

## Ekonomické nástroje v politice životního prostředí: drahé daně a nízká účinnost<sup>1</sup>

Jan PAVEL – Lenka SLAVÍKOVÁ – Jiřina JÍLKOVÁ\*

---

### Economic Instruments of Environmental Policy: Costly Taxes and Low Effectiveness

#### Abstract

*Important tools of the current environmental policy are economic (market) instruments – i.e. fees, taxes and tradable permits. However, the design of such instruments should be done in a way to enable the evaluation of their environmental efficiency and economic effectiveness. The evaluation is rarely done in post-communist countries, where market instruments have a short history. The paper introduces the 3E method of the evaluation used by OECD and shows the results gained for the market instrument used in the Czech Republic with the focus on air pollution fees.*

**Keywords:** *environmental policy, market instruments, evaluation, environmental efficiency*

**JEL Classification:** Q53, Q58

---

#### Úvod

Ochrana životního prostředí získala významné místo v odvětvových politikách vyspělých států. Realizuje se pomocí buď *administrativních* (přímých či příkazových), nebo *ekonomických* (nepřímých) nástrojů. V posledních desetiletích lze jednoznačně identifikovat významné preferování nástrojů ekonomických, a to především z důvodu jejich vyšší národohospodářské efektivnosti (Romančíková,

---

\* Jan PAVEL – Lenka SLAVÍKOVÁ – Jiřina JÍLKOVÁ, Institut pro ekonomickou a ekologickou politiku (IEEP) při Národohospodářské fakultě Vysoké školy ekonomické v Praze, W. Churchilla 4, 130 67 Praha 3, Česká republika; e-mail: pavelj@vse.cz; slavikova@ieep.cz; jilkova@ieep.cz

<sup>1</sup> Tento příspěvek vznikl v rámci řešení projektu MŽP ČR č. SPII411/52/07 *Modelování dopadů environmentální daňové reformy: II. etapa EDR* a projektu 6. RP EU *Scanning Policy Scenarios for the Transition to Sustainable Economic Structures*.

2006; Jílková, 2003). Tento trend je od poloviny 90. let patrný i v postkomunistických státech, kde jsou ekonomické nástroje postupně využívány v ochraně všech složek životního prostředí (viz např. Bízíková a Kluvánková-Oravská, 2003). V reálné politice byly od 90. let minulého století využívány dotační programy a nástroje daňového typu v podobě poplatků, později také obchodování emisemi. Implementace ekonomických nástrojů byla a je spojena s velkým očekáváním. Důsledky jejich zavádění však nejsou snadno identifikovatelné, což generuje poptávku po provádění hodnocení jejich účinnosti a efektivnosti. Chybí však komplexní metodické postupy pro evaluaci nástrojů politiky.

Předložený článek reaguje na uvedený problém a navrhuje metodický rámec pro hodnocení ekonomických nástrojů v ochraně životního prostředí. Východiskem jeho konstrukce je metodika 3E (název je odvozen od *Environmental Efficiency, Economy a Effectiveness*), používaná OECD, která je v teoretické i praktické rovině všeobecně akceptována jako nástroj pro hodnocení výdajových intervencí veřejného sektoru.<sup>2</sup> S určitými úpravami, jež nemění její filozofii, je však využitelná pro jiné typy nástrojů (poplatkové, daňové apod.) (Jílková a kol., 2008). Aplikací upravené metodiky na ekonomické nástroje v oblasti ochrany životního prostředí se v České republice (dále ČR) dlouhodobě zabývá tým Institutu pro ekonomickou a ekologickou politiku (IEEP).<sup>3</sup> Článek shrnuje výsledky těchto aplikací, s důrazem na hodnocení efektivnosti poplatků v ochraně ovzduší.

## 1. Ekonomické nástroje environmentální politiky

Politika v ochraně životního prostředí využívá tři základní skupiny nástrojů: *administrativní* (výstižnější je označení *command and control*, používané v literatuře anglické jazykové oblasti), *ekonomické* a tzv. *přesvědčovací* (*suasive instruments*).<sup>4</sup>

Problematiku využití ekonomických nástrojů v ochraně životního prostředí v teoretické rovině otevřel Pigou (1932), avšak na podrobnější rozpracování bylo nutné čekat do 60. let 20. století. Diskuse se soustřeďovala zejména na zhodnocení možné aplikace těchto nástrojů v praxi a porovnání jejich efektivnosti a účinnosti s tehdy používanými přímými regulačními metodami. Za výhody ekonomických nástrojů byla například Baumolem (1972) označována statická

---

<sup>2</sup> K problematice použití metodického rámce 3E v případě výdajových intervencí viz například Ochrana (2006) nebo Nemeč et al. (2005).

<sup>3</sup> Viz například výzkumný úkol MŽP ČR *Efektivnost veřejných výdajů na ochranu životního prostředí* (SM/320/3/03).

<sup>4</sup> V tomto článku používáme pojmy *ekonomické* a *tržní* či *tržně orientované nástroje* jako synonyma, stejně jako například Turner a Opschoor (1994).

efektivnost vedoucí k minimalizaci nákladů. Magat (1978) naproti tomu akcentoval dynamickou efektivnost chápanou jako silné pobídky pro rozvoj nových technologií šetrnějších k životnímu prostředí. Také byl zdůrazňován jejich význam jako potenciální zdroj příjmů veřejných rozpočtů.<sup>5</sup> Oates et Strassmann (1984) však upozorňovali i na nevýhody ekonomických nástrojů, a to zejména možnost podpory monopolního chování výrobců ve formě snížení produkovaného množství statků pod společensky optimální úroveň a neurčitost dopadů ve srovnání s přímou regulací.

V 80. letech dvacátého století se zájem odborné veřejnosti přesunul od teorie směrem k praktické aplikaci a byly prováděny ex ante evaluace případného zavedení ekonomických nástrojů do relevantních veřejných politik. Poměrně rozsáhlé studie se věnovaly možnému využití ekonomických nástrojů pro omezení a kontrolu znečištění ovzduší (např. Krupnick, 1986; Spofford, 1984). Počty jejich praktické aplikace dynamicky rostly a mezi roky 1987 až 1992 se v zemích OECD zvýšily o více než 25 % (OECD, 1997). Řada používaných ekonomických nástrojů však měla pouze marginální charakter a svou konstrukcí a významem nemohla ve větší míře ovlivňovat chování ekonomických subjektů. Významným nedostatkem také zůstávala absence ex post analýz efektivnosti a účinnosti jednotlivých nástrojů. Jak upozorňuje OECD (1997), v provedených ad hoc analýzách bylo zjištěno, že pouze 45 % používaných ekonomických nástrojů mělo signifikantní dopad na chování ekonomických subjektů, naproti tomu u více než 30 % nebyl explicitně prokázán pozitivní vliv.

Společným problémem téměř všech doposud provedených hodnocení efektivnosti a účinnosti ekonomických nástrojů však byla otázka evaluačního rámce. Například výše daní (či poplatků) pigouviánského charakteru byla obvykle hodnocena podle toho, zda se nalézala nad či pod společenským optimem. Hodnocení efektivnosti se následně provádělo s použitím modelů všeobecné rovnováhy (Bovenberg a Goulder, 1996; Bovenberg a Mooij, 1994). Naproti tomu distribuční efekty byly dominantně vyhodnocovány s pomocí input-output modelů (Felder a Schleiniger, 2002). Novým směrem, jehož rozvoj lze zaznamenat v posledních letech, je hodnocení efektivnosti institucionálního prostředí, kterým se zabývá například Ostrom (2006), Vatn (2005) nebo Helm a Sprinz (2000).

Zásadním problémem uvedených evaluací je jejich nekomplexnost. Každá se zabývá pouze určitým okruhem problémů, což na straně jedné nedává celkový přehled o nástroji a na straně druhé to ani neumožňuje porovnání jednotlivých nástrojů mezi sebou. Proto je možné identifikovat snahy o vytvoření relativně jednoduché a komplexní metodiky.

---

<sup>5</sup> V kontextu ekologické politiky Slovenské republiky více viz Romančíková (2004, 2006).

## 2. Metodický přístup pro hodnocení efektivity a účinnosti ekonomických nástrojů ochrany životního prostředí

Diskuse o vhodné metodice hodnocení efektivity a účinnosti ekonomických nástrojů ochrany životního prostředí by měla vždy začínat vymezením cílů těchto nástrojů. Z hlediska veřejné ekonomie jde o nápravu neefektivního stavu, který vzniká v důsledku negativních externalit. Optikou obecně akcentované kategorizace státních zásahů, jak je prezentována například v práci Stiglitze (1997) nebo Musgraveho a Musgraveovej (1994), jde o zásah alokační.

Efektivnost alokačních zásahů je na rozdíl od efektivity redistribučních a stabilizačních zásahů poměrně jednoduše uchopitelná v optice neoklasické mikroekonomické. Za efektivní se považuje dosažení maximální hodnoty přínosů (užitků) ekonomických aktivit při existující úrovni zdrojů.<sup>6</sup> Existence negativních externalit způsobuje, že ekonomika se nachází na nižší úrovni využití vzácných zdrojů. Důvodem tohoto stavu je, že producenti a spotřebitelé statků, které způsobují negativní externality (resp. generují externí náklady a užitky), nezohledňují veškeré náklady. To vede k pokřivení relativních cen a produkci jiné struktury statků, než jakou považujeme za optimální. Náprava tohoto selhání trhu pomocí tzv. ekonomických nástrojů je založena na snaze změnit vnímání ekonomických subjektů tak, aby externí náklady ve svých rozhodováních zohledňovaly.

Hodnocení efektivity ekonomických nástrojů by bylo relativně jednoduchou záležitostí, pokud by bylo možné všechny přínosy a náklady spojené s existencí negativních externalit kvantifikovat a vyjádřit v peněžních jednotkách. To je však velmi obtížné, neboť pro tyto efekty neexistují zpravidla trhy, podle kterých by bylo možné určit stínové ceny.

V literatuře i v politické praxi se využívá řada různých metodik – od jednoduchého kvalitativního hodnocení po komplexní makroekonomické modely. V rámci tohoto příspěvku není možné podat jejich vyčerpávající přehled. Požadavek preciznosti analytické výpovědi je zpravidla v rozporu s požadavkem dostupnosti dat a únosnosti nákladů analýzy.

Pro hodnocení nástrojů ochrany životního prostředí byl jako pragmatické řešení zvolen koncept 3E.<sup>7</sup> Vychází z modelu, který je načrtnut ve schématu 1. Cílem jakékoliv vládní intervence je změna chování ekonomického systému, a to především v podobě jeho výstupů (například snížení objemu emisí). K dosažení

---

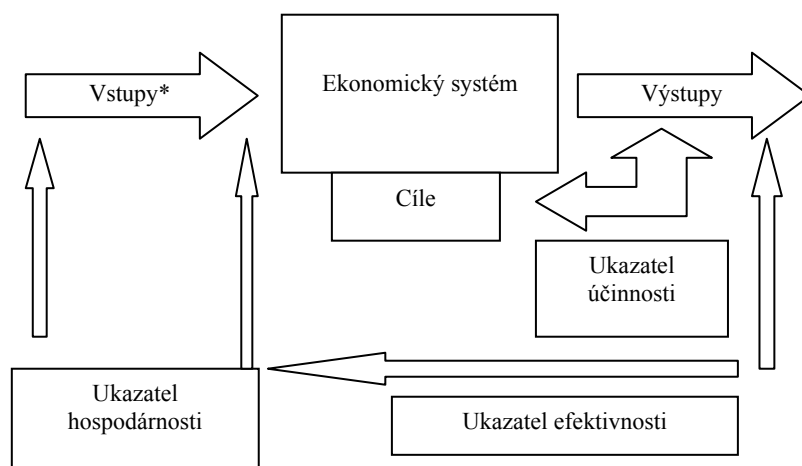
<sup>6</sup> Efektivností budeme dále chápat takovou alokaci zdrojů, kdy je dosaženo maximální hodnoty přínosů (které je možné měřit například užitky) na jednotku nákladů. To je konzistentní například s přístupem Ochrany (2003), který podstatu efektivity spatřuje ve sledování produktivity výstupů z realizovaných vstupů.

<sup>7</sup> Viz například Coombs a Jenkins (1994), Nemeč (2000), nebo pro praktickou aplikaci auditní standardy INTOSAI.

tohoto cíle jsou implementovány jednotlivé nástroje (poplatky, daně, limity, obchodovatelná emisní povolení). Jejich použití si však vyžaduje spotřebu určitých zdrojů (ať už explicitních či implicitních), které lze označit za vstupy.

#### S c h é m a 1

##### Model fungování ekonomických nástrojů v ochraně životního prostředí



Poznámka: \* Vstupy = náklady na implementaci nástroje.

Zdroj: Ochrana (2006), upraveno.

Praktická aplikace byla prezentována v OECD (1997), kde byla akcentována čtyři základní kritéria: a) environmentální efektivnost, b) ekonomická efektivnost, c) hodnota administrativních a vyvolaných nákladů a d) podpora inovačního jednání. Kombinací tohoto přístupu s metodikou 3E vznikl metodický rámec, který je představen v následující části.

V rámci hodnocení efektivnosti ekonomických nástrojů v ochraně životního prostředí je nutné sledovat několik kritérií. Ta lze rozdělit na *základní* a *doplňková*. Mezi základní patří environmentální účinnost, hospodárnost a efektivnost. Mezi doplňková potom řadíme veřejné příjmy, vliv na inovace, měkké efekty a širší ekonomické efekty.

**Environmentální účinnost** (*Environmental Efficiency*) určuje, do jaké míry aplikace evaluovaného nástroje přispěla k naplnění stanovených cílů. Obecně jsou tak porovnávány hodnoty plánované k určitému datu (cíle) s realitou. Pokud jsou dané hodnoty dosaženy, lze hovořit o tom, že daný nástroj splnil definované cíle a je tedy environmentálně účinný. Hodnotami v ochraně ovzduší je například snížení objemu emisí v tunách. Abychom mohli environmentální účinnost nástroje určit, je nutné, aby jeho aplikaci předcházelo stanovení cíle. Pokud tomu tak není, nelze změny v relevantních veličinách s ničím porovnávat, a tedy ani konstatovat,

jestli došlo k dosažení cílového stavu, či nikoliv. V některých případech je však možné analyzovat environmentální účinnost i v situaci, kdy nejsou cíle explicitně definovány. Pak jde o hledání odpovědi na otázku, jestli vůbec existence daného nástroje může ovlivňovat chování ekonomických subjektů požadovaným směrem.<sup>8</sup>

**Hospodárnost** (*Economy*) pomáhá identifikovat náklady implementace ekonomického nástroje – tzv. transakční náklady, jež z ekonomického hlediska představují ztrátu mrtvé váhy systému a absorbují část produktivních zdrojů (o detailním vymezení a definici těchto nákladů více viz např. Coase, 1937; Demsetz, 1968; Williamson, 1981 aj.). Transakční náklady v rámci tohoto článku zjednodušeně ztotožňujeme s náklady administrativními a vyvolanými.<sup>9</sup> Administrativní náklady jsou veškeré náklady nesené veřejným sektorem (jak centrální a místní vládou, tak i regulačními agenturami), které souvisí s implementací daného nástroje. Jedná se například o náklady na výběr jednotlivých poplatků a daní, náklady na monitorování, získávání informací, náklady kontroly vyúčtování poskytnutých dotací apod. Nositelem vyvolaných nákladů je soukromý sektor, a to opět v souvislosti s implementací daného ekonomického nástroje. V rámci hodnocení hospodárnosti se ptáme, zda byl nástroj implementován s minimálními náklady. Oba typy nákladů (administrativní a vyvolané) jsou však na sobě vzájemně závislé, neboť veřejný sektor může řadu činností (monitoring, reporting aj.) přesunout na soukromý sektor. Jejich minimalizaci je proto nezbytné provádět simultánně.<sup>10</sup>

Posledním, a zřejmě nejdůležitějším základním pilířem popisované metodiky je **efektivnost** (*Effectiveness*), což je taková alokace zdrojů, kdy bylo dosaženo maxima přínosů při minimálních nákladech. K analýze efektivnosti v oblasti ochrany životního prostředí je možné využít dvě metody. Pokud je možné přínosy vyjádřit v peněžních jednotkách, jedná se o analýzu nákladů a přínosů (*cost-benefit analysis* – *CBA*). Pokud jsou přínosy vyjádřeny v fyzických jednotkách nebo procentech, je lepší volbou metoda analýzy efektivnosti nákladů (*cost-effectiveness analysis* – *CEA*). Analýza efektivnosti je důležitá zejména v případech, kdy porovnáváme fungování dvou a více nástrojů, které sledují stejný cíl.

---

<sup>8</sup> Typickým příkladem tohoto typu analýzy je porovnávání hodnoty nákladů na zamezení určitého typu znečištění se sazbou poplatků k ochraně ovzduší. Pokud je sazba nižší než náklady na zamezení (resp. jejich diskontovaná hodnota), pak nelze hovořit o jejich environmentální účinnosti.

<sup>9</sup> Tyto pojmy byly původně využívány v daňové teorii pro označení některých typů nákladů daňového systému. Jejich použití v kontextu nákladů na implementaci určitého nástroje je však korektní a souhrnně je možné označit je za náklady transakční. V zahraniční literatuře rozpracoval toto téma například Sandford (1994), v ČR viz například Vítek (2002).

<sup>10</sup> K této problematice například Mlčoch (1996).

Jen tak je možné identifikovat ten z nich, který dosahuje lepšího poměru mezi náklady (vstupy) a přínosy (výstupy).

Problematika hodnocení efektivnosti ekonomických nástrojů je komplikována existencí řady dodatečných efektů. Proto byl metodický rámec rozšířen o další dodatečná, resp. pomocná kritéria. Tvorba *veřejných příjmů* je vedlejším efektem zejména u poplatků v ochraně životního prostředí, které v ČR plynou například do Státního fondu životního prostředí ČR (dále SFŽP). Je však nutné se vyhnout přečehování tohoto kritéria. S výjimkou ekologických daní je totiž účelem ostatních nástrojů ochrany životního prostředí změna chování ekonomických subjektů, a ne zajištění dodatečných příjmů mimorozpočtových fondů. Tyto příjmy chápeme jako jakýsi bonus, který může být pomocným kritériem při porovnávání různých nástrojů, které vykazují přibližně stejnou míru efektivnosti. Pomocí *dopadů na inovace* hodnotíme potenciál pro rozvoj environmentálně šetrnějších technologií, avšak vyjádření tohoto efektu je velmi problematické z důvodu obtížné identifikace nulového scénáře.

*Dopady na podniky* stanovují vliv zavedení nástroje na konkurenceschopnost různých národohospodářských odvětví. V případě *domácností* je nutné se zaměřit zejména na redistribuční dopady. Konečně pod *širší ekonomické efekty* spadají veškeré ekonomické náklady a dopady, které nelze začlenit do ostatních kategorií (např. dopady na cenovou hladinu, obchodní bilanci, ekonomický růst aj.).

Tabulka 1 shrnuje uvedená základní a doplňková kritéria a přiřazuje k nim relevantní otázky, na které je v průběhu evaluace nezbytné odpovědět.

T a b u l k a 1

**Přehled základních a doplňkových kritérií metodiky 3E**

Kritérium	Relevantní otázka	Charakter kritéria
<i>Environmentální účinnost</i>	<i>Je aplikací daného nástroje dosaženo požadovaných cílů?</i>	<i>Základní</i>
<i>Hospodárnost</i>	<i>Je daný nástroj implementován s minimálními náklady?</i>	<i>Základní</i>
<i>Efektivnost</i>	<i>Je dosaženo nejlepšího poměru mezi přínosy a náklady?</i>	<i>Základní</i>
Veřejné příjmy	Jaký objem veřejných příjmů generuje daný nástroj?	Doplňkové
Inovace	Jaké má implementace daného nástroje dopady na inovační aktivitu? Zrychluje ji, nebo zpomaluje?	Doplňkové
Dopady na podniky	Jaké dopady na konkurenceschopnost podniku přináší implementace nástroje?	Doplňkové
Dopady na domácnosti	Jaké sociální dopady (přerozdělování, chudoba) přináší implementace nástroje?	Doplňkové
Širší ekonomické efekty	Jaké dopady má implementace daného	Doplňkové

	nástroje na makroekonomické veličiny?	
--	---------------------------------------	--

Zdroj: Vlastní zpracování.

Jak jsme již uvedli, předpokladem pro úspěšnou implementaci navrhované metodiky je jednoznačné definování cílů jednotlivých nástrojů a schopnost organizací veřejného sektoru přiřadit těmto nástrojům náklady s nimi spojené. Cíle by měly být definovány kvantitativně a jejich naplňování musí být ověřitelné z nezávislých a spolehlivých zdrojů. Již při konstrukci určitého nástroje je tak nutné počítat s tím, že bude podroben evaluaci.

### 3. Výsledky hodnocení efektivnosti ekonomických nástrojů v ochraně životního prostředí v České republice

Popsaná metodika byla v roce 2008 použita ke komplexní evaluaci efektivnosti většiny existujících ekonomických nástrojů ochrany životního prostředí v ČR. Řešitelský tým hodnotil celkem 20 nástrojů ekologické politiky v devíti základních skupinách podle složek životního prostředí. Obecné závěry analýzy lze shrnout do následujících tří bodů (Jílková a kol., 2008):

- Převážná většina zkoumaných nástrojů nemá explicitně definovaný důvod či cíl zavedení nástroje.
- Působení nástrojů není systematicky monitorováno.
- Chybí studie hodnotící působení nástrojů (a to jak studie ex ante, tak studie ex post reálného fungování nástrojů).

Tyto skutečnosti do značné míry svědčí o nedostatečně vyvinutém institucionálním prostředí tvorby veřejných politik. Ačkoliv provádění analýzy komplikoval nedostatek kvalitních datových zdrojů a krátký rozsah některých časových řad, bylo možné určit zejména nízkou *environmentální účinnost* většiny existujících ekonomických nástrojů. Prakticky nulovou environmentální účinnost vykazují především poplatky za znečišťování ovzduší (viz dále) a poplatky v odpadovém hospodářství (za komunální odpady a za ukládání odpadů na skládky). Naopak, alespoň částečná environmentální účinnost byla identifikována u poplatků za odběry vody a vypouštění odpadních vod. Účinnost těchto nástrojů je však v čase snižována z důvodu absence valorizačních mechanismů sazeb jednotlivých poplatků.

Řada nástrojů v ochraně ovzduší, vody a v odpadech plní fiskální funkci, neboť jsou příjmem SFŽP či krajů. Takto generované příjmy veřejných rozpočtů jsou reinvestovány do ochrany životního prostředí v rámci dotačních titulů. V případě odvodů za odnětí půdy (půdy zemědělské a půdy lesní) je deklarovaným důvodem existence nástroje kompenzace, avšak bez stanoveného mechanismu využití získaných zdrojů. Podstatnou otázkou v souvislosti s tvorbou příjmů je však nákladnost výběru jednotlivých poplatků (tedy administrativní a vyvolané náklady). Z analýzy vyplývá, že významná část nástrojů je spojena s relativně vyso-



kými administrativními a vyvolanými náklady, kdy hlavním faktorem je roztržitost správy nástrojů (fragmentace správního procesu).

Vzhledem k omezenému prostoru tohoto článku není možné popsat detailní výsledky evaluací všech hodnocených nástrojů. Aby bylo zřejmé, na základě jakých postupů jsou vyslovovány kritické soudy o stavu ekonomických nástrojů v ochraně životního prostředí ČR, uvedeme příklad poplatků z velkých, zvláště velkých a středních zdrojů znečištění ovzduší. Tyto poplatky byly vyhodnoceny jako environmentálně neúčinné a v případě středních zdrojů znečištění ovzduší i jako neefektivní (tj. nevykazující ani environmentální účinnost, ani hospodárnost).

### 3.1. Poplatky v ochraně ovzduší

Hlavní parametry poplatkového systému v oblasti ochrany ovzduší byly nastaveny v tehdejší Československu na začátku 90. let minulého století a v ČR zůstaly prakticky nezměněny až do současnosti.

Sazby a správa poplatků z velkých a zvláště velkých zdrojů jsou shodné. Pro účely prezentace výsledků analýzy se dále nebudeme zabývat poplatky za znečištění ovzduší z malých zdrojů. Výstup provedené evaluace obsahuje tabulka 2.

T a b u l k a 2

#### Shrnutí výsledků hodnocení efektivnosti poplatků z velkých, zvláště velkých a středních zdrojů v České republice

Kritérium	Indikátor (vymezení)	Hodnota indikátoru		Poznámka
		Poplatek z velkých a zvláště velkých zdrojů (nad 5 MW)	Poplatek ze středních zdrojů (0,2 – 5 MW)	
<i>Environmentální účinnost</i>	Roční průměrná sazba poplatku na 1 tunu emisí/roční náklady na snížení emisí o 1 tunu (náklady na zamezení)	0,2 (rok 2005)	0,2 (rok 2005)	Pro konstatování environmentální účinnosti musí hodnota indikátoru přesahovat 1.
<i>Hospodárnost</i>	1. Administrativní náklady/výnos poplatku (v %) 2. Vyvolané náklady/výnos poplatku (v %)	1. 2,6 % 2. 32 % (rok 2005)	1. 146 % 2. 32 % (rok 2005)	Státní správa samostatně nesleduje. Výsledky převzaty z Jílková a kol. (2006).
<i>Efektivnost</i>	Administrativní a vyvolané náklady/snížení emisí v důsledku existence poplatků	–	–	Vzhledem k nulové environmentální účinnosti budou hodnoty indikátorů extrémně vysoké, což indikuje neefektivnost.

Zdroj: Vlastní zpracování.

*Environmentální účinnost* byla v případě sledovaných poplatků za znečišťování ovzduší odvozena od velikosti nákladů na zamezení, které obsahují zprávy příjemců dotačních programů SFŽP. Porovnáním průměrné sazby poplatků a nákladů na zamezení 1 tuny emisí byl vypočten příslušný indikátor. Z údajů prezentovaných v tabulce 2 vyplývá, že environmentální účinnost je v případě obou poplatků nulová. To v praxi znamená, že poplatky neovlivňují rozhodování ekonomických subjektů o velikosti produkce znečišťujících látek. Důvodem je zejména nízká sazba poplatků, která byla nastavena v 90. letech minulého století a nebyla valorizována, a souběh působení poplatků s administrativním nástrojem – emisním limitem. Limity motivují ke změně chování znečišťovatelů mnohem důrazněji.

Pokud je environmentální účinnost poplatků nulová, jaké přínosy má tedy veřejný sektor z implementace těchto nástrojů? Jednoznačně jde pouze o *veřejné příjmy*. Tím však dochází k transformaci chápání poplatků od nástrojů regulačních k nástrojům fiskálním. Také v tomto případě je však nutné analyzovat *efektivnost*, která je determinována velikostí relativních administrativních a vyvolaných nákladů. Naměřené hodnoty je dále nutné porovnávat s hodnotami relativních administrativních a vyvolaných nákladů standardních fiskálních nástrojů, kterými jsou daně.

Podrobný výpočet administrativních a vyvolaných nákladů poplatků za znečištění vzduší obsahuje práce Jilková a kol. (2006). Agenda spojená se správou poplatků z velkých a zvláště velkých zdrojů znečištění se vede na krajských a územních finančních orgánech (u malých zdrojů vstupují do hry ještě obecní úřady). Administrativní náklady byly odvozeny ze mzdových nákladů příslušných pracovníků těchto úřadů, poměrně byly započteny i režijní náklady úřadu. Tato data poskytly v rámci dotazníkového šetření samotné úřady. Vyvolané náklady u soukromých firem byly zjišťovány pomocí dotazníkových šetření a osobních rozhovorů. Celkové transakční náklady byly poměřeny s celkovým ročním výnosem z příslušných poplatků.

Z tabulky 2 je zřejmé, že relativní hodnota administrativních nákladů u poplatků ze středních zdrojů jednoznačně ukazuje na celkovou neefektivnost. Hodnota přesahující 100 % indikuje, že příjmy veřejného sektoru jsou nižší než náklady na výběr, což při nulové environmentální účinnosti představuje plýtvání vzácnými ekonomickými zdroji. Logickým řešením by tak bylo zrušení těchto poplatků. V praxi je to však obtížné kvůli rozdrobení rozpočtové soustavy v ČR. Náklady na výběr poplatků totiž nesou obecní a celní úřady, zatímco příjemcem je SFŽP. V případě zrušení poplatků by fond přišel o své příjmy, zatímco úspory by se projevíly v obecních rozpočtech a státním rozpočtu. Administrativní rozdrobenost tak blokuje racionální úpravu systému.

V porovnání s poplatky ze středních zdrojů se poplatky z velkých a zvláště velkých zdrojů jeví příznivěji. Hodnota administrativních nákladů je podstatně nižší a pohybuje se kolem 2,6 % jejich výnosů. I tak se však jedná o neefektivní nástroj, neboť administrativní náročnost je v porovnání s průměrem daňového systému více než dvojnásobná.<sup>11</sup> Navíc je otázkou, zda-li je kvůli administrativní zátěži podnikatelského sektoru smysluplné udržovat při životě poplatky s nulovou environmentální účinností, který tak druhotně supluje daňové platby.

## **Závěr**

Deklarovaným cílem ekonomických nástrojů je zvýšení efektivity politiky. Hodnocení efektivity je však obtížné zejména z důvodu nutnosti peněžního ocenění všech relevantních nákladů a užitků. Reakcí na tento problém je metodika představená autorským týmem, která se soustřeďuje na hledání odpovědí na tři základní otázky: 1. Ovlivňuje nástroj chování ekonomických subjektů žádoucím směrem? (otázka na environmentální účinnost). 2. Je ekonomický nástroj implementován s minimálními náklady? (otázka na hospodárnost). 3. Dosahuje se prostřednictvím hodnoceného nástroje nejlepšího poměru mezi přínosy plynoucími z jeho aplikace a náklady na jeho implementaci? (otázka na efektivnost).

Aplikace metodiky na analýzu nástrojů poplatkového typu v ČR prokázala, že jejich úloha v ochraně životního prostředí je problematická. Především se jedná o absenci jasně specifikovaných cílů, což v praxi znemožňuje jednoznačné zhodnocení jejich efektivity a účinnosti. To pak často vede k tomu, že někteří autoři pokoušející se o jejich evaluaci pronášejí spíše intuitivní a normativní soudy, které nejsou založeny na pozitivní ekonomické analýze. Sazby poplatků jsou natolik nízké, že nemohou reálně ovlivňovat rozhodování ekonomických subjektů. Navíc jsou často uplatňovány souběžně s nástroji administrativního typu, které jejich působení zcela eliminují. Následně se tak poplatkové nástroje stávají pouze zdrojem veřejných příjmů. V této roli se však v porovnání s „klasickými“ daněmi ukazují jako drahé.

## **Literatura**

BAUMOL, W. J. (1972): On Taxation and the Control of Externalities. *The American Economic Review*, 62, č. 3, s. 307 – 322.

---

<sup>11</sup> Hodnota relativních administrativních nákladů českého daňového systému se pohybuje kolem 1,3 %. Podrobněji viz Pudil a kol. (2004).

- BÍZIKOVÁ, L. – KLUVÁNKOVÁ-ORAVSKÁ, T. (2003): Reforma politiky životného prostredia Slovenskej republiky v kontexte prístupového procesu do Európskej únie. *Ekonomický časopis/Journal of Economics*, 51, č. 4, s. 447 – 460.
- BOVENBERG, L. A. – GOULDER, L. H. (1996): Optimal Environmental Taxation in the Presence of Other Taxes: General Equilibrium Analyses. *The American Economic Review*, 86, č. 4, s. 985 – 1000.
- BOVENBERG, L. A. – MOOIJ, R. A. (1994): Environmental Levies and Distortionary Taxation. *The American Economic Review*, 84, č. 4, s. 1085 – 1089.
- COASE, R. (1937): The Nature of the Firm. *Economica*, 4, č. 16, s. 386 – 405.
- COOMBS, H. M. – JENKINS, D. E. (1994): *Public Sector Financial Management*. London: Chapman and Hall. ISBN 978-1861526755.
- DEMSETZ, H. (1968): The Cost of Transacting. *Quarterly Journal of Economics*, 82, č. 1, s. 33 – 53.
- FELDER, S. – SCHLEINIGER, R. (2002): Environmental Tax Reform: Efficiency and Political Feasibility. *Ecological Economics*, 42, č. 1 – 2, s. 107 – 116.
- HELM, C. – SPRINZ, D. (2000): Measuring the Effectiveness of International Environmental Regimes. *The Journal of Conflict Resolution*, 44, č. 5, s. 630 – 652.
- JÍLKOVÁ, J. a kol. (2008): *Analýza efektívnosti ekonomických nástrojů*. [Studie pro MŽP ČR.] Praha.
- JÍLKOVÁ, J. a kol. (2006): *Poplatky k ochraně životního prostředí a jejich efektivnost*. 1. vyd. Praha: Eurolex Bohemia. ISBN: 80-7379-002-5.
- JÍLKOVÁ, J. (2003): *Daně, dotace a obchodovatelná povolení – nástroje ochrany ovzduší a klimatu*. 1. vyd. Praha: IREAS, Institut pro strukturální politiku. ISBN: 80-86684-04-0.
- KRUPNICK, A. J. (1986): *Benefit Estimation and Environmental Policy: Setting the NAAQS for Photochemical Oxidants*. Washington, DC: Resources for the Future.
- MAGAT, W. A. (1978): Pollution Control and Technological Advance: A Dynamic Model of the Firm. *Journal of Environmental Economics and Management*, 5, č. 1, s. 1 – 25.
- MLČOCH, L. (1996): *Institucionální ekonomie: učební text pro studenty vysokých škol*. Praha: Karolinum. ISBN 80-7184-270-2.
- MUSGRAVE, R. A. – MUSGRAVE, P. (1994): *Veřejné finance v teorii a praxi*. 1. vyd. Praha: Management Press. ISBN 80-85603-76-4.
- NEMEC, J. (2000): *Veřejná ekonomia*. 1. vyd. Banská Bystrica: Ekonomická fakulta UMB. ISBN 80-8055-385-8.
- NEMEC, J. – MERIČKOVÁ, B. – VÍTEK, L. (2005): Contracting-out at Local Government Level – Theory and Selected Evidence from the Czech and Slovak Republic. *Public Management Review*, 7, č. 4, s. 637 – 647.
- OATES, W. E. – STRASSMANN, D. L. (1984): Effluent Fees and Market Structure. *Journal of Public Economics*, 24, č. 1, s. 29 – 46.
- OCHRANA, F. (2003): *Veřejná volba a řízení veřejných výdajů*. 1. vyd. Praha: Ekopress. ISBN 80-86119-71-8.
- OCHRANA, F. (2006): *Programové financování a hodnocení veřejných výdajů*. 1. vyd. Praha: Ekopress. ISBN 80-86929-13-2.
- OECD (1994): *Economic Instruments in Environmental Policy: Lessons from OECD Experience and their Relevance to Developing Economies*. [Working Paper, No. 92.] Dostupný z: <<http://www.oecd.org/dataoecd/25/36/1919252.pdf>> 8. dubna 2008.
- OECD (1997): *Evaluating the Efficiency and Effectiveness of Economic Instruments in Environmental Policy*. Paris: OECD. ISBN 92-64-15360-8.
- OSTROM, E. (2006): *Governing the Commons – The Evolution of Institutions for Collective Action*. 18. vyd. New York: The Cambridge University Press. ISBN 978-0-521-40599-7.
- PIGOU, A. C. (1932): *The Economics of Welfare*. 4. vyd. Londýn: Macmillan and Co. Dostupný z: <<http://www.econlib.org/LIBRARY/NPDBooks/Pigou/pgEW.html>> 10. 10. 2007.
- PUDIL, P. a kol. (2004): *Zdanění a efektivnost*. 1. vyd. Praha: Eurolex Bohemia. ISBN 80-86861-07-4.
- ROMANČÍKOVÁ, E. (2004): *Efektivnost environmentálních investicí*. *Ekonomický časopis/Journal*

- of Economics, 52, č. 10, s. 1262 – 1274.
- ROMANČÍKOVÁ, E. (2006): Vybrané nástroje environmentálnej politiky a ich ekonomická dimenzia. Ekonomický časopis/Journal of Economics, 54, č. 1, s. 52 – 68.
- STIGLITZ, J. (1997): Ekonomie veřejného sektoru. Praha: Grada. ISBN 80-7169-454-1.
- SANFORD, C. T. (1994): Tax Compliance Costs – Measurement and Policy. Bath: Fiscal Publications. ISBN 0-9515157-5-6.
- SPOFFORD, W. O., Jr. (1984): Efficiency Properties of Alternative Source Control Policies for Meeting Ambient Air Quality Standards: An Empirical Application to the Lower Delaware Halley. [Discussion Paper D-118.] Washington, DC: Resources for the Future.
- TURNER, R. – OPSCHOOR, H. (1994): Environmental Economics and Environmental Policy Instruments: Introduction and Overview. In: OPSCHOOR, J. B. and TURNER, R. K. (eds.): Economic Incentives and Environmental Policies: Principles and Practice. Boston – Dordrecht – London: Kluwer Academic Publisher, s. 1 – 38.
- VATN, A. (2005): Institutions and the Environment. 1. vyd. Northampton: Edward Elgar Publishing. ISBN 1-84376-100-9.
- VÍTEK, L. (2002): Nákladová stránka CBA a analýza výběru daní v České republice. In: Teoretické a metodologické otázky analýz veřejných výdajových programů. 1. vyd. Brno: Masarykova univerzita, s. 188 – 191.
- WILLIAMSON, O. E. (1981): The Economics of Organization: The Transaction Cost Approach. American Journal of Sociology, 87, č. 3, s. 548 – 577.