstupy snadněji substituovatelné. Také intuice je obdobná jako v předchozím případě,
- vliv substituce mezi kapitálem a energií má podstatně vyšší vliv než substituce mezi agregátem kapitál-energie a práce. Jinými slovy, výsledky simulací jsou podstatně citlivější k parametru ρ_2 než k parametru ρ_1 .

Než přejdeme k simulaci číslo 2, stručně diskutujeme možné interpretace daňových distorzí. V modelu jsme použili formální přechod od první nejlepší ekonomiky k ramseyovskému problému. Nicméně jsou možné i jiné – izomorfní – interpretace:

- v případě nerovné daně z práce jsou distorze daňového systému zvyšovány při zvyšující se sazbě METR. Zvýšení METRu, při zachování průměrného zdanění práce, by mělo podobný dopad jako to, co jsme právě namodelovali;
- obdobně zvýšení užítka volného času zvyšuje distorze;
- nedokonalá konkurence na trhu zboží a služeb.

Poslední bod vyžaduje podrobnější komentář: některé modely implikují, že dvojitá dividenda může být přítomná, pokud je trh zboží zatížen nedokonalou konkurencí. Tyto výsledky však bývají specifické tím, že vyžadují zvláštní předpoklady o fungování trhu práce. Na druhou stranu náš model implikuje pravý opak: intuice je taková, že nedokonalá konkurence (tj. nízká hodnota parametru θ) zvyšuje vzácnost veřejných rozpočtů, neboť efektivně snižuje daňový základ.

5.2 Simulace číslo 2 – dopad zdražení cen světových energetických surovin

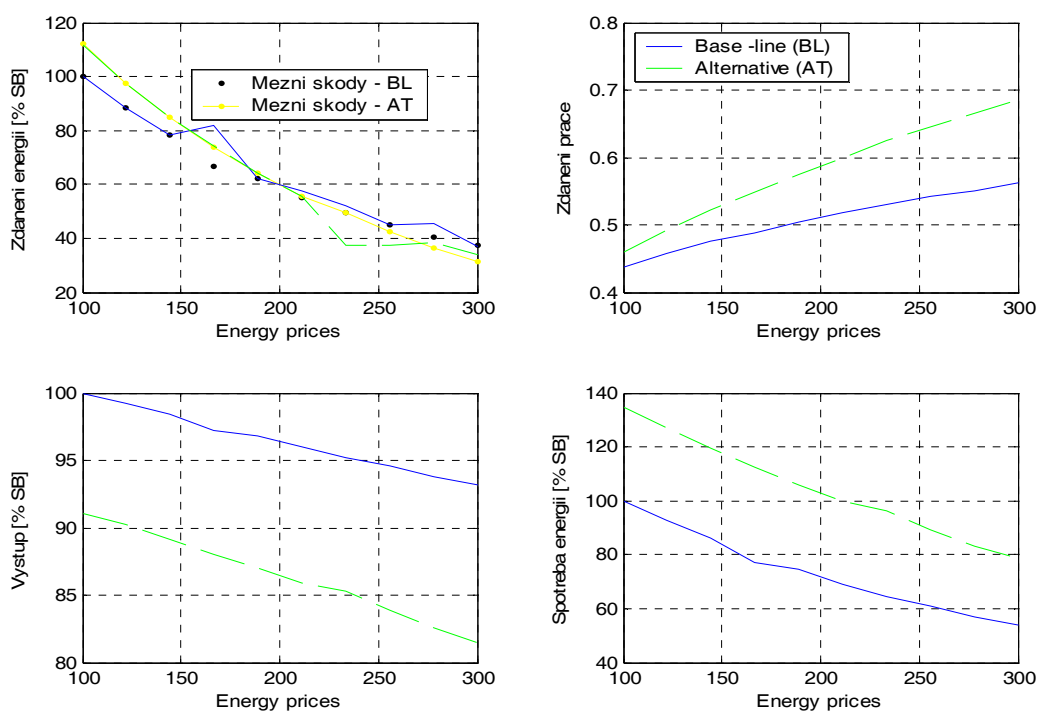
Tento simulační experiment oproti simulaci předchozí patří spíše do světa pozitivní ekonomie. Nyní simulujeme dopad zvýšení světových cen energií na malou otevřenou ekonomiku. Simulaci uvažujeme za situace, kdy se daňová soustava přizpůsobí probíhající změně. Otázka, jak ekonomika zareaguje na zdražení světových cen energií a jak by měla hospodářská politika zareagovat, je důležitá. Např. v souvislosti s nedávným zvýšením cen ropy a následně pohonných hmot se vysky-

tl návrh na snížení spotřebních daní z těchto pohonných hmot. Otázka je, jestli je zde nějaký racionální důvod nebo se jedná o populistický návrh?

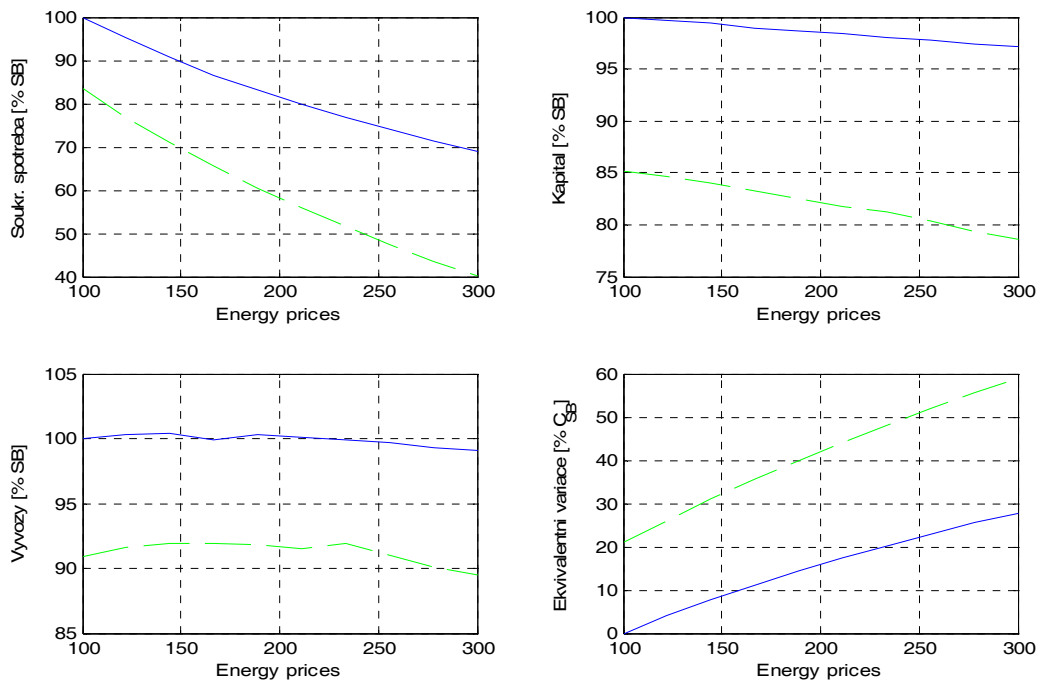
Výsledky simulací jsou uvedeny v následujících grafech 2a a 2b: na vodorovné ose jsou znázorněny světové ceny surovin (normované na počáteční stav = 100) a v jednotlivých pod-grafech jsou uvedeny dopady na míru zdanění energií, zdanění práce, výstup ekonomiky, spotřebu energií, soukromou spotřebu, ustálenou kapitálovou zásobu, vývozy a ekvivalentní variaci. Mimo zdanění práce a ekvivalentní variace jsou všechny veličiny znázorněny jako procentní odchylka od ustáleného stavu v druhém nejlepším světě. Zdanění práce je opět uvedeno v procentním vyjádření a ekvivalentní variace je měřena procentní ztrátou spotřeby, která by odpovídala prvnímu nejlepšimu světu.

Jak napovídá legenda u grafů, modré plné čáry znázorňují simulace pro základní parametrizaci. Naopak zelené přerušované čáry odpovídají alternativní kalibraci, která nastavila parametry na hodnoty $\rho_1 = 0,75$ a $\rho_2 = 0,30$. Na prvním grafu jsou kromě naznačených sazeb (plná resp. přerušovaná čára) znázorněny ještě **mezní externí škody** (normované na rovnováhu v druhém nejlepším světě).

Graf 2.a



Graf 2.b



Závěry plynoucí z této simulace jsou následující:

- zvýšení světových cen surovin způsobuje pokles spotřeby energie a ekonomické aktivity, přičemž pokles spotřeby energie je výraznější, tento disproporcionální pokles spotřeby je způsoben substitucí výrobních faktorů.
- celkové vývozy neklesají dramaticky, ekonomika totiž musí vyvážet více relativně k HDP, aby financovala dražší dovozy energií.
- na rozdíl od vlivu daňových distorzí jsou dopady změn cen světových surovin negativnější pro ekonomiku s nižší mírou substituce mezi vstupy, což je celkem intuitivní.
- klesá podíl jak mezních externích škod, tak výše energetického zdanění, naopak roste podíl daní z jiných vstupů (práce). Tudíž návrh snížit spotřební daně z energií při zvýšení světových cen má racionální ekonomické jádro.
- To ovšem platí jen za předpokladu, že použití energií je cenově citlivé, neboť musí klesat mezní externí škody.

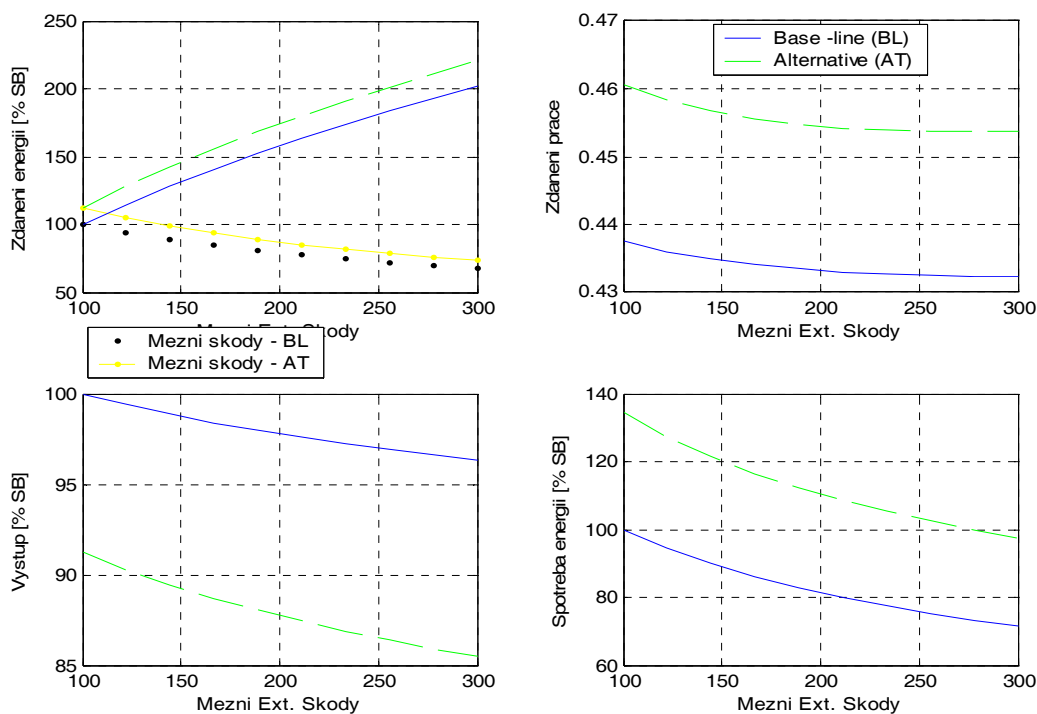
5.3 Simulace číslo 3 – změna preferencí

Simulační experiment číslo 3 simuluje situaci v druhém nejlepším světě, kdy dojde k neočekávanému zvýšení externí mezní škody z dodatečné jednotky použité energie a daňový systém zareaguje optimálním způsobem. Tato situace je důležitá např. v případě, že by přišly nové informace např. o negativních dopadech emisí na

zdraví apod. Výsledky těchto simulací jsou ukázány v následujících grafech, které jsou konstruovány obdobným způsobem jako v předchozím případě. Samozřejmě s tím rozdílem, že na vodorovné ose je jednotková mezní externí škoda⁶¹.

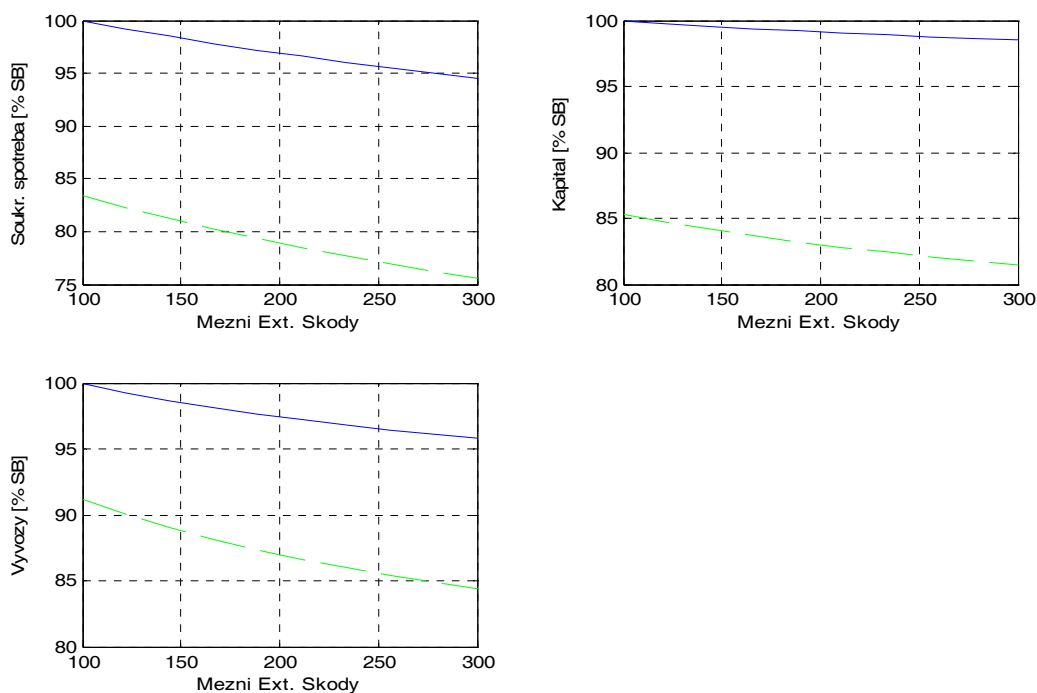
Výjimka ovšem je ta, že grafy neukazují ekvivalentní variaci, ta zřejmě v tomto druhu simulace nemá smysl.

Graf 3.a



⁶¹ V modelu aproximujeme celkové externí škody pomocí kvadratické funkce. Ta je konvexní, čímž splňuje přirozený předpoklad kladený v modelech na tento typ škod. Kvadratická funkce je dobrá v tom, že mezní externí škody jsou lineární.

Graf 3.b



Výsledky simulací jsou následující:

- Proporcionální zvýšení mezní jednotky externí škody (která je v rámci našeho modelu izomorfní ke změně preferencí) vyvolává pokles ekonomické aktivity a výraznější snížení spotřeby energií, což je přirozené a analogické výsledku simulací číslo 2.
- Rozdílné proti předcházející simulaci je reakce daňového systému: v našem případě nastane přesun od zdanění práce ke zdanění energií.
- Vliv na zaměstnanost je nejasný a silně závisí na substitucích vstupů v produkční funkci a parametrizaci užitkové funkce. Výsledek však není jednoznačný ani pro určité typy produkčních funkcí. Výsledky analýzy v článku Brůhy a Foltýnové (2005) ukazují, že za předpokladů používaných v makroekonomických modelech hospodářských cyklů by zaměstnanost klesla. Tento závěr však není obecný – např. pro Cobb-Douglasovu produkční funkci a logaritmický užitek by dopad na zaměstnanost nebyl žádný. Vzhledem k těmto závěrům zde vyvstává otázka, zda tzv. dvojitá dividenda v zaměstnanosti je vůbec žádoucí.

Tyto výsledky ukazují, jak je nebezpečná rétorika ohledně dvojí dividendy nebo tzv. win-win strategií určitých „environmentalistů“. Je dobré si uvědomit, že existuje nevyhnutelná substituce mezi ekonomickým a environmentálním blahobytem, takže tato rétorika je nejenom konceptuálně chybná, ale dvojí dividendy a win-win

strategie nemusí představovat ani žádoucí cíl. Simulace s modelem tak potvrzují to, co již bylo řečeno v souvislosti s Porterovou hypotézou v jiné části této zprávy.

5.4 Ostatní simulační experimenty

Řešitelský tým provedl řadu jiných simulačních experimentů. Zde budeme diskutovat výsledky vybraných z nich.

Vliv cenové elasticity vývozu

Pokud je cenová elasticita vývozu menší než úplně dokonalá a zároveň malá otevřená ekonomika, pak to má výrazný vliv na daňové distorze plynoucí ze zdanění energie. Brůha (2005) ukázal, že první nejlepší energetická daň bude mít v takovém případě následující tvar:

$$\tau^e = sP^e + \left(\frac{\partial U}{\partial C}\right)^{-1} \left(\frac{\partial U}{\partial E}\right) + sP^e \frac{\frac{s(P^e E + F)}{X} \xi^{-1}}{1 - \frac{s(P^e E + F)}{X} \xi^{-1}}.$$

Význam symbolů ve vzorci je obdobný jako v kapitole 3 u popisu modelu, výjimkou je parametr ξ , který měří cenovou elasticitu exportů. První člen ve vzorci představuje soukromé náklady energie, které jsou dány mezinárodní cenou P^e a reálným kurzem s . Druhý člen představuje mezní externí škodu a odpovídá ideální pigouviánské dani. Třetí člen je zajímavý a odpovídá vlivu dovozů energie na reálný kurz: příliš velké dovozy způsobují depreciaci reálných směnných relací. Je zřejmé, že individuální výrobci neberou v úvahu vliv své poptávky na tuto cenu. Z tohoto důvodu se zde otevírá prostor pro dodatečné zdanění energií a Brůha (2005) ukázal, že v takovém případě mohou být energetické daně vyšší než pigouviánské.

Je však zřejmé, že daný mechanismus nebude fungovat, pakliže budou vývozy silně cenově elastické, tj. když $\xi \rightarrow \infty$. Pak totiž poslední člen ve výrazu uvedeném výše bude nula. Důvodem je to, že v takovém případě se platební bilance čistí prostřednictvím množství, nikoliv cen a reálné směnné relace jsou zafixované.

Pro čtenáře netrénovaného v makroekonomii může být tento závěr překvapující. V populárních diskusích se cituje devalvace (ve smyslu zhoršení reálných směnných relací) jako nástroj hospodářské politiky, který vede k vyššímu ekonomickému blahobytu. Intuitivní zdůvodnění tohoto tvrzení je, že takové opatření by představovalo pozitivní poptávkový šok. Bohužel – z hlediska teorie všeobecné ekonomické rovnováhy – je tato intuice naprosto chybná. Zhoršení reálných směnných relací znamená, že:

- se prodraží dovozy, což snižuje reálné mzdy (a tedy i nabídku práce) a snižuje také reálné bohatství domácích subjektů;
- ekonomika bude muset vyvážet reálně více, aby ufinancovala dovozy. Vyšší vývozy budou představovat tlak na vyšší použití zdrojů, např. na vyšší zaměstnanost, což bude mít negativní dopady na blahobyt domácností, neboť domácnosti budou mít méně volného času.

Z těchto důvodů představuje konkurenční devalvace naprosto chybný nástroj hospodářské politiky. Nicméně, pokud by z nějakého libovolného důvodu představovala cíl, pak by to byl motiv pro nižší daně na dovážené energie.

Je záhodno však učinit ještě jednu poznámku. Při makroekonomickém modelování je cenová elasticita vývozu chápána obvykle jako daný parametr neovlivnitelný modelem. To je pravděpodobně realistický předpoklad pro krátké a střední období. Na druhé straně pokud by environmentální regulace indukovala významný strukturní efekt, lze očekávat změnu cenové elasticity vývozu. Empiricky platí, že materiálově a energeticky náročné produkty (jako nerostné suroviny a ocel), jsou více cenově elastické než produkty s výrazným podílem kvalifikované lidské práce. To je intuitivní, protože sofistikované produkty lze daleko hůře substituovat. Pomůže-li EDR k přesunu tvorby přidané hodnoty v národním hospodářství k sektorům s výrazným podílem kvalifikované práce, sníží tím citlivost zahraniční poptávky po domácím zboží. Tím by mohla EDR přispět k menší rizikovosti exogeních šoků do reálného kurzu v otevřené ekonomice. Ve standardním makroekonomickém modelování se však tento efekt pomíjí, neboť je obtížně kvantifikovatelný.

6. Závěr

Ukázali jsme, že makroekonomické dopady environmentální regulace v malé otevřené ekonomice mají určité shodné a určité odlišné rysy od uzavřené ekonomiky.

Mezi společné rysy patří to, že v prvním nejlepším světě jsou energetické daně rovné mezní externí škodě, nicméně v situacích, kdy daňový systém způsobuje distorze na trzích zboží a nebo práce, se tyto daně na energie mohou lišit od pigouviánské daně. V typickém případě bude daň z energie nižší v druhém nejlepším

světě a bude se obecně snižovat, pokud rostou daňové distorze (způsobené např. distribučními ohledy). Na druhou stranu ukazujeme, že za určitých okolností může být v otevřené ekonomice optimální zdanění energie vyšší než pigouviánské. Z analýz zahraniční literatury vyplynulo, že takovýmto případem je selhání sociální politiky nebo politiky trhu práce. Náš model ukázal, že tato možnost může být založená na zlepšení reálných směnných relací.

Nic však nepřichází zadarmo – ekologická daňová reforma může prostřednictvím trhu práce přinést dvojí dividendu, ale pouze tehdy, pokud se zároveň zvýší tvrdost sociálního systému. Kaplow (2004) ukazuje, že v případě, že by se měla úroveň tvrdosti sociálního systému zachovat, nelze koncipovat ekologickou daňovou (nebo jinou) reformu tak, aby přinesla dvojí dividendu. To implikuje fakt, že ekologická regulace by měla respektovat obecný princip, že daňová sazba by se měla rovnat mezní škodě.

Analogické tvrzení platí i pro případ strategické obchodní politiky. Populární kritika environmentální regulace tvrdí, že tato regulace by měla být laxnější v případě otevřené ekonomiky z důvodu konkurenceschopnosti – ať je již tento neurčitý koncept definován jakkoliv. Brůha (2005) ukázal, že toto je ve zde definovaném standardním makroekonomickém rámci lichý argument – environmentální regulace pochopitelně mění relativní výhodu domácích producentů, nicméně pro účely normativní analýzy je třeba opět srovnat mezní přínosy z regulace a mezní náklady regulace, což je standardní metodologie pigouviánského, resp. ramseyovského, přístupu ke zdanění. Tento závěr potvrzuje Neary (2005) simulacemi s mnoha různými modely mezinárodního obchodu. Ukazuje, že je možné teoreticky zkonstruovat model, v němž byt' malá environmentální regulace může zapříčinit katastrofální dopad na domácí ekonomiku ve specifickém modelu nové ekonomické geografie se silnými aglomeračními tendencemi. Na druhou stranu argumentuje, že výsledky takového modelu nejsou robustní.

Pokud bychom měli rychle shrnout závěry makroekonomického modelování – ať již výsledků jiných modelů nebo našeho modelu – mohli bychom konstatovat, že obecný princip k vyhodnocování dopadů environmentální regulace by měl být představován pigouviánskou analýzou. Rétorika dvojích dividend (nebo naopak obav z konkurenceschopnosti) je buď založená na specifických předpokladech, které může být těžké ověřit, nebo předpokládají zásah do jiné politiky (např. sociální). Neexistuje však samozřejmě důvod, proč by měla environmentální politika do těchto jiných politik zasahovat.

VIII. Závěr

Předložená závěrečná zpráva shrnuje nejdůležitější výsledky řešení projektu „Národohospodářské modely dopadů opatření politiky životního prostředí na makroekonomické agregáty v České republice“ v letech 2004 – 2005. Obecným cílem tohoto projektu bylo identifikovat faktory, které ovlivňují chování firem a spotřebitelů a zprostředkovaně tak i vývoj makroekonomických veličin.

Zpracování bylo rozděleno do několika tématických bloků: analýza vývoje právních norem na ochranu životního prostředí a analýza konzistentnosti makroekonomických politik se Státní politikou životního prostředí, analýza faktorů, které mají vliv na výdaje domácností na energie a dopravu, dopady růstu cen na spotřebu vody, vliv poplatkového systému na odpadové hospodářství, dopady environmentální regulace na firemní sektor, analýza faktorů, které se podílely na snížení znečištění ovzduší v období transformace a využití makroekonomického modelu k zachycení dopadů environmentální regulace.

Řešitelský tým bude i po skončení práce na tomto výzkumném projektu i nadále rozvíjet výzkum v této oblasti. Jako inspirující se do budoucna jeví například podrobnější analýza vlivu poplatků na odpadové hospodářství z hlediska porovnání stavu mezi obcemi, které používají paušální poplatky a které jejich výši odvozují od produkovaného odpadu. To je však téma spíše mikroekonomické. V makroekonomické oblasti bude do budoucna rozvíjen popsáný a aplikovaný model. Výsledky těchto simulací, jakož i výsledky řešení tohoto projektu budou publikovány v odborných časopisech a na konferencích.

References

- Aiyagari, R., (1995): *Optimal Capital Income Taxation with Incomplete Markets, Borrowing Constraints, and Constant Discounting*, Journal of Political Economy 103, pp. 1158-1175.
- Albrecht, J. (1998): *Environmental Regulation, Comparative Advantage and the Porter Hypothesis*, Working Paper, University of Gent: Faculty of Economics and Applied Economics.
- Baker, T., Koehler, J. (1998): *Environmental Regulation and Competitiveness*, Edward Elgar, Cheltenham.
- Barro, R., Sala-I-Martin, X. (1992): *Public Finance in Models of Economic Growth*, Review of Economic Studies 59, s. 645-661.
- Bartmann, H. (1996): *Umweltökonomie – ökologische Ökonomie*, Kohlhammer, Stuttgart.
- Bastiat F. (1994): *Co je a co není vidět*, Liberální Institut, Praha.
- van Beers, C., van den Bergh, J. (2000). „*The impact of environmental policy on foreign trade: Tobey revise with bilateral flow*“, Department of Economics, Delft University of technology.
- Berndt, E.; Wood, D. (1979): *Engineering and Econometric Interpretations of Energy-Capital Complementarity*, The American Economic Review. June 1979; 69 (3): 342-354.
- Boltho (1996) *The assessment: international competitiveness*, Oxford Review of Economic Policy, 12(3), 1-16.
- Bovenberg, A. L., de Mooij, R. A. (1994): *Environmental levies and distortionary taxation*. American Economic Review 84, 1085-1089.
- Bovenberg, A. L., van der Ploeg, F. (1994a): *Green Policies and Public Finance in a Small Open Economy*. Scandinavian Journal of Economics 96, pp. 349-390.

- Bovenberg, A. L., van der Ploeg, F. (1994b): *Environmental policy, public finance and the labour market in a second-best world*. Journal of Public Economics 55, pp. 349-390.
- Bovenberg A.L., (1999): *Environmental Taxation and the Double Dividend, an Updated Reader's Guide*, International Tax and Public Finance 6, 421-443.
- Brůha, J. (2005): *An Essay on Application of Game Theory to imperfekt Markets: The Public Finance Perspective on Environmental Regulation*, disertace obhájená na FIS VŠE, červen 2005.
- Brůha, J., Vávra, D., Jílková, J. (2002): *Modelování zásahů státu do ekonomiky, závěrečná zpráva projektu VaV MŽP*, obhájeno prosinec 2002.
- Brůha, J. et Ščasný, M. (2005), *Economic Analysis of Driving Forces of Environmental Burden during the Transition Process: EKC hypothesis testing in the Czech Republic*. Paper presented at the 6th International Conference of the European Society for Ecological Economics ESEE-2005, Lisboa, 14-17 June 2005. Available at: <http://www.esee2005.org/php/programme.php> and CR-ROM.
- Brůha, J., Foltýnová, H. (2004): *Assessing Economic Consequences of 'Voluntary Modesty' using the Neoclassical Methodology*, prezentováno na Monte Verita Conference on Sustainable Resource Use and Economic Dynamics, 7.-10. června 2004.
- Brůha, J., Foltýnová, H. (2005): *Modeling of Passenger Transport Regulation. A Case Study of the Czech Republic*. Paper presented at the seminar series 'Supra Solidam Petram', organised by the Charles University Environment Center, January 2005; a new draft prepared.
- Bye, B. (2002): *Taxation, Unemployment, and Growth: Dynamic Welfare Effects of 'Green' Policies*, Journal of Environmental Economics and Management 43, s. 1-19.
- Clausen, H. (1999): *Rücknahmeverpflichtungen als Instrument von Abfallwirtschaftspolitik*.
- CSO (2004): *Statistical Yearbook of the Czech Republic*. Scientia and Czech Statistical Office, Prague.
- CSO (2005): *National accounts and production for the Czech Republic 1995 – 2003*. Czech Statistical Office. Available at <http://www.czso.cz>.

- Dong-Sung Cho, Hwuy-Chang Moon (2000): *From Adam Smith to Michael Porter: Evolution to Competitiveness Theory*, World Scientific Publishing, Singapore.
- EUROSTAT (2001): *Economy-wide Material Flow Accounts and Derived Indicators. A Methodological Guide*. Eurostat, European Commission, Luxembourg, 92 pp.
- Feichtinger G., Harlt R., Kort P., Veliov V. (2005): *Environmental Policy, the Porter Hypothesis and the Composition of Capital: Effects of Learning and Technological Progress*. *Journal of Environmental Economics and Management* 50/2, pp. 434-446.
- Fullerton D. (1997): *Environmental levies and distortionary taxation: Comment*. *American Economic Review* 87, 245-251.
- Fullerton D., G. Metcalf (2001): *Environmental controls, scarcity rents, and pre-existing distortions*, *Journal of Public Economics* 80, pp. 249-267.
- Gallenkemper, B., Gallenbeck, K., Dornbusch, H. J. (1996): *Gebührensysteime und Abfuhrhythmen in der kommunalen Abfallwirtschaft*, Erich Schmidt Verlag 1996, Berlin.
- Goulder A. L., Mathai C. (2000): *Optimal CO₂ Abatement in the Presence of Induced Technological Change*, *Journal of Environmental Economics and Management* 39, pp. 1-38.
- Goulder, A. L. (1998): *Environmental Policy Making in a Second-Best Setting*, *Journal of Applied Economics* 1.
- Goulder, A. L. (1995): *Environmental Taxation and the Double Dividend: A Reader's Guide*, *International Tax and Public Finance* 2, pp. 157-183.
- Green, W., (2003): *Econometric Analysis*. Prentice Hall, New Jersey, 1026 pp.
- Hart R. (2004): *Growth, environment and innovation – a model with production vintages and environmentally oriented research*. *Journal of Environmental Economics and Management* 48/3, pp. 1078-1098.
- Hayashi F. (1982): *Tobin's Marginal q and Average q: A Neoclassical Interpretation*, *Econometrica* 50, pp. 213-224.

- Heidug, W. K., Bertram, R. (2004): *Environmental policy, induced technological change and economic growth: a selective review*. In: Tietenberg, T., Folmer, H.(ed.): *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2004/2005. A Survey of Current Issues*. Edward Edgar Publishing Limited, Cheltenham, Velká Británie, pp. 61-100.
- Hitchens, D., Birnie E., McGowan A., Triebswetter U., Cotica A. (1998): *The firm, competitiveness and environmental regulation: A Study of the European food processing Industry*, European foundation for improvement of living and working conditions, Edward Elgar, Cheltenham UK.
- Christensen L., Jorgenson D., Lau L. (1973): *Transcendental Logarithmic Production Frontiers*, *Review of Economics and Statistics*, 1973 Febr., pp. 28-54.
- IEA_OECD (2004): *Energy Prices and Taxes. Quarterly Statistics. Second Quarter 2004*. OECD and International Energy Agency, Paris.
- Jaffe, A., Peterson S. R., Portney, P. R. Stavins, R. (1995): *Environmental Regulation and the Competitiveness of U.S. manufacturing: What Does the Evidence Tell Us?*, *Journal of Economic Literature*, 33 (1) pp. 132-163.
- Jaffe, A. B., Newell, R. G., Stavins, R. N. (2003): *Technological change and the environment*. In: *Handbook of Environmental Economics*, Volume 1., Elsevier Science B.V.
- Jenkins, Rhys, (1998): *Environmental Regulation And International Competitiveness: A review of Literature and Some European Evidence*, United Nations University, Institute for New Technologies, Maastricht.
- Jílková, J. (2003): *Daně, dotace a obchodovatelná povolení – nástroje ochrany ovzduší a klimatu*. IREAS. Praha.
- Jílková, J. et al. (2003): *Assessing Numerical Techniques for Evaluation of Environmental Taxation*, prezentováno na konferenci *The Fourth Annual Global Conference on Environmental Taxation Issues, Experience and Potential*, Sydney, 5.-7. června 2003.
- Kaplow L. (2004): *On the (Ir)Relevance of Distribution and Labor Supply Distortion to Government Policy*. *Journal of Economic Perspectives* 18, pp. 59-175.
- Kehoane N., Revesz, R., Stavins, R. (1998): *The Choice of Regulatory Instruments in Environmental Policy*, *Harvard Environmental Law Review* 22, pp. 313-367.

- Kemp, R. (2000): *Technology and Environmental Policy – Innovation effects of past policies and suggestions for improvement*, OECD proceedings innovation and the Environment, OECD, Paris, pp. 41-63.
- Kok, W. (2004): *Facing the Challenge. The Lisbon strategy for growth and employment*. Report from the High Level Group chaired by Wim Kok. November 2004.
- Koskela E., R. Schob (1999): *Alleviating unemployment: The case for green tax reforms*, European Economic Review 43, pp. 1723-1746.
- Kouris, G. (1983): *Energy consumption and economic activity in industrialized economies – a note*, Energy Economics 5, pp. 207-212.
- Krugman, P. (1994): *Competitiveness – dangerous obsession*. Foreign Affairs, March/April 1994.
- Lanjouw, J.O.; Mody, A. (1993): *Stimulation Innovation and the International Diffusion of Environmentally Responsive Technology: The Role of Expenditures and Institutions*.
- Linscheidt, B. (1998): *Ökonomische Anreizinstrumente in der Abfallpolitik*, Analytica, Berlin.
- Liski, M., Tahvonen, O. (2004): *Can carbon tax eat OPEC's rents?*, Journal of Environmental Economics and Management 47, pp. 1-12.
- Liu G. (2004): *Estimating Energy Demand Elasticities for OECD Countries: A Dynamic Panel Data Approach*, Discussion Paper 373, March 2004, Statistic Norway.
- McKibbin, W., P. Wilcoxon (1999): *The theoretical and empirical structure of the G-Cubed model*, Economic Modelling 16, s. 123-148.
- MF (2004): *Konvergenční program ČR*.
- MoE (2004): *Yearly Statistics of the Environment of the Czech Republic*. Ministry of the Environment of the Czech Republic and Czech Statistical Office, Prague.
- Mohr R. D. (2002): *Technical Change, External Economies, and the Porter Hypothesis*. Journal of Environmental Economics and Management 43, pp. 158-168.
- MPO (2004): *Státní energetická koncepce České republiky*. Schválená usnesením vlády České republiky č. 211 ze dne 10. března 2004. Praha. (SEK 2004).

- MŽP (2004): *Integrovaný národní program snižování emisí v České republice (včetně Národního programu ke zlepšení kvality ovzduší)*. Praha. (INPSE 2004).
- MŽP (2004): *Státní politika životního prostředí 2004 – 2010*. Praha. (SPŽP 2004).
- Neary J. P. (2005): *International Trade and the Environment: Theoretical and Policy Linkages*, working paper, University College Dublin.
- Nordhaus W., Boyer, J. (2000): *Warming the World Economic Model of Global Warming*, Cambridge, MA: MIT Press.
- OECD (1992): *Technology and the economy: The key Relationships*, Paris.
- OECD (1994): *Economic Instruments in Environmental Policy: Lessons from OECD Experience and their Relevance to Developing Economies*.
<http://www.oecd.org>
- OECD (1996): *Tariff Escalation and Environment*, Paris.
- OECD (1996) *Evaluating the Efficiency and Effectiveness of Economic Instruments in Environmental Policy*. <http://www.oecd.org>
- OECD (2001): „*Environmental Goods and Services, The Benefits of Further Global Trade Liberalisation*“, Trade. Environment.
- OECD. (2001) *Report of the OECD workshop on information and consumer decision-making for sustainable consumption*. <http://www.oecd.org>
- OECD (2003): *Environmental taxes and Competitiveness: An Overview of Issues, Policy Options and Research Needs*, Paris.
- OECD (2003): *Liberalising Trade in „Environmental Goods“: Some Practical Considerations*, OECD, COM/ENV/TD(2003)34, May 2003.
- Palmer, K., Oates, W. E., Portney, P. (1995): *Tightening environmental standards: the benefit-cost or the no-cost paradigm?* Journal of Economic Perspectives, 9 (4), pp. 119-132.
- Pigou A. (1920): *The Economics of Welfare*, MacMillan, London.
- Pindyck, R. S. and Rotemberg, J. J. (1983): *Dynamic factor demands and the effects of energy price shocks*, American Economic Review 73, 1066-1079.

- Popp D. (2004): *ENTICE: endogenous technological change in the DICE model of global warming*, Journal of Environmental Economics and Management 48/1, pp. 742-768.
- Popp, D. (2002): *ENTICE: endogenous technological change in the DICE model of global climate change*. Discussion paper, Syracuse University, New York.
- Porter, M. van der Linde, C. (1995): *Towards a new conception of the environment-competitiveness relationship*, Journal of Economic Perspective 9,4. 97-118.
- Prosser, R. D. (1985): *Demand elasticities in OECD countries: dynamic aspects*, Energy Economics 7, pp. 9-12.
- Ramsey F. (1928): *A contribution to the theory of taxation*, The Economic Journal 37, pp.47-61, 1928.
- Robinson, H. D. (1988): „*Industrial pollution abatement: the impact on balance of trade*“, Canadian Journal of Economics I, pp. 187-199.
- Romstad (1998): *Environmental regulation and Competitiveness* In. Baker, T., Koehler, J. International Competitiveness and Environmental Policies, Cheltenham: Edwards Edgar: 185-196.
- Sandmo A. (1975): *Optimal Taxation in the Presence of Externalities*, Swedish Journal of Economics 77, p. 86-98, 1975.
- Schmitt-Grohe, S., M. Uribe (2003): *Closing small open economy models*, Journal of International Economics 61, pp. 163-185.
- Slavík, J. a kol. (2004): *Ekonomické modely hodnocení komplexních nákladů v odpadovém hospodářství*, IREAS, Praha.
- Thompson, P., Taylor, T. (1995): *The Capital-Energy Substitutability Debate: A New Look*, The Review of Economics and Statistics. August 1995; 77(3): 565-69.
- Tobey, J. (1993): „*The impact of domestic environmental policy on international trade*“ in Giesch (ed.) Economic Progress and environmental Concerns, Springer Verlag, Berlin.
- United Nations. (1997): *Understanding Consumption Patterns: A Better Way to Towards Action*. Geneve. <http://www.unece.org>

- Van den Bergh (2004): *Optimal Climate Policy is a Utopia: From Quantitative to Qualitative Cost-Benefit Analysis*. *Ecological Economics* 48 (2004), pp. 385-393.
- Weiland, R. (1993): *Der Abfallbegriff*, Zeitschrift für Umweltpolitik, 2/1993.
- Werbeck, N. (1993): *Konflikte um Standorte für Abfallbehandlungs- und – beseitigungsanlagen*, Duncker&Humblot 1993, Berlin.
- West, S. R. C. Williams (2004): *Empirical estimates for environmental policy making in a second-best setting*. NBER working paper series, Working Paper 10330, Cambridge, USA.
- Wiegel, U. (1997): *Kostenstrukturen in der Abfallwirtschaft bei differenzierten Mengenströmen in Folge des Kreislaufwirtschaftsgesetzes*, in: 5. Münsteraner Abfallwirtschaftstage.
- WTO (2001): *Market Access: Unfinished Business*, Post-Uruguay Round Inventory and Issues, Special studies 6.
- Xepapadeas, A. and de Zeeuw, A. (1999): *Environmental Policy and Competitiveness: The Porter Hypothesis and the Composition of Capital*, *Journal of Environmental Economics and Management* 37, 165-182.

IEEP



**V roce 2006 vydal IEEP, Institut pro ekonomickou
a ekologickou politiku Fakulty národohospodářské,
Vysoká škola ekonomická v Praze.**



ISBN 80-86684-40-7