

VYUŽITÍ PŘÍSTUPU FYZIKÁLNÍ VAZBY (FUNKCE ŠKOD) PRO HODNOCENÍ ŠKOD NA ZDRAVÍ OBYVATELSTVA

Ilona Obršálová

Ústav veřejné správy a práva, FES, UPa

Abstract: *One of the most important issues for environmental damage estimation is dose-response relation. The problem is very complex and so there are described only a part of environmental damages - changes on the health. The contribution discussed results of studies in our country and abroad. As a very important condition for simplification of calculation of damage is described a possibility to transfer results to another conditions and to specify the transfer limits.*

Key words: *environmental damage, value of statistic life, dose-response relation, health costs*

Odhady škod způsobených antropogenní činností v území jsou odvozovány v současné době více metodickými přístupy. Oblast hodnocení zdraví obyvatel z hlediska vlivu životního prostředí je velmi komplexní záležitostí. Při hodnocení pomocí fyzikální vazby je nutné nejprve rozhodnout, která škodlivina (nebo škodliviny) mají rozhodující vliv na specifické onemocnění a očistit od jiných vlivů, které na zdraví působí.

1. Metoda lidského kapitálu

Metoda je založena na efektech v kvalitě a kvantitě práce. Tradičně se hodnotí ztráty na výdělci z titulu nepřítomnosti v zaměstnání a nebo prostřednictvím nákladů na zdravotní péči a léky (Grimaldi-Simonds 1989). Tito autoři rozlišují náklady na zdraví na dvě skupiny – pojistitelné a nepojistitelné, což vyplývá ze systému účetnictví a možnosti přesnější predikce budoucích nákladů. Aby se mohla metoda využít, uvádějí se podmínky splnění:

- je možno formulovat přímý vztah mezi příčinou a následkem,
- nemoc trvá omezenou dobu, neohrožuje život,
- lze spočítat ekonomickou hodnotu ztráty produktivního času a jsou známy náklady na lékařskou péči.

Při odhadech se postupuje od posouzení znečištění životního prostředí, které může způsobit onemocnění (na úrovni přesné kvantifikace je požadavek kvantifikace zpravidla nedostupný, často se nezná přesná příčina ani kritická zátěž). Dále se určuje velikost rizikové populace a ztráta produktivního času a zdravotnických výdajů. Metoda je značně náročná na data, zejména epidemiologické studie.

2. Metody založené na funkci škod

Přístupy odvozené z funkce škod předpokládají znalost závislosti expozice škodlivinou a způsobenou škodou (na zdraví, na zemědělské produkci, na lesích, na majetku atd.).

Garrod (1999) cituje řadu studií, které vycházejí ze **vztahu dávka - odezva**, jako např. vztah změny úmrtnosti (H_{MT}) podle změn v koncentraci respirabilních tuhých látek v ovzduší (PM_{10}) :

$$\% dH_{MT} = 0,096 dPM_{10} \quad (1)$$

Snahou je formulovat tyto závislosti očištěné od dalších vlivů jako kouření, věk atd. Studií tohoto typu bylo ve světě v posledních letech mnoho, přehledně jsou shrnuty výsledky do tabulky.

Tab.č.1 Kvantifikace vlivů na lidské zdraví

Příjemce	Kategorie vlivu	Reference	Škodlivina	f_{er}^1	Hodnocení nejistoty ²
Astmatici (3,5% populace)					
Dospělí	Užívání bronchodilatoru	Dusseldorp et al. 1995	PM ₁₀	0,163	B
			Nitráty	0,163	B?
			PM _{2,5}	0,272	B
			Sulfáty	0,272	B
	Kašel	Dusseldorp et al. 1995	PM ₁₀	0,168	A
			Nitráty	0,168	A?
			PM _{2,5}	0,280	A
			Sulfáty	0,280	A
	Mírní respirační symptomy	Dusseldorp et al. 1995	PM ₁₀	0,061	A
			Nitráty	0,061	A?
			PM _{2,5}	0,101	A
			Sulfáty	0,101	A
Děti	Užívání bronchodilatoru	Roemer et al. 1993	PM ₁₀	0,078	B
			Nitráty	0,078	B?
			PM _{2,5}	0,129	B
			Sulfáty	0,129	B
	Kašel	Pope a Dockery 1992	PM ₁₀	0,133	A
			Nitráty	0,133	A?
			PM _{2,5}	0,223	A
			Sulfáty	0,223	A
	Mírné respirační symptomy	Roemer et al. 1993	PM ₁₀	0,103	A
			Nitráty	0,103	A?
			PM _{2,5}	0,172	A
			Sulfáty	0,172	A
Všichni	Záchvaty astma	Whittemore a Korn 1980	O ₃	4,29E-3	B
Starší 65 + (14% populace)					
	Nemoci oběhové soustavy a srdce	Schwartz a Morris 1995	PM ₁₀	1,85E-5	B
			Nitráty	1,85E-5	B?
			PM _{2,5}	3,09E-5	B
			Sulfáty	3,09E-5	B
Děti (20% populace)					
	Chronická bronchitida	Dockery et al. 1989	PM ₁₀	1,61E-3	B
			Nitráty	1,61E-3	B?
			PM _{2,5}	2,69E-3	B
			Sulfáty	2,69E-3	B
	Chronický kašel	Dockery et al. 1989	PM ₁₀	2,07E-3	B
			Nitráty	2,07E-3	B?
			PM _{2,5}	3,46E-3	B
			Sulfáty	3,46E-3	B

¹ Hodnota odpovědi na dávku je pro Západní Evropu vyjádřena jako jednotka [rok-osoba- $\mu\text{g}/\text{m}^3$] pro nemocnost a [v % změn v roční úmrtnosti ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)] pro úmrtnost

Dospělí (80% populace)					
	Den omezené aktivity	Ostro 1987	PM ₁₀ Nitráty PM _{2,5} Sulfáty	0,025 0,025 0,042 0,042	B B? B B
	Den omezené aktivity	Ostro a Rotschild 1989	O ₃	9,67E-3	B
	Chronická bronchitida	Abbey et al. 1995	PM ₁₀ Nitráty PM _{2,5} Sulfáty	4,9E-5 4,9E-5 7,8E-5 7,8E-5	A A? A A
Celá populace					
	Přijetí do nemocnice z důvodu respiračních potíží	Dab et al. 1996 Ponce de Leon 1996	PM ₁₀ Nitráty PM _{2,5} Sulfáty SO ₂ O ₃	2,07E-6 2,07E-6 3,46E-6 3,46E-6 2,04E-6 7,09E-6	A A? A A A A
	Přijetí do nemocnice z důvodu Cerebrovaskulárních potíží	Wordley et al. 1997	PM ₁₀ Nitráty PM _{2,5} Sulfáty	5,04E-6 5,04E-6 8,42E-6 8,42E-6	B B? B B
	Dny zvýšených symptomů	Krupnic et al. 1990	O ₃	0,033	A
	Určení rizika rakoviny	Pilkington a Hurley 1997	Benzen Benzo(a)pyren 1,3 butadien částičky z diesel.motorů	1,14E-7 1,43E-3 4,29E-6 4,86E-7	A A A A
	Akutní úmrtnost	Spix a Wichmann 1996 Verhoeff et al. 1996 Anderson et al. 1996 Toulomi et al. 1996 Sunyer et al. 1996	PM ₁₀ Nitráty PM _{2,5} Sulfáty SO ₂ O ₃	0,040% 0,040% 0,068% 0,068% 0,072% 0,059%	B B? B B B B
	Chronická úmrtnost	Pope et al. 1995	PM ₁₀ Nitráty PM _{2,5} Sulfáty	0,39% 0,39% 0,64% 0,64%	B B? B B

Pramen : ExternE, European Commission, 1995 a Hurley et al. 1997

Další pramen (IVM Amsterdam 1996) publikoval tyto závislosti :

Tab. č.:2 Procentická změna rizika poškození zdraví spojená se zvýšením expozice znečištění vzduchu

(tučně vtištěná data - akceptovaná v Západní Evropě, ostatní neakceptované hodnoty)

Ukazatel	PM ₁₀	SO ₂	NO ₂
Akutní efekty per 10 µg.m ⁻³ denní koncentrace			
Předčasné úmrtí celkem	0,6	0,6	0,2
Předčasné úmrtí na respirační onem.	1,2	1,2	
Předčasné úmrtí na kardiovaskul. onem.	0,8	0,6	0,2
Hospitalizace (respirační onemoc.)	0,5	0,5	0,2
Bronchodilator při Astma	2,0		
Závažnější respirační Symptomy Dospělí, děti	1,2		
Mírné respirační Symptomy Dospělí, děti	1,3		
Kašel Dospělí, děti	1,3		
Symptom exacerbace (prevalence) astmatiků –dětí			
Pulmonární funkce (% Změn v průměru)	- 0,1		
Dny snížené aktivity Per 1000 dospělých	0,06		
Chronické efekty per 10 µg.m ⁻³ roční koncentrace znečištění			
Úmrtnost – dospělí	9		
Respirační symptomy Dospělí, děti	11		

IVM Amsterdam (1996) uvádí, že koncentrace PM₁₀ jsou způsobeny primárními částicemi (emise ze zdrojů) a sekundárními (procesy konverze plynných částic). V Evropě PM₁₀ obsahuje tyto nejdůležitější kategorie:

- sekundární sírany a dusičnany z oxidace SO₂ a NO_x, převážně jako amonné soli,
- poléťavý prach a jiné anorganické částice vznikající ze spalování, průmyslových procesů, dopravy a větrné eroze,
- částice mořské soli (Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, SO₄²⁻...), jejich příspěvek je 10µg.m⁻³ v oblasti Severního moře, v Evropě kolem 2µg.m⁻³,
- částice elementárního a organického uhlíku,
- sekundární organický aerosol vznikající fotochemickými reakcemi v létě,
- částice neobjasněného původu.

Analýzy v Evropě ukazují, že sírany a dusičnany(amonné soli) zaujímají téměř 40% objemu PM₁₀ , v Německu kolem 30 %. Landrieu (1995) upozorňuje na významný vliv sekundárních částic v ovzduší (síranů a dusičnanů) na zdraví.

Velmi podrobně se též věnuje otázkám stanovení funkce dávka - odpověď kanadská studie Environmental and Health Benefits (1995). Studie cituje prameny z USA a Kanady a uvádí výsledky za dvě škodliviny : ozon a PM₁₀. Jsou uvedeny horní, střední a nízké odhady, které se od studií zpracovaných v Evropě liší (jsou nižší) a také pracují s jinými skupinami obyvatelstva (např. astmatici jsou uváděni jako 4,7% podíl populace).

Některé studie pracují s prašností vyjádřenou jako TSP (suma pevných částic), jiné jako PM. Průměrný podíl mezi PM₁₀ (respirabilní podíl) a TSP v USA je přibližně 0,55.

Vliv dioxinů a těžkých kovů

Řada studií, zejména ExternE (1998), sledovala karcinogenní efekty dioxinů a stopových kovů. Jako možné cesty expozice se uvádějí:

- přímá expozice (inhalací),
- nepřímá expozice (kontaminovanou potravou, vodou, půdou a dermálním kontaktem).

Podle Světové zdravotnické organizace je denní tolerovatelný příjem dioxinů a dibenzofuranů 10pg/kg_{bw}.den(10⁻¹² g na kilo tělesné váhy za den. Dřívější studie převážně sledovaly přímou expozici, nyní je snaha postihnout všechny cesty. V literatuře je často citován vliv spaloven komunálního odpadu. Při citovaných hodnoceních se jednalo o velmi konzervativní přístup určení rizika - HMEI (hypotetická maximální expozice jednotlivce - všemi cestami). Analýzy pokrývaly pozadřovou expozici a příspěvek spalovny.

Tab.č.3 Souhrn středního příjmu dioxinu dospělým jedincem, žijícím v blízkosti spalovny a urbanizovaném místě a na venkově

Expozice ³	Urbanizované místo pg I-TEQ kg/těl.váha.den	venkov pg I-TEQ kg/těl.váha.den
Pozadí	0,96	0,96
Příspěvek	0,73	0,12
Celkem	1,69	1,08

ExternE udává na základě studií US EPA inhalovanou dávku takto :

$$I = \frac{C \cdot IR \cdot ET \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \quad (2)$$

kde

C - koncentrace(mg.m⁻³), IR- velikost inhalace (m³.hod⁻¹), ET - expoziční čas (hod.den⁻¹), ED - expoziční doba (roky), BW - tělesná váha (kg), AT - průměrný čas, EF - expoziční frekvence (hod.rok⁻¹).

Předpokládáme-li nepřetržitou expozici 70 let, pak faktor EF.ED/AT je jednotkový a rovnice se zjednoduší na:

³ odhadnuto pro spalovnu 500 000t.rok⁻¹, 10ng I-TEQ (toxický ekvivalentní kvocient) Nm⁻³

$$I = \frac{C \cdot IR \cdot ET}{BW} \quad (3)$$

Tab. č.4 Předpoklady pro výpočet inhalované dávky

	Muž	Žena	Dítě
Tělesná váha	70	60	20
Inhalovaný objem (IR.ET)(m³.den⁻¹)	23	21	15

Pramen: ExternE 1998

Jestliže předpokládáme podíl mužů 46,5 %, žen 46,5 % a dětí 7 % z celkové populace, je vážený "inhalací faktor" IF bude:

$$IF = \frac{23m^3}{70kg \cdot d} \cdot 0,465 + \frac{21m^3}{60kg \cdot d} \cdot 0,465 + \frac{15m^3}{20kg \cdot d} \cdot 0,07 = 0,368/(kg \cdot d) \quad (4)$$

Vztah mezi dávkou a koncentrací pak je :

$$I = C \cdot IF = C \cdot 0,368 m^3/(kg \cdot d) \quad (5)$$

Tato dávka je pouze inhalační dávkou. Pro určení úplné dávky je nutné použít rozdělení frakcí inhalace (inhalační frakce 0,02 pro dioxiny – relativní expozice cestou inhalace je 2 %).

Příjem podle limitních koncentrací:

WHO "tolerovatelný denní příjem": 10pg/(kg_{bw}.d)

Použije-li se inhalační frakce 0,02 (relativní expozice cestou inhalace), pak koncentrace v ovzduší ekvivalentní limitní dávce je 5,4.10⁻⁷ μg.m⁻³.

Pozadí :

UK 0,96 pg/(kg.d) ⇒ 5,22.10⁻⁸ μg.m⁻³

Francie 2,4 .10⁻⁸ μg.m⁻³

Německo 0,41 pg/(kg.d) ⇒ 2,2 .10⁻⁸ μg.m⁻³

(data převzata ze studie ExternE 1998)

Pro zjišťování efektů z koncentrace těžkých kovů lze využít stejného postupu jako v případě dioxinů. Pro kovy, které nemají karcinogenní účinky je možno použít pro hledání vlivu na lidské zdraví porovnání celkové dávky (pozadí a příspěvek) a nejvyšší přípustné hodnoty, kdy ještě není pozorován vliv. Pro kvantifikace nejsou podklady v podobě informací o vztahu dávka a odezva, s výjimkou olova a rtuti.

V literatuře se cituje základní vzorec pro výpočet všech efektů rakoviny:

Počet nových případů rakoviny = koncentrace (μg.m⁻³).jedn. rizikový faktor . populace/70
(předpokládá se průměrná délka života 70 let).

Kadmium

Karcinogenní účinky:

Jedn.rizikový faktor 0,0018 – 0,012 per $\mu\text{g.m}^{-3}$ (údaje LAI,ATSDR 1989)

Nekarcinogenní účinky:

Limity: Doporučení WHO(1987) :

pro venkovské oblasti nesmí koncentrace překročit $1 - 5 \text{ ng.m}^{-3}$
městské oblasti: hladina $10-20 \text{ ng.m}^{-3}$ smí být tolerována

Pozadí : Podle WHO(1987) jsou v Evropě koncentrace ve venkovských oblastech nízké (pod 5 ng.m^{-3}), hodnoty ve městech dosahují $5 - 50 \text{ ng.m}^{-3}$, v průměru ne výše než 20 ng.m^{-3} . Není k dispozici funkce dávka – odezva.

Rtuť

Nekarcinogenní účinky :

Limit (US EPA): $0,3 \mu\text{g.m}^{-3}$

Pozadí :Doporučení WHO:

venkovské oblasti: $2 - 4 \text{ ng.m}^{-3}$
urbanizované oblasti : 10 ng.m^{-3}

Arsen

Karcinogenní účinky : jedn.rizikový faktor:

WHO(1987) $0,003 \text{ per } \mu\text{g.m}^{-3}$
US EPA(1996) $0,0002 \text{ per } \mu\text{g.m}^{-3}$
LAI $0,004 \text{ per } \mu\text{g.m}^{-3}$

Nekarcinogenní účinky:

Limit US EPA $0,3 \mu\text{g}/(\text{kg}_{\text{bw}}.\text{d})$

Při použití rovnice odvozené shora a při použití hodnoty expozice cestou inhalace 0,4%, je koncentrační ekvivalent k limitní hodnotě $3,3 \text{ ng.m}^{-3}$.

Pozadí :WHO směrnice pro kvalitu ovzduší :

venkovské oblasti : $1 - 10 \text{ ng.m}^{-3}$
urbanizované oblasti: $< 1 \mu\text{g.m}^{-3}$

Francie (1996) $1 - 4 \text{ ng.m}^{-3}$

LAI (Německo)

venkovské oblasti : $< 5 \text{ ng.m}^{-3}$
urbanizované oblasti: $< 20 \text{ ng.m}^{-3}$

Pozad'ové hodnoty mohou být překročeny, ale s ohledem na to, že není k dispozici funkce dávka – odpověď, není vliv kvantifikován.

Chrom

Karcinogenní účinky : jedn. rizikový faktor podle WHO(1987) : $0,04 \text{ per } \mu\text{g.m}^{-3}$

Nekarcinogenní účinky : nejsou analyzovány, akutní toxické účinky spojené s vysokou expozicí jsou popsány pouze ve vztahu k profesní expozici.

Nikl

Karcinogenní účinky : jedn.rizikový faktor podle WHO(1987): $0,0004 \text{ per } \mu\text{g.m}^{-3}$

US EPA(1996) 0,004 per $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

Nekarcinogenní účinky: limit (ATSDR 1996): 0,02 mg/(kg_{bw}.d)

Opět při použití shora odvozené rovnice a předpokladu expozice inhalací 0,3 % je koncentrace v ovzduší ekvivalentní limitní dávce 0,16 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ nebo 160 $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$.

Pozadí: podle WHO (1987)

venkovské oblasti : 0,1 – 0,7 $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$

urbanizované oblasti: 3 – 100 $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$

průmyslové oblasti 8 – 200 $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$

Samotná kvantifikace škod touto cestou není možná, chybí funkce dávka – odpověď.

Na více místech prací se poukazuje na významný **podíl nejistoty při stanovení externích nákladů**. Nejistota může mít příčinu ve více oblastech : statistická nejistota, nejistota vyplývající z rozhodnutí o použitém modelu (aplikace nemusí být vhodná pro data, pro která byl model navržen a kalibrován), nejistota, která může být zaviněna nesprávným výběrem nebo rozhodnutím (např. agregace škod podle skupin populace s různými preferencemi, volba diskontní míry apod.), nejistota v procesech, které se budou odehrávat v budoucnu (trendy v ochraně životního prostředí, zdraví, ekonomický a sociální vývoj, který nutně ovlivňuje odhady škod apod.), lidské omyly.

Nejistoty prvního typu se dají podrobit analýze rozdělení statistickými metodami, které umožňují stanovení intervalu spolehlivosti. Pro stanovení nejistoty při určování škod na životním prostředí je nutné posuzovat každý krok určování. V mnoha případech je možno pravděpodobnost výskytu určitého jevu popsat normálním rozdělením, kde stačí k popisu intervalu spolehlivosti znalost střední hodnoty a standardní odchylky.

Přístup dávka - odezva nelze použít univerzálně. Např. určení nákladů zvýšené hlučnosti za použití této metody je problematické: nejde vyčíslit ztráty na produkci u všech oblastí, někdy jde o ztráty užitků ve sféře spotřebitelské, tedy lépe hodnotitelné např. přístupem chování individua (náklady substituce, přestěhování apod.).

3. Převoditelnost výsledků na jiné podmínky

Každá analytická studie hodnocení škod na životním prostředí znamená nemalé náklady a je jistě racionální snaha o přenos výsledků z jiných podmínek.

Transformace hodnocení znamená podle Navruda (1994) aplikaci monetárního hodnocení z částečných studií na alternativní nebo sekundární rozhodování, často v geograficky odlišných podmínkách, než byla originální studie zpracována. Problém převoditelnosti je nutné vidět především:

- zkreslení z důvodu různých podmínek při netržním oceňování,
- přenos v jiných jednotkách, jako např. v případě škod způsobených kyselými srážkami na rybaření je funkce dávka-odezva určena v jednotkách úmrtnosti rybí populace a užitky jsou založeny na změnách chování (snížení dní rybaření),
- studie jsou založeny často na určení průměrného užitku, nikoliv v marginálních termínech a neužívají metod převoditelných v místě, regionu a populačních charakteristikách,
- charakteristika populace se může významně lišit demografickými a sociálními charakteristikami.

Převod výsledků může být založen na expertním hodnocení a meta analýze. Je zde nutná opatrnost s ohledem na rozdíly kultury (např. frekvence návštěv lékaře, preference

unikátnosti a nenahraditelnosti určitého statku apod.). Přesto je v literatuře uvedena řada příkladů a doporučení, jak se výsledky jednotlivých studií dají využít pro jiné podmínky.

Asijská rozvojová banka (1996) doporučuje transfer výsledků, ale doporučuje opatrnost s ohledem na kulturní rozdíly.

Oceňování pomocí přenosu jiných výsledků bylo užito v USA pro hodnocení škod z menších ropných havárií na moři (typ A). Aplikovaly se výsledky netržních hodnocení. V těchto případech, kdy biologické škody nejsou ihned pozorovatelné by mohlo dojít k podhodnocení tím, že by se brala v úvahu jen užitná hodnota životního prostředí.

Garrod (1999) poukazuje i na rozdílné chápání hodnoty života v rámci jednotlivých zákonů v USA – regulační opatření vyplývající ze zákonů počítají s různými hodnotami např. pro potřeby vyhnutí se rakovině způsobené pesticidy nebo způsobené asbestem.

Literatura často cituje i rozdíly v chápání rizika. Řada příkladů pro diskutabilní přenos výsledků je zřejmá i z předchozího textu.

Nejčastěji se tyto problémy řeší přístupem exaktního hodnocení (určení průměrné hodnoty, jednotkové škody, specifikace podmínek apod).

Doporučovány jsou kombinace metod pro zvýšení spolehlivosti.

Problém může také nastat tehdy, jestliže se hodnotí kontingentní metodou ex post a přenáší se data na situaci ex ante, protože averze k riziku může významně ovlivnit názor odpovídajícího i očekávaný spotřebitelský přebytek. Převoditelnost výsledků za použití statistického testování je v posledních letech rozvíjena zejména v USA s ohledem na potřeby vyplývající ze zákona CERCLA, podle kterého je nutné škody vyčíslovat. Doporučuje se rozvíjení tohoto postupu nejen z hlediska zlepšování metodologie, ale i přesnější definice výchozích podmínek a šetření psychologie respondentů hodnotících jednotlivé statky.

Meta-analýzy jsou rovněž uváděny jako schůdná cesta pro transfer výsledků. Jednotlivé studie kontingentních hodnocení environmentálních statků se ve svých výsledcích velmi liší. Mohou být ale přepočítány na srovnatelnou bázi. Garrod(1999) cituje studii, kde pomocí statistických metod byly zpracovány výsledky rozsáhlého souboru (287 vzorků) založeného na metodě cestovních nákladů a metodě kontingentní. Byly vysvětleny vlivy některých proměnných a obecnější závěry (vliv nezahrnutí některých aktivit, rozdíly v individuální a zonální metodě cestovních nákladů apod.). Známé jsou také výsledky modelů hedonické ceny v závislosti na znečištění ovzduší s obecnější platností (ceny nemovitostí).

V neposlední řadě je významné že se liší příspěvky jednotlivých zdrojů při znečišťování ovzduší ve světě a u nás. Zatímco relativní podíl zdrojů znečišťování na emisích z lidské činnosti byl ve světě: doprava 50-60 %, energetika 10-15%, průmyslové technologie a průmyslová energetika 15-20%, komunální zdroje 10%, spalovny 5%. V našich podmínkách je rozložení jiné. Problematika přenosu výsledků nabývá v posledních letech na významu zejména s ohledem na evropskou legislativu a na velké náklady, které jsou s originálními výzkumy spojené.

4. Závěr

Pro další pokračování výzkumné práce v oblasti netržních statků je nutné:

- systematicky zkoumat teoretické podmínky, za kterých je možný transfer výsledků,
- navrhnout studie pro testování transferu a standardizaci výsledků,
- zkvalitňovat informace hodnotící netržní statky.

Použitá literatura:

- [1] ASIAN DEVELOPMENT BANK(1996): *Economic evaluation of environmental impacts*. Part I. and II. Manila
- [2] BOŽEK F.,KOMÁR,A.: *Methods for Prioritising Environmental Impacts*.InNATO/CCMS 4th Draft of Final Report of Pilot Study on Implementation of Environmental Management Systems in Military Sectors.London:MOD,1999,Anex 4A
- [3] BOYLE K.J.-BERGSTROM J.C.(1992): *Benefit transfer studies: myths, pragmatism and idealism*.Water Resources Research 28
- [4] CALLAN S. J.-THOMAS J.M.(1996): *Environmental Economics and Management*. Irwin,,Chicago
- [5] *Economic Evaluation of Air Quality Targets* .First interim report to the EC DGXI B4 –5. Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit Amsterdam 1996
- [6] ECOTEC (1996): *An evaluation of the benefit of reduced sulphur dioxide emission from reduced building damage*.Ecotec Research and Consulting Ltd., Birmingham
- [7] *Environmental and Health Benefits of Cleaner Vehicles and Fuels*. Supplemental Report 2.Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, 1995
- [8] *ExternE Externalities of Energy*. Methodology Annexes.EC, Directorate-General XII, Science, Research and Development, Bruxelles 1998
- [9] GARROD G.- WILLIS K.(1999): *Economic Valuation of the Environment*. Edward Elgar,Cheltenham
- [10] *Gesundheitsschäden infolge verkehrsbedingter Luftverschmutzung*. Vorstudie. Dienst GVF, Ecoplan/Infras, Bern 1995
- [11] GRIMALDI J.D.-SIMONDS R.H.: *Safety Management*.Irwin, Boston 1989
- [12] HEINZ J.(1986): *Zur ökonomischen Bewertung von Materialschäden durch Luftverschmutzung*. Umweltbundesamt.Berichte 7, Berlin
- [13] HELLBERG J.(1996): *Air Pollution Costs Billions*. Enviro N°21 Sept. Swedish EPA
- [14] KLEIN O.: - BENCKO V. (1996) :*Ekologie člověka a zdraví*.Sv.42. VŠB TU Ostrava. MŽP Praha
- [15] LAI : *Länderausschuß für Immissionschutz:Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen*, Germany.
- [16] LANDRIEU G.(1995): *Evaluation of Health Risks of atmospheric Pollutants*.In:SRA '95 Risk Analysis and Management in a Global Economy. Ludwigsburg
- [17] PILKINGTON A.- HURLEY F.(1997): *Cancer risk estimate*. Institute of Occupational Medicine. Edinburgh
- [18] *Směrnice pro kvalitu ovzduší v Evropě. 1996 MŽP*
- [19] ŠVEJDAROVÁ H.(1997): *Vymezení podmínek pro kvantifikaci některých škod způsobovaných výrobou elektrické energie a tepla v ČR*.Výzkumný úkol č.201-320-97, MŽP Praha
- [20] VAŠATA M.(1994): *Možnosti stanovení škod způsobených průmyslovou havárií*. Diplomová práce Univerzita Pardubice,FCHT
- [21] WINPENNY J.T.(1993) *Values for Environment (A Guide to Economic Appraisal)* HMSO,London

Kontaktní adresa:

doc.Ing.Ilona Obršálová,CSc.,Ústav veřejné správy a regionálního rozvoje, Fakulta ekonomicko-správní, Univerzita Pardubice, Studentská 84, 532 10 Pardubice
e-mail: ilona.obrsalova@upce.cz

Recenzoval: doc. Ing. Jan Čapek, CSc.,Ústav systémového inženýrství a informatiky, FES