

UNIVERZA V LJUBLJANI
EKONOMSKA FAKULTETA

MAGISTRSKO DELO

**EKONOMIKA VARSTVA OKOLJA NA PRIMERU
RAVNANJA Z ODPADKI**

Ljubljana, februar 2008

MOJCA VENDRAMIN

IZJAVA

Študentka MOJCA VENDRAMIN izjavljam, da sem avtorica tega magistrskega dela, ki sem ga napisala pod mentorstvom prof. dr. NEVENKE HROVATIN, in skladno s 1. odstavkom 21. člena Zakona o avtorskih in sorodnih pravicah dovolim objavo magistrskega dela na fakultetnih spletnih straneh.

V Ljubljani, dne 23.1.2008

Podpis:

KAZALO

UVOD	1
1 TRAJNOSTNI RAZVOJ KOT NOVA RAZVOJNA PARADIGMA	2
1.1 Paradigma rasti	2
1.2 Trajnostni razvoj	4
1.2.1 Trajnostni razvoj v ekonomski teoriji	6
1.3 Varstvo okolja in trajnostni razvoj	7
1.4 Kazalniki trajnostnega razvoja	8
2 EKONOMIKA TRAJNOSTNEGA RAZVOJA IN OKOLJSKA POLITIKA	11
2.1 Ekonomska trajnost	11
2.2 Ekonomika okolja	12
2.2.1 Eksternalije	13
2.3 Politika varstva okolja	15
2.3.1 Tržni instrumenti politike varstva okolja v EU	18
2.3.2 Izzivi za prihodnost	21
3 ANALIZA STROŠKOV IN KORISTI OKOLJSKE POLITIKE	23
3.1 Koncept in načela analize stroškov in koristi	23
3.2 Okvir analize stroškov in koristi	24
3.3 Omejitve in natančnost analize stroškov in koristi	27
3.3.1 Diskontiranje	29
3.4 Vrednotenje učinkov okoljske politike	29
3.4.1 Učinki na proizvodnjo in potrošnjo	29
3.4.2 Administrativni stroški	31
3.4.3 Učinki na zaposlenost	31
3.4.4 Učinki na okolje	33
3.4.5 Vplivi na smrtnost	40
3.4.6 Učinki na zdravje	47
3.4.7 Uporaba in pomanjkljivosti vrednotenja učinkov	48
3.5 Komplementarne metode ocenjevanja	50
3.5.1 Model splošnega ravnatežja	51
3.5.2 Model ponudbe in porabe	51
4 PRIMER ANALIZE STROŠKOV IN KORISTI RAVNANJA Z ODPADKI	53
4.1 Nastajanje odpadkov v državah EU	53
4.2 Tehnike ravnanja s komunalnimi odpadki	55
4.2.1 Odlaganje	55
4.2.2 Sežiganje (s pridobivanjem energije)	56
4.2.3 Tehnologije uporabe bioloških odpadkov	56
4.3 Ravnanje s komunalnimi odpadki v državah EU	59
4.3.1 Ravnanje s komunalnimi odpadki v Sloveniji	61
4.4 Eksterni stroški sežiganja in odlaganja odpadkov	63
4.4.1 Ekonomsko vrednotenje eksternalij sežiganja odpadkov	63
4.4.2 Ekonomsko vrednotenje eksternalij odlaganja odpadkov	67
4.4.3 Primeri izračunov eksternalij ravnanja z odpadki	71
4.4.4 Eksterni stroški ravnanja z odpadki v Sloveniji	79
4.5 Eksterni stroški prometa in njihova internalizacija	81

4.6	Stroški poslovanja pri ravnanju z odpadki v EU	82
4.6.1	Stroški poslovanja pri ravnanju z odpadki v Sloveniji	83
5	<i>SKLEP</i>	85
6	<i>Literatura</i>	87
7	<i>Viri</i>	89
8	<i>Dodatek</i>	1

UVOD

Gospodarstvo temelji na rabi proizvodnih virov, zato se z njegovo rastjo povečuje tudi raba virov. Ker pa so viri omejeni, se postavlja vprašanje trajnosti gospodarske rasti. Med proizvodnimi viri je tudi naravno okolje, zato je potrebno, če želimo omogočiti razvoj tudi v prihodnje, rabin naravni kapital v takšni meri, da raba ne presega njegove nosilne sposobnosti oz. stopnje njegovega obnavljanja. To je pogoj za trajnostni razvoj. Magistrsko delo skuša najti odgovore na vprašanje, kako takšen razvoj doseči.

V prvem poglavju bomo s teoretično analitičnim pregledom obstoječe literature prikazali koncept trajnostnega razvoja. Skušali bomo pojasniti, kaj pomeni trajnostni razvoj z vidika ekonomske teorije in kaj v tem okviru predstavlja varstvo okolja. V drugem poglavju bomo z abstraktno deduktivno metodo raziskovanja opredelili, kaj je pogoj za varovanje okolja v okviru obstoječega tržnega sistema. Z empirično in institucionalno primerjalno analizo bomo potem pogledali, kakšna je dejanska politika na tem področju. V tretjem poglavju bomo predstavili koncept analize stroškov in koristi kot enega izmed inštrumentov za uveljavljanje politike varstva okolja. Pri tem bomo z metodo abstrakcije in generalizacije ter klasifikacije proučili posamezne segmente analize stroškov in koristi. Med temi se bomo osredotočili predvsem na vrednotenje učinkov na okolje in zdravje ljudi, ki predstavljajo eksternalije rabe naravnega okolja. V četrtem poglavju pa bomo teoretična izhodišča iz prejšnjih poglavij z metodo konkretizacije uporabili na primeru ravnanja z odpadki. Najprej bomo z empirično primerjalno analizo pokazali, kako je z nastajanjem in ravnanjem s komunalnimi odpadki po državah. Nato bomo razčlenili in metodološko primerjali ocene vrednosti eksternalij, ki nastanejo pri odlaganju in pri sežiganju teh odpadkov. Na tej osnovi bomo skušali narediti analizo stroškov in koristi za obe vrsti ravnanja z odpadki ter tako ugotoviti, kakšen način je z vidika trajnostnega razvoja bolj smotrni. Hipoteza je, da odlaganje odpadkov sicer predstavlja veliko rabo prostora in negativno vpliva na bližnjo okolico, vendar pa ima tudi sežiganje komunalnih odpadkov veliko negativnih učinkov predvsem zaradi emisij v zrak. Pri vrednotenju teh učinkov je veliko metodoloških in vsebinskih problemov, kar bo potrebno upoštevati pri sklepnih ugotovitvah. Vsekakor pa je dejstvo, da so odpadki snovni in energetski vir, ki ga je potrebno čimbolj izkoristiti, zato je pri ravnanju z odpadki na prvem mestu njihova ponovna uporaba oz. predelava. Rezultate in ugotovitve bomo aplicirali na slovenske razmere. To bi lahko služilo kot podlaga za nadaljnje usmeritve politike na področju ravnanja z odpadki v Sloveniji, kar je tudi cilj tega magistrskega dela.

1 TRAJNOSTNI RAZVOJ KOT NOVA RAZVOJNA PARADIGMA

Trajnostni razvoj je danes široko sprejet kot eden od ciljev globalnih in nacionalnih razvojnih politik. Postal je razvojna paradigma novega tisočletja. Do zdaj je bilo temeljno pojmovanje razvoja povezano zgolj z ekonomskim področjem, z osnovno mero bruto domačega proizvoda. V zadnjih dvajsetih letih pa je prišlo do bistvenih sprememb: poleg ekonomskega se v koncept razvoja vključuje tudi socialno in okoljsko področje. Temeljni namen tega poglavja je predstaviti teoretične podlage nove razvojne paradigme.

1.1 Paradigma rasti

Rast je bistvena značilnost življenja. Vsak živ sistem, tudi ekonomski, se razvija tako, da ima najprej obdobje eksponentne rasti.¹ V svetu omejenih možnosti pa je nujno tudi medčasovno ravnotežje med rastjo in upadanjem. Tako v biosferi noben parameter trajno ne raste, niti linerano in še manj eksponentno, pač pa se samodejno sprožajo mehanizmi ustavljanja rasti. Tudi mnogo družbenih pojavov se razvija z eksponentno dinamiko, npr. svetovno prebivalstvo, industrijska proizvodnja, obseg kapitala, poraba energije, zasebna potrošnja. Zato bi morali upoštevati, da na omejenem planetu z izčrpljivimi neobnovljivimi viri, z omejenimi obnovljivimi viri ter omejeno sposobnostjo ekosistemov za sprejem in nevtralizacijo onesnaženja trajna rast, niti linerana še manj eksponentna, ni mogoča.

S paradigmo rasti je postalo človeštvo planetarna ekološka sila, saj deluje v smeri premagovanja mej rasti, namesto da bi se učili, kako živeti z mejami. Gre za precenjevanje znanja in človeka ter podcenjevanje narave kot ekološkega temelja njegove eksistence ob neupoštevanju omejene nosilne zmogljivosti biosfere. Taka nesonaravna rast sproža številna neravnotežja, ki se na ekonomskem področju kažejo v inflaciji, brezposelnosti, revščini, krizi države blaginje; v okolju kot npr. tanjšanje ozonske plasti, krčenje gozdov, širjenje puščav, zmanjševanje biotske raznovrstnosti, onesnaženost; na družbenopolitičnem področju pa kot konflikti med etičnimi in verskimi skupnostmi, socialni nemiri, vojne, kriminal.

V naravi so vsi procesi entropični,² vendar je človekova dejavnost, ki ni popolnoma vpeta v funkcionalno mrežo preostalega življenja, na vrhu lestvice pospeševanja entropije. Z eksponentno rastjo produkcije od industrijske revolucije dalje je bila pospešena tudi rast

¹ Pri eksponentni rasti je stopnja prirasta odvisna od dosežene količine, pri linerani povezavi pa je absolutni prirast stalen in neodvisen od dosežene količine.

² Zakon entropije je drugi zakon termodinamike, iz katerega izhaja, da je energija outputa zaradi entropijskih izgub nujno manjša od energije, ki jo vsebujejo inputi. Je evolutijski zakon, ki pravi, da je vsako tvorjenje reda, povezano z nastajanjem entropije v širšem okolju, nepovratno. Entropija pomeni nepovratne spremembe stanja energije v drugo, ki ni več sposobna opravljati delo.

entropije, ki se zdaj skuša zmanjševati. Toda ob rastočem gospodarstvu in prebivalstvu tudi ob visoki stopnji zmanjševanja in preprečevanja onesnaženja ni izhoda iz entropijske zanke. Verjetno je tudi trajnostni razvoj ne more preseči, lahko pa jo odloži. V bistvu gre za dilemo kratkega in ekstravagantnega življenja raznovrstnih dejavnosti in potreb ali pa za skromno in dolgo življenje (Georgescu-Roegen, 1971).

Tako je tehnološko proizvedena entropija nujna, vendar pa so njena hitrost, obseg in oblika odvisni od družbene narave produkcije in potrošnje, od razvoja znanosti in tehnologije in ne nazadnje od družbenih vrednot. Človek z znanjem, izborom sredstev in ciljev vpliva na razmerje med splošno nujno in družbeno obliko entropije oz. lahko omeji razsipanje energije. Tako se z zaostrenimi standardi ali ukrepi določena oblika entropije (degradacije ali onesnaženja), ki ni več družbeno sprejemljiva, poskuša zmanjšati oz. nadomestiti z neko drugo obliko entropije, ki je vsaj na začetku družbeno sprejemljivejša, manj tvegana, manj moteča ali pa samo manj opazna. To so delne zmage nad entropijo, ki jih je mogoče doseči z znanostjo in pripravljenostjo družbenega sistema, da se do proizvodnje entropije obnaša preventivno.

Civilizacija ublaži entropijsko zanko, če svoj obstoj gradi predvsem na obnovljivih virih, katerih stopnja uporabe ne sme preseči stopnje njihovega obnavljanja, z neobnovljivimi viri pa ravna skrajno varčno. To se mora izraziti v čim večji trajnosti proizvodov, čim manjši porabi energije in materialov na proizvod in dejavnost ter čim večji stopnji reciklaže. Pomembna mora postati okoljska čistost uporabljene energije in materialov; gospodarstvo je treba podrediti ekologiji. Vendar pa ob stalni gospodarski rasti in vse večji nasičenosti biosfere s tehniko ni mogoče, da bi obstajala tehnološka podlaga civilizacije, ki ne bi povzročala entropije, zato totalna zmaga rasti ni mogoča³ (Kim, 2004).

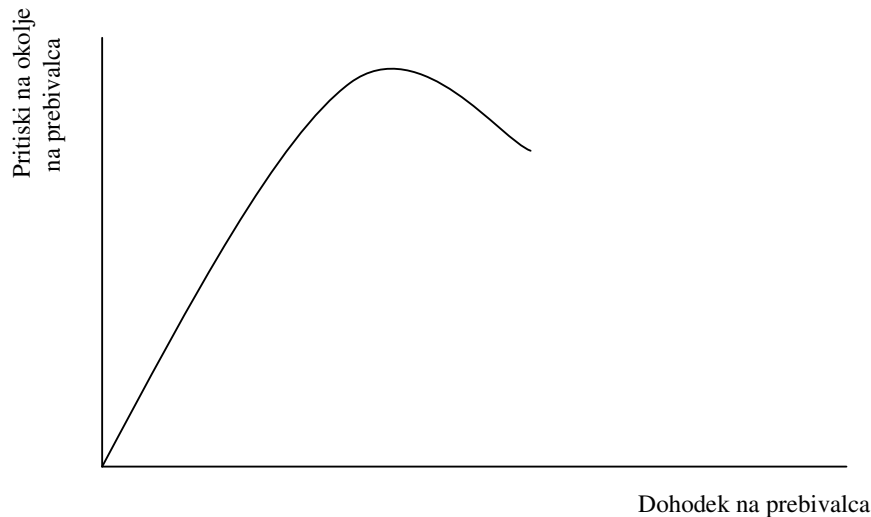
Na to kaže dejstvo, da se z gospodarskim razvojem sicer pritiski na okolje zmanjšujejo, vendar pa ne na agregatni in globalni ravni. Gospodarski napredek je pogoj za učinkovito upravljanje okolja, kar prikazuje okoljska Kuznetsova krivulja (gl. sliko 1), vendar pa imajo hkrati gospodarska rast, rast zasebne potrošnje⁴, večanje števila prebivalcev in strukturne spremembe v gospodarstvih za posledico vse večje pritiske na okolje. To dokazujejo najnovejše ocene po Sternu in Panayotouju (Common, 1996, str. 429), ki za nekaj onesnaževal (SO₂, NO_x, SPM) in krčenje gozdov dokažejo, da se na ravni države po določeni stopnji razvoja pritiski na okolje relativno zmanjšajo, vendar pa ne na globalni ravni. Ocenili so, da se bo kljub razvoju onesnaženje na prebivalca do leta z izpusti SO₂ povečalo s 73 kg v letu 1990 na 142 kg v letu 2025 (s 383 milijonov ton na 1181 milijonov ton v letu 2025). Namreč večji del svetovnega prebivalstva ima podpovprečni dohodek na

³ Če bi zmanjšali onesnaženje za 90 % in hkrati zadržali 5-odstotno letno gospodarsko rast ter če bi nam uspelo vzdrževati to visoko stopnjo preprečevanja onesnaženja, bi se čez 45 let znašli pri istem obsegu onesnaženja, kot je bilo na izhodišču zmanjševanja.

⁴ V Sloveniji se je zasebna potrošnja povečala za tretjino v obdobju 1995–2005, ob nadaljevanju dosedanjih gibanj se bo do leta 2030 podvojila. Podobni trendi veljajo tudi za celotno EU.

prebivalca oz. stopnjo razvitosti, kar pomeni, da smo pred maksimumom Kuznetsove krivulje.

Slika 1: Okoljska Kuznetsova krivulja



Vir: Common (1996).

V osnovi so mogoče tri rešitve odnosa med rastočim gospodarstvom in mejami zmogljivosti planeta (Meadows et al., 1992): a) rast brez zastoja, dokler se ne izravna z zmogljivostjo biosfere, b) rast začasno preseže zmogljivosti, niha okoli njih in se končno z njimi izravna, c) tolikšna prekoračitev zmogljivosti, da uniči svojo surovinsko osnovo in degradira obnovljive vire v takem obsegu, da se mora potem z njimi izravnati na nižji ravni. Različice prehoda od eksponencialne rasti v različne ravni trajnostne družbe so odvisne od tega, kako visoko so postavljeni materialni cilji, od obsega prebivalstva in od stanja, ko se začne zavedati omejitve rasti. Družbeno je bolj zaželen mehak prehod, ki ni izsiljen z družbeno krizo ali ekološko katastrofo.

1.2 Trajnostni razvoj

V zadnjih desetletjih se kot ključni kazalnik razvoja uporablja bruto domači proizvod (na prebivalca), ki pa ni bil mišljen kot mera razvoja. Njegovo uporabo v te namene je spodbudila teorija, da povečana proizvodnja pozitivno vpliva na zmanjšanje revščine, poveča življenjski standard prebivalstva in povzroči tudi druge izboljšave v človeškem življenju. Od sredine 20. stoletja je izključna usmeritev na gospodarsko rast (rast BDP) postala tako močna, da je rast postala cilj, namesto da bi ostala tisto, kar je bila od začetka: sredstvo za doseganje višje kakovosti življenja.

Vendar pa sama gospodarska rast ne zagotavlja družbene blaginje. Ne upošteva niti ne kaže pomembnih dejavnikov kakovosti življenja, kot so razdelitev dohodka, enakost,

revščina, prosti čas, zadovoljstvo, siva ekonomija, zaposlenost žensk, onesnaženje okolja, izkoriščanje naravnih virov idr. V mnogih državah tretjega sveta so opazili, da se revščina povečuje ob hkratnem povečevanju BDP (UNDP 1990, str. 12–15, UNDP 1996, str. 11–84). Tudi država blaginje v Evropi v šestdesetih letih prejšnjega stoletja je nastala, ker gospodarstvo novoustvarjene vrednosti ni samodejno prelivalo v prid zadovoljevanja negospodarskih potreb. Povezavo med gospodarskim in socialnim razvojem je zato država zagotavljala v okviru socialnega partnerstva med vlado, delodajalci in zaposlenimi. Okolje, eden preostalih temeljev blaginje (gospodarske, socialne, okoljske), pa se je še naprej prepuščalo trgu in ekonomski stihiji.

Novi koncepti rasti naj bi upoštevali meje gospodarskega razvoja. V sedemdesetih letih je na podlagi študije Meje rasti (Meadows, 1992) nastal koncept "ničelne rasti". Glavna ugotovitev te študije je bila, da bo rast števila prebivalcev prek gospodarske rasti, ki porablja naravne vire in onesnažuje vire okolja, pripeljala do zloma civiliziranega sveta. Glavna kritika pa je bila, da bi imela družba z nično rastjo velike težave zaradi pomanjkanja motivov, povečevanja konfliktnosti med sloji družbe in stagnacije v človekovem duhovnem in družbenem življenju (Thurow, 1980). Dejstvo je tudi, da gospodarska rast pozitivno vpliva na zmanjševanje podhranjenosti, mnogih bolezni in tudi onesnaževanja, povezanega z revščino. Zato se je oblikoval nov koncept "organske rasti", ki je pojmoval planet kot skupen organizem in je kot prednostno opredelil skupno reševanje skupnih problemov. Ta koncept je opozoril predvsem na jez med razvitimi in nerazvitimi, med bogatimi in revnimi. V začetku osemdesetih je imel v mednarodnih organizacijah, predvsem Združenih narodih, veliko podpore, pri praktičnem uresničevanju pa je naletel na pomanjkanje finančnih sredstev.

V okviru konference Svetovne komisije za okolje in razvoj (WCED) je bil leta 1987 uveljavljen nov koncept, koncept trajnostnega oz. uravnoveženega razvoja, tj. razvoj, ki zadovoljuje potrebe današnjih generacij, ne da bi pri tem oviral možnosti prihodnjih generacij pri zadovoljevanju njihovih potreb. To pa poleg gospodarskega razvoja zahteva še ekološko in družbeno uravnoveženost. Tako opredelitev je sprejela večina mednarodnih organizacij, ki je sodelovala v WCED (UNDP, IUCN, WWF, Svetovna banka) in tudi večina nacionalnih državnih agencij. Politično uveljavitev pa je ta koncept doživel s konferenco OZN v Riu de Janeiru leta 1992, na kateri je bilo sprejetih mnogo ukrepov za doseganje trajnostnega razvoja; najbolj znan med njimi je bil seznam Agenda 21. EU je leta 2001 sprejela strategijo trajnostnega razvoja (gothenburgska strategija), s katero se je zavezala k usklajenosti ekonomskih, okoljskih in socialnih politik v smeri trajnostnega razvoja. Trajnostni razvoj je tudi temeljni cilj v Pogodbi o Evropski uniji in je tudi v njeni ustavi. Slovenija je sprejela trajnostno utemeljeno strategijo gospodarskega razvoja (2001) in leta 2005 Strategijo razvoja Slovenije (do leta 2013), ki želi s trajnostnim razvojem doseči povprečno raven razvitosti EU.

Poimenovanje novega koncepta razvoja je v angleškem jeziku zelo splošno – sustainable development in je zato sprejemljivo za širok krog ljudi z različno vizijo. Ker gre za

interdisciplinaren pojem, posamezne stroke nanj gledajo z različnih izhodišč. V slovenskem jeziku so se uporabljali pojmi: samovzdržni razvoj (Kirn, 1991), uravnoteženi razvoj (Seljak, 1992), obstojni razvoj (Kirn, 1992), sonaravni, vzdržljiv, obstojen razvoj (Senjur, 1993), trajno uravnoteženi razvoj (Macarol, 1993), trajnostni sonaravni razvoj ali okoljevarovalni razvoj (Lah, 1995). V zadnjem času se je uveljavil izraz "trajnostni razvoj", ki pa je tudi deležen kritik. Namreč uravnoteženost razvoja na ekonomskem, socialnem in okoljskem področju temelji na sistemu vrednot, ki so prevladujoče v današnjem razvitem svetu (kar pa ne pomeni, da so nevtralne ali pravilne), zato tako pojmovana uravnoteženost ne more biti trajna ali trajnostna, saj se vrednote v času spreminjajo (Seljak, 2001).

1.2.1 Trajnostni razvoj v ekonomski teoriji

V ekonomski teoriji prevladujejo trije pristopi doseganja trajnosti: i) ohranjanje sedanje ravni blaginje; ii) znižanje pretoka materije in energije skozi gospodarstvo; iii) minimiziranje porabe neobnovljivih virov. Zagovorniki prvega pristopa so t. i. zeleni ekonomisti, to so Atkinson, Tietenberg, Hamilton, Serafy, Hartwick in drugi (Radej, 2001a). Zavzemajo se, da bi trajnost opredelili kot v času maksimalno končno porabo dobrin in storitev oz. posredovalcev blaginje. Pomanjkljivost njihove teze je, da ne ohranja nobenega vira blaginje posebej, temveč agregatno, kar lahko zaradi entropičnosti oz. ireverzibilnosti nekaterih procesov in s tem vse nižjega deleža okoljske blaginje ogrozi blaginjsko raznolikost.

Zagovornike doseganja trajnosti prek zniževanja pretoka energije lahko razdelimo v tri podskupine ekonomistov. Prva, katere predstavniki so Daly, Boulding, Lovins in drugi, se zavzemajo za minimiziranje pretoka materije in energije skozi proizvodni sistem. Z večjo učinkovitostjo proizvodnje je tako zagotovljeno minimiziranje porabe izčrpljivih zalog naravnih bogastev. Drugo podskupino sestavljajo Pearce, Dales, Odum in drugi, ki gospodarstvo razumejo kot kroženje energije in se zato osredotočijo le na možnosti za znižanje energije, vsebovane v proizvodih. Za tretje, od katerih je najvplivnejši Georgescu-Roegen, je s spoznanjem zakonitosti termodinamike realnost neizogibno entropična. Pomanjkljivost teh teorij je, da za uresničevanje trajnosti niso neposredno uporabne, ker socialne odnose obravnavajo tehnično v skladu s svojo tehnološko predstavo stvarnosti (Radej, 2001a).

Tretja skupina avtorjev razume trajnost kot paradigmo, ki naj zagotovi prednostno zadovoljitev samo osnovnih (eksistencialnih, bazičnih) potreb, ker le z zadovoljevanjem nujnih potreb lahko zanamcem upravičimo naše poseganje po generacijsko sicer nerazporejenih zalogah neobnovljivih naravnih bogastev. Holmberg in Sandbrook izhajata iz kakovosti življenja, Norgaard in Howarth pa menita, da je poleg tega pomembno še vprašanje pravičnosti – da se zaloge naravnih bogastev prihodnjim generacijam ne znižajo, in učinkovitosti – da se maksimira iz uporabe naravnih bogastev pridobljena blaginja. Tako

ni pomembna le ekonomska učinkovitost po Paretovem merilu (sprememba razporeditve virov, po kateri ni nihče na slabšem), ampak je pomembno tudi, kdo je na boljšem in zakaj. O tem pa odloča družbena ureditev; kaj in za koga je strošek oziroma kaj je učinkovito in pravično, določa institucionalna ureditev (Bromley, 1991), kar podpira tezo, da temeljna podlaga poglobljanja trajnosti ni stanje okolja, ampak "stanje družbe" (preference in ureditev).

Iz tega izhaja, da so za uveljavljanje trajnosti splošne družbene razmere pomembnejše kot stanje okolja. Tako je treba za usmerjanje razvoja poleg objektivnih zakonitosti naravnih procesov upoštevati tudi družbene zakonitosti, ki določajo medsebojne odnose – Coase in Arrow poudarjata pomen institucionalnih pravil o lastninskih pravicah, smereh in ravneh prerazdeljevanja dohodka, o prednostnih zadovoljitvah potreb, Tietenberg odnos do prihodnosti (diskontna stopnja) ter Sen cilje, merila, vrednote in izkušnje. Cifri pravi, da je ekološka kriza socialno pogojena oz. je okoljski kazalnik socialne krize (Radej, 2001a).

1.3 Varstvo okolja in trajnostni razvoj

Pri trajnostnem razvoju gre predvsem za ohranjanje razvoja in ne za ohranjanje narave. Glavni argument za varstvo okolja je etična potreba, da zagotovimo tudi prihodnjim generacijam podobne možnosti, kot jih imajo sedanje. Ob tem pa je treba zagotavljati tudi ohranjanje blaginje sedanjih generacij. Hkrati je treba upoštevati, da so vrednote različnih generacij lahko različne, zato je pomembno, da se vsem zagotovijo enake možnosti doseganja ciljev, pri čemer morajo biti v uravnoteženi družbi sredstva, ki zagotavljajo (vsaj) preživetje, zagotovljena vsem.

Koncept krožnega toka obravnava gospodarsko dejavnost kot zaprt krožni tok. Vendar ta koncept ne vključuje izkoriščanja naravnih virov in onesnaževanja ter ne prizna nepovratnih vplivov entropične narave enosmernega toka, zato nikoli ne preseže sposobnosti okolja. Če pa upoštevamo enosmernost entropičnega toka, je opredelitev optimalne ravni izkoriščanja še pomembnejša kot optimalna alokacija, ker ima njeno preseganje lahko ireverzibilne posledice. Ob dejstvu, da je narava končna z vidika virov in z vidika onesnaževanja, je zato nujno treba določiti dopustno skrajno mejo izkoriščanja ekosistemov.

Vendar se v prevladujoči ekonomski teoriji vprašanje ravni izkoriščanja sredstev pušča ob strani, ker koncept nosilne sposobnosti narave ni dovolj jasno opredeljen. Trg namreč lahko ob izpolnitvi optimalnih pogojev najde optimalno alokacijo sredstev, ne more pa najti optimalne ravni. Ta mora biti postavljena od zunaj, kar pomeni, da je za to potrebna kolektivna akcija skupnosti. Temeljiti mora na strokovni podlagi, hkrati pa je močno odvisna od etičnih meril družbe. Meje bodo v prihodnosti v veliki meri določale vsaj obliko, če ne tudi obseg ekonomske aktivnosti. Ker pa se z globalizacijo

družbenoekonomske in tehnološke odvisnosti vse bolj poglobljajo, je trajnostna družba mogoča le na planetarni, globalni ravni.

Trajnostni razvoj v sedanji podobi je v bistvu ekološko reformirani kapitalizem, saj okoljsko družbene in tehnične inovacije še vedno temeljijo na paradigmi rasti. Ukrepi, ki spodbujajo ekotehnologijo, ohranjanje rodovitne zemlje, človekovega zdravja, recikliranje, učinkovito rabo energije in materialov, so sicer nujni, toda še ne zadostni. Ti ukrepi v okviru prevladujočega tržnega mehanizma niso učinkoviti zaradi nepopolnosti trga oz. ker stroški uporabe narave niso v celoti upoštevani. Nujni pa so zato, ker delujejo v smeri nove, spremenjene etike, ki je pogoj, da se bo trajnostni razvoj lahko dejansko udeležil.

Sestop iz okoljsko preoblikovane paradigme rasti zahteva spremembo ekonomskih, političnih, psiholoških in vrednostnih vzorcev, po katerih delujejo družbene strukture. Okoljski problemi namreč niso problemi okolja samega, ampak problemi ljudi v njihovem odnosu do narave in v tem smislu so to družbeni problemi. Uveljaviti se mora zavest, da stalno rastoče gospodarstvo ne obstaja in da je trajnostna družba mogoča in zaželeno. Za take spremembe vrednot pa morda ne bodo zadostovali samo argumenti prepričevanja in izobraževanja. Za uveljavitev Keynesove ekonomske doktrine je bila potrebna velika gospodarska kriza, ki je pokazala, da je nekaj narobe z obstoječo ekonomsko teorijo, ki zanika možnost visoke brezposelnosti. Tudi v odnosu do narave se bo najbrž moralo nekaj zgoditi, da se bodo ljudje prepričali, da je nekaj narobe z obstoječim družbenoekonomskim sistemom, ki ne upošteva optimalnih mej proizvodnje in potrošnje glede na zmogljivosti ekosistemov in razpoložljivost virov nizke entropije.

Za uresničevanje trajnostnega razvoja je torej treba sprejeti fizične meje rasti in uskladiti potrebe in predstave o sreči in kakovosti življenja z omejitvami našega planeta. Vendar z obstoječim znanjem o medsebojni povezanosti celotnega naravnega sistema, v katerem živimo, ni mogoče opredeliti vseh posledic človekove dejavnosti, zato so potrebne nove etične vrednote, iz katerih bodo izhajale omejitve za človekovo dejavnost. Do uveljavitve teh vrednot pa je v okviru prevladujoče "etike" trga po mojem mnenju najučinkovitejši način uresničevanja trajnostnega razvoja prek uveljavljanja cene narave in njenih storitev. Dejstvo je namreč, da je naravni kapital omejen in da je hkrati tudi produkcijski faktor, ki je pogoj za življenje in blaginjo, zato mora cena proizvodov vsebovati tudi njegovo vrednost.

1.4 Kazalniki trajnostnega razvoja

Gospodarska rast, merjena z bruto domačim proizvodom (BDP), ni pravi kazalnik povečevanja družbene blaginje. Kazalnik BDP namreč meri le bruto vrednost proizvedenega blaga in storitev, slabih in dobrih, pri čemer je cena socialnega in naravnega kapitala arbitrarno enaka nič. Npr. večje onesnaževanje ima zaradi negativnih učinkov na

zdravje za posledico večje stroške zdravstvenega sistema oz. več opravljenih zdravstvenih storitev, kar povečuje BDP. Tudi poraba naravnega kapitala ni upoštevana, pač pa kot strošek amortizacije le poraba ustvarjenega kapitala. Iz koncepta družbenega proizvoda bi sledilo, da smo npr. bogatejši, če bi uporabljali maske zaradi onesnaženega zraka ali če bi vsi uporabljali vodne filtre, saj bi proizvodnja teh proizvodov oz. večja potrošnja pomenila večji bruto domači proizvod. Prav tako je družbeni proizvod večji, če smo morali zgraditi betonske zidove proti eroziji, kar je bila prej brezplačna funkcija gozda. Tako bi bil družbeni proizvod največji, če bi lahko vse brezplačne funkcije narave nadomestili s tehnologijo in delom. Iz tega izhaja nesmisel, da je družba tem bogatejša, čim obsežnejše je to nadomeščanje, in čim bolj degradirana je narava. Dejansko pa smo tako revnejši, saj realno družbeno bogastvo pomeni vrednost bruto domačega proizvoda, zmanjšanega za socialno-ekološko entropijo (Kirn, 2004).

BDP ne more biti mera trajnostnega razvoja, saj temelji na implicitni predpostavki, da so naravni viri neomejeni in da nimajo padajoče mejne koristnosti, njihovo izkoriščanje pa se obravnava kot način spodbujanja gospodarske rasti. Taka rast ni mogoča, saj je bilo povečanje dohodka doseženo na račun trajnega zmanjšanja bogastva. Vse ekosistemske funkcije bi morale biti vštete v produkcijsko zmogljivost družbe, saj s sedanjim načinom iz produkcijske funkcije izpade produkcijski potencial narave. V tej smeri so poskusi uvedbe merjenja trajnostnega BDP s pomočjo satelitskih računov, ki bi merili fizične količine naravnih virov. Le tako bi lahko merili smer in stopnjo sprememb naravnih virov.

Druga rešitev za mero trajnostnega razvoja je koncept trajnostnega dohodka. Ta izraža količino, ki se lahko porabi v določenem obdobju, ne da bi zmanjšali mogočo potrošnjo v prihodnjem obdobju. Za to je treba pri običajni metodi družbenega proizvoda (BDP) upoštevati dve spremembi: odbitek za izdatke varstva okolja zaradi njegovega obremenjevanja (IVO) ter odbitek zaradi rabe oz. zmanjšanja okoljskega kapitala (ORO). Po teh spremembah bi prišli do trajnostnega družbenega neto proizvoda ($TDNP = BDP - IVO - ORO$). Pri tem obstajata dva glavna problema, in sicer pomanjkanje soglasja glede tega, kako konceptualno obravnavati okoljski kapital, ter problem merjenja učinkov okoljskih storitev in škod.

V zadnjih letih je bilo razvitih nekaj konceptov, ki bi predstavljali mero razvoja, vendar splošno sprejetega kazalnika kot mere trajnostnega razvoja še ni. Najpomembnejši so: indeks fizične kakovosti življenja (PQLI), ki je meril razvoj kot dejavnost in upošteval socialne kazalnike, kot so smrtnost dojenčkov, pričakovano trajanje življenja ob prvem letu starosti in pismenost; indeks uravnotežene ekonomske blaginje (ISEW), ki je kombiniral osebno potrošnjo, stroške, ki nastajajo zaradi gospodarske rasti, zmanjšanje naravnega kapitala in neto spremembo v mednarodnem položaju države; indeks človekovega razvoja (HDI), ki opredeljuje razvoj kot povečanje možnosti človekove izbire in vključuje poleg BDP na prebivalca tudi pričakovano trajanje življenja in pismenost, ter indeks pristnega varčevanja (GSI), indeks pravega napredka (GPI) in indeks uravnoteženega razvoja (KURA), ki jih na kratko predstavljam v nadaljevanju.

Svetovna banka je razvila indeks pristnega varčevanja (Genuine Savings Index; GSI), ki je opredeljen kot razlika med letnim prirastom in izgubo bruto domačega proizvoda kot posledica (ne)trajnostne rabe dveh alternativnih virov blaginje. Proizvedeni viri se merijo z varčevanjem in izdatki za izobraževanje, raba neproizvedenih virov pa pomeni razvrednotenje okolja zaradi črpanja surovin, poseka lesa in izpusta CO₂. Prirast blaginje prihodnjih generacij v posameznem letu je tako enak deležu varčevanja v bruto domačem proizvodu, ki preostane kot razlika med izboljšanjem virov blaginje in stroški obrabe (negativno varčevanje). Stroški obrabe virov blaginje se izmerijo kot vsota amortizacije fiksnega kapitala in dodatnega razvrednotenja okolja, izboljšanje virov blaginje prihodnjih generacij pa z letnimi izdatki za izobraževanje in znižanjem razvrednotenja okolja. Na praktični ravni je glavna pomanjkljivost kazalnika v samih podatkih, tj. podatkih o naravnem kapitalu kot o strošku amortizacije, ki je bolj računovodska kategorija kot izraz dejanskega stanja.

Novejši poskus mere blaginje je indeks GPI (Genuine Progress Indicator), zasnovan sredi devetdesetih let prejšnjega stoletja (Venetoulis, Cobb; 2004). Ta poleg kategorij bruto domačega proizvoda upošteva še prostovoljno delo, neplačano in družinsko delo ter negativne učinke kriminala, onesnaževanja, bolezni. Izračunan je bil za ZDA in je na prebivalca v letu 2002 znašal manj kot tretjino tistega, izraženega z BDP na prebivalca. Po tej metodologiji je tudi realna rast BDP v ZDA, ki je od leta 2000 do 2003 v povprečju znašala 2,6 %, izražena z GPI, dosegla le 0,12-odstotno rast. K temu so največ prispevali negativni učinki degradacije naravnih virov in povečanje zunanjskega dolga, največji pozitivni učinek, ki ni zajet v BDP, pa je imelo delo v obliki družinskih, gospodinjskih opravil in prostovoljnega dela.

Za proučevanje uravnoveženosti razvoja po ekonomski, družbeni in okoljski strani je v Sloveniji Janko Seljak razvil agregatni kazalnik uravnoveženega razvoja (KURA). Sestavljen je iz okoli 154 kazalnikov in omogoča časovno in mednarodno primerjavo. Z uporabo večstopenjskega sistema združevanja podatkov je mogoče spremljanje razvoja tudi po posameznih področjih in ocenjevanje njihovega vpliva na raven uravnoveženega razvoja. Prva raven predstavlja ekonomsko, socialno in okoljsko področje, ki se na drugi ravni razdelijo na 27 podpodročij (npr. socialno področje na demografijo, neenakost, izobraževanje ...). Podpodročja se na tretji ravni ponovno razdelijo na 47 področij. Izračunan je bil po državah za leta 1990, 1995 in 1998. Povezanost KURA s "starimi" merilniki rasti je zmerna: največja je z BDP na prebivalca, nekoliko nižja z BDP na prebivalca po kupni moči, najmanjša pa s HDI (Seljak, 2001).

2 EKONOMIKA TRAJNOSTNEGA RAZVOJA IN OKOLJSKA POLITIKA

2.1 Ekonomska trajnost

Po definiciji Svetovne komisije za okolje in razvoj (WCED) ekonomska trajnost pomeni zadovoljevanje potreb na taki ravni, da se lahko dosežena raven potrošnje oziroma blaginje medgeneracijsko nenehno obnavlja. Glede na to, da so nekateri viri izčrpljivi, to pomeni nenehno zviševanje kakovosti razvojnih dejavnikov za ustvarjanje blaginje – trajnostna neomejenost torej ni količinska, pač pa sta koristnost in blaginja ekonomske kakovosti brez končno določljive vsebine. Po konceptu šibke trajnosti je trajnost stvarna ekonomska alternativa ne glede na rabo izčrpljivih virov, po konceptu stroge trajnosti pa ne glede na večnamenskost naravnih bogastev.

Koncept šibke trajnosti okolje obravnava kot eno od oblik kapitala. Naravni viri so po Hartwicku uporabljeni v proizvodnji tehnologije in drugega gospodarskega kapitala ali pa za proizvodnjo končne potrošne dobrine. Z rastočo zalogo gospodarskega kapitala kot akumulirane tehnologije ali dobičkov se nadomešča upadajoča razpoložljivost okoljskega kapitala. Tako ni problematična rast sama po sebi, temveč njena narava. Trajnostni razvoj kot dolgoročno nenehna poraba je torej mogoč kljub uporabi neobnovljivega okoljskega kapitala, vendar samo, če se današnje izčrpanje zalog naravnih bogastev založi z ustrezno visoko protivrednostjo – renta, ki naj prihodnjim generacijam ustvari nadomestne razvojne priložnosti. Prihodki se morajo zato reinvestirati v nadomestno izboljšanje drugih proizvodnih dejavnikov in tako izboljšati razvojne priložnosti v prid prihodnjih generacij (Hartwickovo pravilo; Radej, 2001a).

Z uporabo Hartwickovega pravila odpade dvom, da ireverzibilnost zaradi omejenosti zalog naravnih bogastev preprečuje uresničevanje trajnostnega razvoja, vsaj šibkega. Problem šibke trajnosti ni trg, ampak neizpolnjenost okoliščin za njegovo optimalno delovanje. To pa je, kot je bilo že omenjeno (v poglavju 1.2), institucionalno pogojeno. Če so namreč konvencionalni optimizacijski pogoji izpolnjeni, trg lahko maksimira dobiček lastnikov naravnih virov in zagotavlja njihovo dinamično optimalno razporeditev med sodobnike in zanamce (Tietenberg, 1988: 123). Zato bi morali biti popravljalni, k trajnosti usmerjeni ukrepi najprej netržni. Vendar pa šibka trajnost ne zagotavlja ohranjanja zalog neobnovljivih virov – dokončno izčrpanje naravnih bogastev pa v nekaterih primerih preprosto ni sprejemljivo niti s stališča sedanje generacije, kaj šele prihodnjih. Tako šibka trajnost ni splošno sprejemljiva razvojna alternativa.

Koncept stroge trajnosti zaostri merila z omejitvijo nadomeščanja med viri blaginje. Pri naravnih bogastvih upošteva celoto njihovih funkcij, poleg gospodarskih tudi ekosistemske, zato namen naravnih bogastev ni črpanje za nadaljnjo predelavo v

gospodarskih sistemih, ampak predvsem vzdrževanje življenja v njegovi mnogoteri pojavnosti.

Ekonomska optimizacija po pravilih stroge trajnosti zajema rabo in varovanje naravnih virov oz. obravnava varovanje kot obliko rabe (za varnostno rezervo), na primer vzdrževanje genskih bank, avtohtonih nasadov in čred ali zelenih pasov, močvirij, naravnih parkov kot nenadomestljivo neokrnjeno naravo. Stroški vzdrževanja minimalnih rezerv naravnih bogastev so odvisni od vrednot sedanje generacije (socialni stroški). Stroga trajnost torej zahteva varovanje okoljskega kapitala selektivno, z razvojno pogojenim dodatnim varovanjem naravnih bogastev oziroma njihovih funkcij (Radej, 2001a). Vprašanje minimalne rezerve pa morata skupaj rešiti naravoslovje (določitev varnostnih standardov) in družboslovje (družbene izbire med razvojnimi alternativami). Schultze in Mooney se zavzemata, da bi po načelih stroge trajnosti varovali predvsem biotsko raznovrstnost in vse tri biogeokemične cikle: vodni, prehranski in ogljikov (Radej, 2001a).

2.2 Ekonomika okolja

Proizvodnja blaga in storitev je rezultat porabe inputov, ki imajo svojo ceno oz. trg, kjer se ta določa, to so delo, kapital, tehnologija, in inputov, ki nimajo trga, ki bi določal njihovo ceno – storitve okolja kot raba naravnih virov in kot absorpcija onesnaževanja. Večja kot je konkurenca na trgu, bolj je cena produkta enaka njegovim mejnim stroškom. Vendar pa cena na trgu ne pokriva samodejno tudi mejnih stroškov škode na okolju, ker so storitve okolja javna dobrina, za katero je značilno, da je za njeno učinkovito zagotavljanje potreben poseg države, saj je tržni mehanizem pomanjkljiv.

Če cena proizvedenih dobrin ne odraža njihove dejanske vrednosti, viri niso učinkovito alocirani oz. obstaja neskladje med zasebnimi in družbenimi stroški proizvodnje. Zato lahko "optimalno" onesnaževanje oz. bolje rečeno sprejemljivo onesnaževanje v okviru tržnega mehanizma dosežemo le, če upoštevamo tudi vrednost narave oz. njenih storitev. Temeljno vprašanje ekonomike okolja in tudi trajnostnega razvoja pa je določitev te vrednosti.

Obstajata dva načina vključitve storitev okolja v cenovni mehanizem tržnega koncepta:

- ustvarjanje trgov storitev, ki so bile sicer brezplačne (vstopnine za parke, podeljene lastninske pravice za uporabo vode); kar pomeni privatizacijo,
- internalizacija cene okoljskih storitev v ceno blaga ali storitve v okviru obstoječih trgov; z uporabo tržnih mehanizmov.

Prvi koncept je problematičen, ker je določene storitve okolja nemogoče privatizirati (ozonsko luknjo, oceane, ozračje ...). Poleg tega se je tržni koncept izkazal kot

učinkovitejši od reguliranega, zato se v nadaljevanju osredotočam na vpeljavo koncepta trajnostnega razvoja v okviru tržnega mehanizma.

Pogoj za najučinkovitejšo alokacijo sredstev je, da je cena enaka mejnim stroškom produkcije (MC). Če pa po načelu trajnostnega razvoja upoštevamo, da prava cena vsebuje tudi ceno storitev okolja, mora biti za učinkovito alokacijo sredstev cena enaka mejnim družbenim stroškom (MSC): $P = MC + MEC = MSC$, kjer je MEC mejna škoda onesnaženja, izražena v denarju, oz. mejni eksterni stroški. Te so podrobneje predstavljeni v nadaljevanju.

Če upoštevamo tudi, da sedanja raba naravnega kapitala pomeni, da ne bo na voljo v prihodnosti, ker je omejen, to pomeni mejne stroške rabe (MUC⁵) – rento. Vključevanje teh stroškov v tržno ceno kaže, kako trg vrednoti redkost teh dobrin v prihodnosti. Tako bi za uveljavitev trajnostnega razvoja morala cena na trgu vključevati produkcijske in eksterne stroške ter rento za uporabo naravnega kapitala:

$P = MC + MEC + MUC = MOC$, kar pomeni mejne oportunitene stroške rabe naravnega kapitala (Perace, 1990).

2.2.1 Eksternalije

Pri okoljskem kapitalu je zaradi skupne lastnine oz. neobstoja individualnih lastninskih pravic (zrak, voda ...) trg pomankljiv. Pozitivna eksternalija oz. zunanja korist pomeni korist subjekta, ki je posledica dejavnosti drugega subjekta; negativna eksternalija oz. zunanji strošek pa nastane, kadar dejavnost prvega subjekta povzroča škodo drugemu.⁶ V obeh primerih subjekt nima vpliva na dejavnost tistega, ki povzroča zunanje učinke. Zaradi nepopolnosti trga pa se ti učinki ne upoštevajo v cenah.

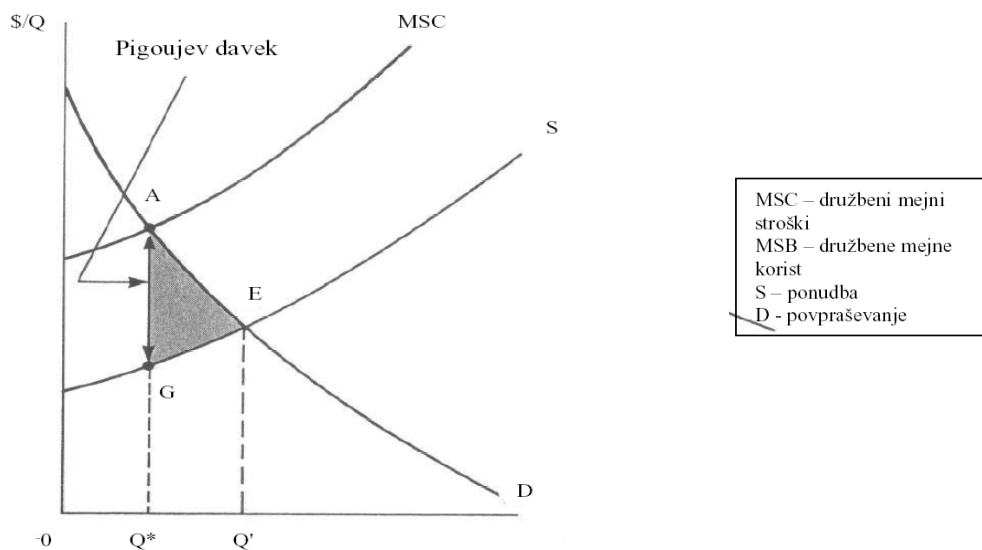
Eksternalije imajo za posledico neučinkovito alokacijo sredstev, saj gre pri pozitivnih eksternalijah za premajhno, pri negativnih pa za preveliko rabo virov. Upoštevanje in s tem internaliziranje škode oz. koristi, ki je trg ne zajame, pa je mogoče s posegom zasebnega sektorja (združitve, družbene konvencije, razdelitev lastninskih pravic) in pri večjem številu udeležencev s posegom države (regulacija, Pigoujev davek, ustvarjanje trga – trgovanje z dovoljenji).

⁵ "Marginal user cost".

⁶ Definicije eksternalij navajajo:

- Hartwick in Olewiler: Za pojav eksternalije sta potrebna dva pogoja: a) za dva ali več ekonomskih subjektov j in k pride do eksternalije, kadar je koristnost j ali njegova produkcija odvisna od spremenljivke, ki jo določa subjekt k; b) drugi pogoj pa je, da j nima vpliva na spremenljivko, ki jo določa k, oz. nadzora nad njo, ker spremenljivke nimajo eksplicitne menjalne vrednosti, ker zanje trg ne obstaja (nepopolni trg).
- Tietenberg: Do eksternalije pride vedno, kadar je blaginja nekega subjekta odvisna od njegove lastne dejavnosti in od dejavnosti, ki so pod nadzorom drugih subjektov.
- Turner: Kadar dejavnosti subjektov vplivajo na blaginjo drugih subjektov.
- Johansson: Kadar dejavnost podjetja povzroča stroške drugim podjetjem in/ali izgubo blaginje posameznikom (Zrimšek, 2002).

Slika 2: Pigoujev davek



Vir: DeSerpa, 1988, str. 508.

Pigoujev davek pomeni celotno internalizacijo eksternih stroškov v ceno oz. razliko med zasebnimi in družbenimi stroški (razdalja AG na sliki). Zaradi zunanjih učinkov, ki jih povzročata proizvodnja in/ali potrošnja, namreč krivulja družbenih mejnih stroškov (MSC) leži nad tržno krivuljo ponudbe. Povzročitelji eksternalij se zaradi dodatnega stroška v obliki davka zavedajo stroškov zunanjih učinkov, ki jih povzročajo, in ti jih silijo k učinkovitejši proizvodnji. S tem se zaradi prerazporeditve virov premakne ravnotežni obseg iz Q' v Q^* .

Za določitev Pigoujevega davka pa je treba določiti funkcijo mejne škode, kar zahteva odgovore na mnoga zahtevna vprašanja, kot npr. povezava dejavnosti povzročitelja eksternalij s količino onesnaževanja, učinki onesnaževal, vrednost povzročene škode idr. To dosegamo s pomočjo tehnik ekonomskega vrednotenja okolja. Predstavljene bodo v naslednjem poglavju pri predstavitvi analize stroškov in koristi politike varstva okolja. Namreč prav analiza stroškov in koristi (cost-benefit analiza; v nadaljevanju CBA) upošteva vse koristi in izgube ne glede na to, na koga se nanašajo, zato praviloma zajema tudi vplive na okolje. Prav ti pa so bili v dosedanjih gospodarskih in razvojnih politikah precej zanemarjeni. V četrtem poglavju pa so predstavljene konkretne analize eksternih stroškov pri različnih načinih ravnanja z odpadki.

2.3 Politika varstva okolja

Načelo "onesnaževalec plača" pomeni vključitev stroškov okolja v ceno proizvoda in se uresničuje v dveh oblikah:

- z regulacijo oz. določitvijo standardov,
- s tržnimi instrumenti, kot so takse oz. davki na onesnaževanje in dovoljenja za onesnaževanje, s katerimi se trguje.

V praksi se uporabljata oba načina, pri čemer takse oz. davki pomenijo najprožnejšo obliko prilagajanja, saj se proizvajalec glede na povpraševanje odloči o obliki prilagajanja z zmanjševanjem proizvodnje ali zmanjševanjem onesnaženja. Pod neoklasično predpostavko obnašanja proizvajalcev in potrošnikov bi proizvajalec v razmerah popolne konkurence ob ceni okolja, ki jo predstavlja davek, proizvajal, dokler ne bi dodatna raba okolja predstavljala enake stroške, kot bi jih imel z zmanjšanjem rabe okolja (alokacijska učinkovitost). Bistvena razlika med davki in taksami je, da se s prihodki od taks delno ali v celoti krijejo stroški okoljskih storitev (npr. čiščenje odpadne vode, ravnanje z odpadki), davki pa so v celoti javnofinančni prihodek. Pri dovoljenjih za onesnaževanje je pomembna njihova začetna količina, ker tudi vpliva na njihovo ceno. Pri regulaciji imajo podjetja za doseganje postavljenih standardov različne stroške, s čimer se prav tako kot s tržnimi instrumenti internalizira cena rabe okolja.

S tržnimi instrumenti se dosega internalizacija eksternih stroškov na okolje, hkrati pa se proizvajalci in potrošniki spodbujajo k čistejši proizvodnji oz. potrošnji oz. ekoučinkoviti inovaciji. Vendar neto učinki takih instrumentov niso tako predvidljivi kot pri regulativah, zato je za doseganje okoljske učinkovitosti in pravičnosti potrebna kombinacija politik (Pearce, 1990). Dejansko so tržni instrumenti okoljske politike del celotnega instrumentarija (policy-mix) in pomenijo dodatne spodbude v obstoječem regulacijskem mehanizmu okoljske politike ter tako pospešujejo okoljsko učinkovitost. Pri tem pa se je treba zavedati, da se z večjim številom instrumentov povečujejo tudi administrativni stroški (EEA, 2006). V nadaljevanju se osredotočam na tržne instrumente in pri njih na okoljske davke, ki so po mojem mnenju eden najpomembnejših instrumentov za uresničevanje trajnostnega razvoja v prihodnje.

Pri davkih na onesnaževanje je pomembno tudi, da ti lahko nadomestijo druge oblike javnofinančnih prihodkov in tako pomenijo možnost davčne razbremenitve dela – *zelena davčna reforma*. Lahko se uporabijo tudi za spodbujanje okoljskih naložb in projektov (recikliranje prihodkov). Glavni argument za okoljske davke je poleg učinka na zmanjševanje pritiskov na okolje ob zniževanju davkov na dohodek še mogoč učinek na zaposlenost in rast BDP – "dvojna korist" (double dividend). Vendar po drugi strani okoljski davek lahko povzroči zvišanje cene proizvodov, s tem pa pritisk na rast plač. Zato je velika verjetnost, da do učinka "dvojne koristi" ne pride. Študija OECD (Environmentally related taxes in OECD countries – issues and strategies, 2001) ugotavlja,

da se ob morebitni okoljski davčni reformi poveča zaposlenost predvsem nekvalificirane delovne sile, če pa se poleg tega uvajajo še socialne pomoči gospodinjstvom ali zniža stopnja DDV, so učinki na zaposlenost manjši oz. celo negativni. Na splošno lahko nižja obremenitev dela bolj koristi zaposlenim iz višjih dohodkovnih razredov. Učinki davčne reforme so odvisni še od sistema plač, sistema socialnih pomoči v primeru brezposelnosti, trga neformalnih zaposlitev. Literatura navaja večje kratkoročne učinke, dolgoročno pa so učinki majhni. Glede na Tinbergovo pravilo, naj ima država toliko instrumentov kot ciljev, je morebitna dvojna korist pri doseganju ciljev le še dodatna ugodnost (EEA, 2006).

Najnovejša študija (Cambridge Econometrics, 2007), ki proučuje učinke obdavčitve izpustov CO₂ na Danskem, Finskem, v Nemčiji, Nizozemski, Švedski in Združenem kraljestvu ter kot primer ene od novih članic EU tudi v Slovenji, pa dokazuje učinke dvojne koristi in Porterjevo hipotezo, ki pravi, da se z zeleno davčno reformo spodbujajo inovacije in energetska učinkovitost ter s tem povečuje mednarodna konkurenčnost. Z modelskim pristopom je bilo ocenjeno, da je bil učinek take davčne reforme v devetdesetih letih v povprečju teh držav 0,5 % višja rast BDP, 0,5 % višja rast zaposlenosti in 3-odstotno zmanjšanje izpustov CO₂.

Ne glede na to, ali prenos davčnega bremena prek tržnih okoljskih instrumentov pomeni večjo zaposlenost ali ne, pa je učinek na blaginjo ob dobro zasnovanih instrumentih nedvomno pozitiven. Pravičnejše cene rabe okolja izboljšujejo učinkovitost rabe omejenih virov. Poleg tega morebitno zmanjšanje davkov na delo, kapital in potrošnjo zmanjšuje cenovna izkrivljanja in s tem vpliva na boljšo porabo sredstev. Vendar se v praksi dejanski, sprejeti instrumenti glede na prvotno obliko, ki naj bi izražala ceno okolja, pod vplivom političnih interesnih skupin spremenijo. Eden od vzrokov je, da bolj ščitijo večje onesnaževalce in s tem breme prelagajo na manjše. Drugič, davčna stopnja je določena bolj glede na fiskalne kot na okoljske cilje. Tretjič, učinki na prihodek zavezancev ne smejo biti preveliki, pomembne pa so tudi povezave z instrumenti drugih politik. Glavna argumenta politike za prilagajanje oz. spreminjanje ukrepov okoljske politike sta njihov mogoč vpliv na zmanjšanje konkurenčnosti in učinek na revnejše sloje prebivalstva, kar pojasnujem v naslednjih dveh odstavkih.

Čeprav naj bi okoljski davki pozitivno učinkovali na blaginjo,⁷ pa lahko negativno učinkujejo na *mednarodno konkurenčnost*. Kakšen bo učinek na konkurenčnost na mednarodnem trgu, pa je odvisno od intenzitete novega instrumenta in okoljske politike v konkurenčnih državah. V študijah so bili tako ugotovljeni negativni učinki višjih energetskih davkov na Nizozemskem, kjer je izvozni sektor visoko energetsko intenziven, obratno pa je v Veliki Britaniji, kjer energetsko intenzivni proizvodi zajemajo le majhen delež izvoza (EEA, 2006).

⁷ Davki na delo, kapital in potrošnjo na blaginjo učinkujejo negativno, davki na ekonomske rente pa nevtralno.

Če je z uvedbo teh instrumentov mednarodna konkurenčnost določene dejavnosti zmanjšana, lahko vlada uvede določene zaščitne ukrepe. Eden od njih je vračilo oz. zmanjšanje davkov na izvoz ali obdavčitev uvoženih proizvodov, s čimer se obdavčitev na domačem in tujem trgu izravna (pravila tega ukrepa določa WTO). Drugi način zaščite industrije je z zniževanjem davka oz. oprostitvami davka npr. zaradi zmanjšanja onesnaženja, vendar so taki instrumenti v EU obravnavani kot posredna državna pomoč, zato so mogoči le začasno. Tretji ukrep je povračilo. Švedska ima zelo visok davek na izpuste NO_x za velike proizvajalce energije, vendar so prihodki uporabljeni za povračilo tistim, ki zmanjšujejo izpuste. Toda negativni učinki na konkurenčnost se ne dajo vedno odpraviti, saj se okolje kot produkcijski dejavnik ne razlikuje od drugih dejavnikov. Z zmanjševanjem izkrivljanj na trgu se cene povečajo, kar lahko pomeni izgubo določene konkurenčne prednosti (Wolff po EEA, 2006).

Ker nižji dohodkovni družbeni razredi plačujejo enake okoljske davke kot višji, je zato delež teh davkov v dohodku nižjih družbenih slojev večji. Zato so taki davki regresivni. Z dodatnimi davčnimi ukrepi se lahko te skupine razbremenjujejo, kot npr. z olajšavami ali višjo neobdavčeno ravno. Del davčnih prihodkov se lahko usmeri v socialne pomoči. To sicer zmanjšuje okoljsko učinkovitost, vendar je nujno zaradi socialnopolitičnih razlogov. Le tako bo *učinek na porazdelitev blaginje* progresiven.

Analiza učinkov okoljskih davkov na Danskem, ki ima v EU največji delež teh davkov, je pokazala, da imajo davki na energijo regresivni učinek, transportni progresiven in davki na onesnaževanje nevtralni učinek. Regresivnost velja predvsem za obdavčitev električne energije, pa tudi za davek na embalažo v maloprodaji in porabo vode. Obdavčenje goriva in vozil je progresivno, čeprav različno za urbano in podeželsko prebivalstvo (slednje ima večje potrebe po prevozu). Progresiven je tudi davek na uporabo pesticidov, vendar je njegov pomen majhen. Raziskave so pokazale, da bi se lahko zmanjšali regresivni učinki s preusmeritvijo davkov na izpuste CO₂ z električne energije na goriva. Regresivnost davkov na energijo je sicer zmerna in podobna DDV ter manjša kot pri davku na alkoholne pijače in tobak. Danska je regresivne učinke teh davkov zmanjšala s kompenzacijami enostarševskim družinam in upokojujencem brez pokojnin (EEA, 2006).

Del okoljske politike so tudi ukrepi oz. dejavnosti za ozaveščanje ekonomskih subjektov o njihovih vplivih na okolje. Tudi s takimi ukrepi se pripomore k zmanjšanju onesnaževanja in ekološko naravnemu ravnanju potrošnikov, vendar so ti ukrepi pomembni predvsem zaradi oblikovanja novih vrednot. Le z novim vrednostnim sistemom, ki upošteva tudi ekosistem oz. biosfero kot omejeno, vendar za življenje nujno potrebno vrednost, bo tlakovana pot trajnostnemu razvoju. S preoblikovanim vrednostnim sistemom družbe se postavljajo novi temelji razvoja, ki pa se v okviru prevladujočega tržnega koncepta najučinkovitejše udejanjajo z načelom "onesnaževalec plača" oz. z internalizirano ceno rabe naravnih virov oz. ceno onesnaževanja.

2.3.1 Tržni instrumenti politike varstva okolja v EU

Uporaba tržnih instrumentov politike varstva okolja se je v Evropi začela sredi devetdesetih let (skandinavske države, Nizozemska). Sistemi taks za onesnaženje vode in zraka so vzpostavljeni v večini držav, čeprav so na razmeroma nizki ravni, razširjeni so tudi davki na rabo naravnih virov in odpadke, vse bolj pa se uvajajo davki na proizvode, še posebej pločevinke in drugo embalažo. V načrtu je tudi uvedba več instrumentov na ravni EU, kot npr. cenovna politika za vodo do leta 2010 v okviru vodne direktive, sistem cestnin in krepitev trgovanja z zeleno električno energijo s certifiktnim sistemom. Evropska komisija je letos pripravila zeleno knjigo o tržnih instrumentih energetske in okoljske politike, s katero utemeljuje zeleno davčno reformo kot enega najpomembnejših ukrepov za doseganje ciljev na področju energije in varstva okolja.

Za tržne instrumente okoljske politike je značilno, da so učinkovitejši, če so zasnovani za daljše obdobje in kot del svežnja instrumentov, če so vzroki za njihovo uvedbo in način porabe teh sredstev jasno predstavljeni v javnosti ter če njihova raven vpliva na odločitve proizvajalcev in potrošnikov in je hkrati realistična oz. mogoča. To pomeni, da se v praksi uporablja pristop druge najboljše možnosti. Tako so bile stopnje davkov le v nekaj primerih izvedene iz ocene eksternih stroškov (v Združenem kraljestvu davek na odlaganje odpadkov in davek na izkop peska, kamna).⁸

Taksa na odlaganje odpadkov v Združenem kraljestvu je bila najprej določena na podlagi ocenjenih eksternih stroškov na ravni 7 funtov na tono odpadkov. Da pa bodo lahko dosegali zahteve direktive o odlaganju odpadkov, so takso v letu 2005 povišali na 19 funtov, vsako leto pa naj bi se povišala še za 3 funte do ravni 35 funtov. Da bi zagotovili javnofinančno nevtralnost, so se zmanjšali nekateri drugi prispevki podjetij, nekaj teh prihodkov pa se je ciljno usmerilo v raziskave in samo ravnanje z odpadki. S takim ukrepom so pospešili tudi minimiziranje nastajanja odpadkov in snovno učinkovitost podjetij.

V nadaljevanju se osredotočam na okoljske davke in deloma tudi na takse. O *trgovanju z dovoljenji CO₂*, ki se je začelo v letu 2005, samo na kratko povzemam Evropsko agencijo za okolje (EEA, 2006), ki ocenjuje, da se bodo s tem instrumentom stroški doseganja kjotskih ciljev zmanjšali za polovico (s 7 milijard EUR na 3,5 milijarde EUR) in da so učinki že vidni v smeri inovacij, izboljšanja tehnologij in spodbujanja konkurenčnosti na tem področju. Nov instrument, ki se bo začel v EU izvajati v 2007 in bo dodatno vplival na tehnične izboljšave in obnašanje gospodarskih subjektov, je *instrument odgovornosti in kompenzacijske sheme*, s katerimi se zagotavljajo sredstva za preventivo in obnovo okoljskih škod.

⁸ V okviru projekta ExternE so bili ocenjeni eksterni stroški proizvodnje električne energije v višini 1 do 2% BDP, kar pomeni, da so družbeni stroški proizvodnje dvakrat višji od proizvodnih stroškov. Pri proizvodnji električne energije iz premoga bi to pomenilo za 0,02 do 0,08 EUR višjo ceno na kWh.

Evropa ima že dolgo tradicijo visokih davkov na motorna goriva. Davki brez davka na dodano vrednost zajemajo več kot polovico maloprodajne cene bencina v EU-15, kar je v določeni meri tudi vzrok za visoko energetske učinkovitost evropskih prevoznih sredstev in manjše izpuste CO₂ v primerjavi z ameriškimi.⁹ Davki na motorna goriva skupaj z davki na prodajo prevoznih sredstev in registracijo v EU predstavljajo 90 % vseh okoljskih davkov. V mnogih državah so za doseganje cilja zmanjševanja podnebnih sprememb uvedli davek na izpuste CO₂; na Danskem je industrija zmanjšala CO₂ intenzivnost za 25 % v obdobju 1993–2000. Na podlagi analiz je bilo kot posledica tega davka zmanjšanje izpustov CO₂ za vsaj 10 odstotnih točk; približno polovica zmanjšanja je bila zaradi večje energetske učinkovitosti in polovica zaradi sprememb goriv (EEA, 2006).

Učinkoviti primeri tržnih instrumentov na področju transporta so še cestnine za težka tovorna vozila glede na prevoženo razdaljo v Švici in Nemčiji. V postopku je predlog uvedbe evrovinjet za težka vozila. V Londonu je bila uvedena kordonska taksa (congestion charging), ki jo morajo plačati vozila, ki vstopajo v ožje središče mesta (v 2005 je bila povišana s 5 funtov na 8 funtov). Ocenjujejo, da se je zaradi tega gneča v središču Londona zmanjšala za 30 %, obseg prometa v mestu pa za 15 %.

Na Danskem so davek na embalažo za tekočine razširili na vso embalažo, stopnja pa je odvisna od teže embalaže in prostornine proizvoda. Cilj je enaka obravnava embalaže ne glede na značilnost proizvoda, ki ga embalira. Direktiva EU namreč določa tudi najnižje stopnje reciklaže embalaže, ki sicer predstavlja od četrte do tretjine gospodinjstev odpadkov. V Nemčiji so uvedli depozit na embalažo za enkratno uporabo pijač (pivo, voda, brezalkoholne pijače), ker se je delež vračljive embalaže teh pijač znižal pod določeno raven (72 %). Toda tak ukrep pomeni tudi trgovinsko oviro na notranjem, pa tudi mednarodnem trgu, npr. pri prodaji mineralne vode, ki mora biti po direktivi EU ustekleničena na izvoru.

V EU je bila v devetdesetih letih v nekaterih državah (Danska, Finska, Nemčija, Nizozemska, Avstrija, Švedska) uvedena zelena (okoljska) davčna reforma, kot je bilo omenjeno že v prejšnjem poglavju. Prenos davčnih obremenitev z "blaginjsko negativnih" (na delo, kapital, potrošnjo) na "blaginjsko pozitivne" (okoljske eksternalije) se je zgodil tudi na Irskem in v Luksemburgu, čeprav v teh dveh državah reforma ni bila formalna. Ker mora taka reforma izhajati iz političnih usmeritev in mora biti napovedana, so bile v tem okviru na Norveškem, Švedskem in Nizozemskem ustanovljene medresorske delovne skupine, ki so pripravljale in proučevale učinke reforme. Npr. v okviru 10-letnega programa (2001–2010) davčne reforme namerava švedska vlada preusmeriti 3,3 milijarde EUR z davkov na dohodek in socialnih prispevkov na okoljske in energetske davke. Tudi podatki od leta 1995 kažejo, da se počasi zmanjšujejo prihodki iz davka na delo in povečujejo prihodki iz energetskih davkov: v obdobju od 1995 do 2002 se je implicitna davčna stopnja na energijo povečala za 15 do 20 %, implicitna davčna stopnja na delo pa

⁹ Evropski osebni avtomobil porabi 6 do 7 litrov goriva, ameriški pa 10 do 11 litrov.

zmanjšala za 3 %. Podatki v tabeli 1 sicer ne kažejo takega trenda, ker na delež davkov vpliva tudi struktura gospodarstva: s povečevanjem deleža storitev v ustvarjeni dodani vrednosti se zmanjšuje energetska intenzivnost gospodarstva (poraba energije na enoto BDP). Da gre pri zeleni davčni reformi za precejšnje strukturne spremembe, kaže dejstvo, da bi v EU-15 za znižanje obdavčitve dela v višini 1-odstotne točke (deleža teh davkov v vseh javnofinančnih prihodkih) potrebovali za 15 % večje prilive iz okoljskih davkov.

Tabela 1: Delež okoljskih davkov in davkov na delo v EU-15 v % vseh davčnih prihodkov

	1990	1997	2002
Energija	4,7	5,2	5,0
Transport	1,3	1,3	1,3
Onesnaževanje	0,2	0,3	0,2
Skupaj okoljski davki	6,2	6,7	6,5
Davki na delo	49,7	50,8	51,0

Vir: EEA, Market – based instruments for environmental policy in Europe Technical report, str. 31 (2006).

Največji delež med okoljskimi davki (5 % vseh javnofinančnih prihodkov) zajemajo davki na energijo, pri čemer obremenitev ni enakomerno razporejena; večji del je na potrošnikih (npr. v skandinavskih državah gospodinjstva porabijo 20 % vse energije, plačajo pa 60 % vseh energetskih davkov). Največji delež zajemajo davki na motorna goriva, davki na druge energetske vire (premog, kurilno olje) so precej nižji predvsem zaradi znižanih stopenj v industriji. Zato je možnost v okviru davčne reforme razširiti davčno osnovo z ukinjanjem znižanj v gospodarstvu oz. poslovnem sektorju in bolj uravnoteženo obremeniti gospodinjstva. Davki na transport so razmeroma stabilni, usmeritve na tem področju pa so zmanjšanje fiksnih davkov (registracije vozil) na obremenitve glede na uporabo infrastrukture (cestnine). Davki na onesnaženje (na odpadke, onesnaženje vode, zraka, kemikalije, embalažo) so razmeroma majhni, predvsem pa so ti prihodki namensko uporabljeni in tako za zdaj niso predmet okoljske davčne reforme.

Slovenija ima v primerjavi z državami EU visok delež okoljskih davkov; s 3,4 % BDP je na 4. mestu. Raven trošarin na motorna goriva je sicer na spodnji ravni, vendar se kratkoročno ne pričakujejo večje spremembe zaradi vplivov na inflacijo. Podobno je z okoljskimi dajatvami, ki bi vplivale na cene komunalnih storitev. V prihodnje obstajajo možnosti predvsem v smeri okoljske davčne reforme in v tem okviru predvsem uvajanje ali povišanje obdavčenja proizvodov (embalaža, plastične vrečke).

Tabela 2: Prihodki iz okoljskih davkov, v % BDP (2004)

	Skupaj	Energija	Transport	Onesnaževanje/ raba naravnih virov
Danska	4,8	2,5	2	0,3
Ciper	4,1	2,1	1,9	0
Nizozemska	3,9	2	1,3	0,6
Slovenija	3,4	2,7	0,5	0,2
Luksemburg	3,3	3,1	0,1	0
Finska	3,3	2	1,3	0
Malta	3,2	1,3	1,9	0
EU-15	2,9	2	0,8	0,1
Švedska	2,9	2,5	0,3	0,1
Italija	2,8	2,3	0,5	0
Češka	2,7	2,4	0,3	0
Avstrija	2,7	1,8	0,8	0
Latvija	2,6	2,1	0,4	0,1
Združeno kraljestvo	2,6	2,1	0,5	0,1
Nemčija	2,5	2,2	0,3	0
Irska	2,5	1,3	1,1	0
Belgija	2,4	1,6	0,7	0,2
Grčija	2,4	1,4	1	0
Poljska	2,3	2,1	0,2	:
Estonija	2,2	1,9	0	0,3
Francija	2,1	1,4	0,6	0,2
Španija	2	1,6	0,4	0
Litva	2	1,8	0,1	0,1

Vir: Eurostat, Environment, 2007.

Opombe: Po metodologiji Evroststa davki na energijo zajemajo davke na energente za transport in stacionarne namene. Najpomembnejši med temi so za transport (dizel in bencin), med stacionarnimi pa kurilno olje, zemeljski plin, premog in električna energija. Tudi davek na izpuste CO₂ je zajet v to skupino (čeprav je po svojem izvoru to davek na onesnaževanje), ker je delno substitut drugih davkov na energijo.

Davki na transport se plačujejo glede na lastništvo in uporabo motornega vozila. Davki na drugo transportno opremo (npr. letalo) in transportne storitve (npr. taksa na lete) so vključeni, kadar ustrezajo opredelitvi okoljskega davka, tj. obdavčujejo obremenjevanje okolja. Davki na transport so lahko enkratni (pri uvozu ali prodaji) ali letni (pristojbina za uporabo cest).

Davki na onesnaževanje pomenijo dajatve na izmerjene ali ocenjene izpuste v zrak ali vodo, dajatve za ravnanje z odpadki in na obremenjevanja okolja s hrupom.

Dajatve na rabo naravnih virov se nanašajo na rabo vode, gozda, rudnin. Ne zajemajo pa dajatev za pridobivanje nafte, ker se ti oblikujejo kot rente in tako ne vplivajo neposredno na cene kot drugi okoljski davki.

2.3.2 Izzivi za prihodnost

Da bi dosegali gospodarski in okoljski napredek oz. da se z gospodarskim napredkom ne bi povečevali tudi pritiski na okolje, so ključni trije pristopi. Prvič, večje vključevanje okoljske politike, ki bo zagotavljala, da bodo v politikah enakovredno upoštevani tudi vplivi na okolje. To je še posebej pomembno za gospodarske sektorje, katerih pritiski na okolje so največji; to so promet, kmetijstvo in energetika. Drugič, internalizacija stroškov, ki nastajajo z rabo okolja pri pridobivanju energije in rabi naravnih virov, v tržno ceno

prek okoljskih davkov, taks, trgovalnih dovoljenj in reform subvencioniranja. Tretjič, večja učinkovitost rabe obnovljivih in neobnovljivih virov energije s spodbujanjem ekoinovativnosti.

Okoljski davki s spodbujanjem stroškovno učinkovitih in inovativnih rešitev izboljšujejo konkurenčnost, vendar je na področju okoljskih inovacij potreben tvegan kapital, ki bi pripomogel k prodoru tehnološkega razvoja na trg. Okoljska tehnologija je bolj tvegana in je po njej manj povpraševanja kot za biotehnologijo ali informacijsko-komunikacijske storitve, zato bi bile potrebne dodatne spodbude, ki bi pospeševale razvoj in trženje ekoučinkovitih tehnologij (EEA, 2005). Varstvo okolja ni tako samo ovira, ampak s spodbudami za inovacije pozitivno vpliva na gospodarstvo in dolgoročno na vzdržni razvoj.

Poraba končne energije na enoto dodane vrednosti se je zmanjšala zaradi strukturnih sprememb v smeri povečevanja deleža storitev in zaradi tehnoloških inovacij: v EU se je v obdobju 1990–2003 poraba končne energije v predelovalnih dejavnostih zmanjšala za 8 %, dodana vrednost pa se je povečala za 17 %. Z nadaljnjim razvojem v tej smeri bo leta 2030 enota dodane vrednosti proizvedena s polovico manj energije, porabljene v letu 1990. Še več prostora za izboljšanje pa je pri snovni učinkovitosti – porabi materiala na enoto BDP, ki se ji ne posveča toliko pozornosti kot energetske učinkovitosti in produktivnosti dela. Na to kaže podatek, da se je v obdobju 1960–2002 produktivnost dela povečala za 270 %, materialna pa za 100 %. V EU je snovna intenzivnost na ravni 1kg za en EUR ustvarjene vrednosti, le nekoliko nižja je v ZDA, kar pa je v primerjavi z Japonsko dvakrat več. Primerjava energetske učinkovitosti EU z Japonsko kaže še nekoliko slabšo sliko.

Vmesna poraba oz. materialni stroški zajemajo dobro polovico stroškov proizvodnje, zato osredotočenje na te stroške na eni strani pomeni ustavitev ali zmanjšanje degradacije okolja in na drugi strani prispeva k večji konkurenčnosti in s tem tudi zaposlenosti. V Evropi je bil v zadnjem desetletju sicer dosežen precejšen napredek v smislu razhajanja med rastjo snovne in energetske rabe ter gospodarsko rastjo, vendar so med državami še vedno velike razlike;¹⁰ v povprečju je snovna in energetska učinkovitost držav zahodne Evrope štirikrat višja od drugih držav EU. To pomeni, da je s prenosom tehnologij in drugimi ukrepi še veliko možnosti za učinkovitejšo rabo sredstev v novih članicah EU. Snovna učinkovitost pomeni tudi zmanjšanje stroškov odlaganja odpadkov (EEA, 2005).

¹⁰ Snovna intenzivnost v Estoniji 11,1 kg/EUR, v Franciji pa 0,7 kg/EUR.

3 ANALIZA STROŠKOV IN KORISTI OKOLJSKE POLITIKE

3.1 Koncept in načela analize stroškov in koristi

V poglavju je predstavljena konceptualna podlaga analize ocenjevanja stroškov in koristi neke politike oz. ukrepa. Navadno je narejena na ravni posamezne države oz. upošteva neto učinke politike na blaginjo posamezne države. Cilj analize stroškov in koristi (cost-benefit analysis, v nadaljevanju CBA) je odločitev, ali je projekt oz. politika ustrezna z vidika družbene blaginje; to je, kadar družbene koristi presegajo družbene stroške. Kot pravi Perace, CBA upošteva vse pridobitve (koristi) in izgube (stroške) ne glede na to, na koga se nanašajo (navadno pa se osredotoča na prebivalce posamezne države). Hartwick meni, da je temeljna vloga analize stroškov in koristi vzpostavitev načel za merjenje javnih projektov. Po Abelsonu CBA pokaže, če celotne koristi neke politike ali projekta presegajo stroške, vključno s stroški in koristmi okolja, pri čemer so vsi učinki ocenjeni, kot je le mogoče z vidika osebe, na katero imajo učinek (EC, 1999, str. 8).

CBA je lahko kvantitativna, pa tudi kvalitativna oblika ocene stroškov in koristi politike, lahko pa je posebna ekonomska analiza, ki v monetarnem smislu oceni toliko učinkov, kot je le mogoče. Tako pomeni drugo obliko analize, v okviru katere so predstavljeni postopki za merjenje in primerjanje stroškov. Izsledki take analize so dodaten vir pri organiziranju in analiziranju podatkov za sprejemanje odločitev, niso pa samostojna podlaga za odločanje.

Poleg analize stroškov in koristi je ekonomska analiza tudi analiza stroškovne učinkovitosti (cost-effectiveness analysis; CEA), s katero se ocenijo stroški, ne pa tudi koristi izpolnjevanja določenega merila. V okoljski politiki sta glavni merili zmanjšanje tveganja za okolje in zdravje ljudi na najmanjšo mogočo mero. Če pa merila niso točno določena, se s to metodo lahko določi implicitna vrednost pojava (npr. statistična implicitna vrednost življenja).

Pri obeh pristopih gre za pristop od spodaj navzgor, saj se najprej ocenijo mikroekonomske posledice. Pri tem je poudarek na neposrednih učinkih politike oz. spremembe, čeprav se lahko upoštevajo tudi posredni učinki na povezanih trgih. Če pa so posledice pomembne za strukturo in delovanje celotnega gospodarstva, je treba uporabiti agregatni model.

CBA in CEA temeljita na neoklasičnem načelu ekonomike blaginje, po katerem se morajo sredstva uporabiti tako, da se skupna družbena blaginja čim bolj poveča. Blaginja posameznika se meri z enotami koristnosti oz. zadovoljitve in se navadno kaže v cenah proizvodov in storitev, družbena blaginja pa je vsota blaginj posameznikov. Ukrep ali politika je z vidika ekonomike blaginje sprejemljiva, če se poveča Paretova učinkovitost, če je povečanje blaginje posameznikov večje kot zmanjšanje blaginje drugim. To merilo je

v skladu z merilom CBA, ki zahteva, da so skupne družbene koristi večje od skupnih družbenih stroškov doseganja blaginje. Tako analizi CBA in CEA ne upoštevata, kdo prejme koristi in stroške in ali je porazdelitev dohodkov v družbi prava. Namen teh analiz za okoljske ukrepe tudi ni kakovost okolja sama na sebi, temveč sprememba v njegovi kakovosti kot posledica politike.

3.2 Okvir analize stroškov in koristi

Pri CBA je treba presoditi, katere trge upoštevati, da bi zajeli skupne netovplive politike na družbeno blaginjo. Pri analizi okoljskih ukrepov je zato treba upoštevati te dejavnike:

1) Neposredni in posredni stroški na ciljnim trgu

Navadno se CBA osredotoča na neposredne stroške, povezane z izvajanjem ukrepov politike na enem ali nekaj trgih. Skupni neposredni stroški politike so stroški sredstev, izraženi kot njihovi oportunitetni stroški (njihova vrednost, če bi bili uporabljeni v naslednji najboljši možnosti), ki pomenijo obveznost proizvajalca med izvajanjem politike. Zajemajo tudi stroške drugih subjektov, če so posledice politike tudi eksternalije. Pri tem se izraz "proizvajalec" nanaša na gospodarskega agenta, čigar onesnaževanje je predmet ukrepov politike; npr. lastnik oz. upravljavec bencinske črpalke ali vozila, ki mora zadostiti določenim omejitvam uporabe motornih goriv, ali proizvajalec, ki mora naftne vire za ogrevanje zamenjati s plinom.

2) Neposredni in posredni stroški na povezanih trgih

Navadno večina ocen zaradi omejenosti podatkov, časa in sredstev ne upošteva vplivov na drugih trgih. Njihova pomembnost pa je po posameznih primerih različna. V literaturi je doseženo soglasje (EC, 1999) glede naslednjega:

- povezanih trgov, na katerih zaradi analizirane politike ne pride do sprememb krivulj ponudbe in povpraševanja, ni treba analizirati,
- tudi povezanih trgov, na katerih zaradi uvedbe politike pride do spremembe v povpraševanju zaradi učinkov na primarnem trgu, ni treba upoštevati, a) če se cene na teh trgih ne spremenijo (ponudbena krivulja je popolno elastična) ter b) če so družbeni in individualni stroški sprememb enaki,
- če pa se na povezanih trgih zaradi sprememb na primarnem trgu spremenijo cene (nepopolno elastična ponudba) ali če se družbeni in individualni stroški politike razlikujejo, je te spremembe treba upoštevati.

Vendar je dejansko v tej smeri nemogoče raziskati vse povezane trge, hkrati pa ni sprejemljivo enostavno predpostaviti, da so družbeni in individualni stroški enaki ter da se cene na povezanih trgih ne spremenijo.

Če gre za majhne količinske in cenovne spremembe na povezanih trgih, bo tudi prispevek povezanega trga k celotnim stroškom majhen, zato bo ocena politike z metodo CBA zagotavljala precej dober približek netokoristi politike. Nasprotno pa, če ne gre za marginalne učinke in če je ciljni sektor politike močno povezan z drugimi sektorji gospodarstva, je učinke na povezanih trgih treba upoštevati. Tak primer je uvedba politike (npr. politika omejevanja izpustov toplogrednih plinov), ki vpliva na cene osnovnih produkcijskih faktorjev, kot npr. elektrike, in lahko hkrati povzroči spremembo v povpraševanju po posameznih proizvodih, kot npr. po premogu in plinu.

3) Neposredni in posredni učinki na okolje in zdravje

Glavni cilj okoljskih predpisov je zmanjšanje škode kot posledice človekove dejavnosti na ekosisteme in naravne vire ali na ljudi. Vendar pa je stopnja ovrednotenja in s tem zajema teh neposrednih in posrednih koristi ali stroškov v CBA odvisna od: a) razpoložljivosti podatkov o povezanih učinkih, b) obstoja podatkov o ekosistemih in skupinah prebivalstva, ki so izpostavljene tveganju, in c) obstoja vrednostnih podatkov, ki merijo podobne tipe sprememb v kakovosti okolja, in podobne politike. Če teh podatkov ni, zahteva ocena dodaten čas in sredstva, da se pridobijo, ali pa izvede delna analiza ali analiza stroškovne učinkovitosti. Lahko se zgodi, da tako dobljeni rezultati ne pokažejo, ali je politika utemeljena z vidika ekonomske učinkovitosti, ali pa so precejšnje razlike v ocenjeni vrednosti koristi za okolje in zdravje (še posebno je to pri politiki, ki vpliva na več onesnaževalcev, in imajo različni ukrepi za posledico različne stopnje zmanjšanja onesnaženja).

Če pa podatki o ogroženosti sredstev ali skupine prebivalstva obstajajo, se vrednost oceni s pripravljenostjo za plačilo za posamezno politiko ali prek tehnik prenosa koristi. Pri tem so glavne omejitve čas in sredstva, saj je vrednotenje drago in zahteva veliko časa. Te metode so predstavljene v nadaljevanju.

4) Distribucija

Navadno CBA ne upošteva distribucijskih učinkov politike npr. po različnih dohodkovnih razredih, starosti, zdravju in izobraženosti. Z uvedbo utežnega sistema po dohodkovnih razredih se lahko poveča pomen učinkov politike za določene družbene skupine, vendar so take analize redke.

5) Menjava, konkurenčnost in produktivnost

Okoljska politika lahko s povečanjem stroškov posameznega podjetja vpliva na njegovo konkurenčnost. Ni pa vedno učinek politike le povečanje stroškov. S politiko varstva okolja se lahko vpliva na zmanjšanje stroškov, npr. z dohodkom od recikliranja stranskih produktov, varčevanjem z inputi, zahtevanim zmanjšanjem odlaganja odpadnih snovi. Če

pa gre za povečanje stroškov, tudi ni nujno, da gre za tako povečanje, ki bi zmanjšalo konkurenčnost, ali pa proizvajalec to povečanje prevali na kupca.

Christainsen in Tietenberg (po EC, 1999, str. 24) sta navedla pet razlogov, zakaj lahko politika varstva okolja omejuje rast produktivnosti, dohodka in konkurenčnosti (če je ukrep selektiven):

- vlaganja v zmanjšanje onesnaževanja lahko izrinjajo druga vlaganja,
- strožje zahteve za zmanjšanje onesnaževanja za nove proizvodne obrate lahko podaljšujejo delovanje starih, manj produktivnih, proizvodenj,
- nadzor nad onesnaževanjem zahteva zaposlenost produkcijskih faktorjev, ki pa ne povečuje outputa,
- izpolnjevanje okoljskih predpisov zahteva tudi menedžerske in administrativne vložke, ne povečuje pa outputa,
- spreminjanje predpisov lahko negativno vpliva na načrtovanje in s tem omejuje vlaganje.

Kakšen je vpliv okoljske politike na konkurenčnost, je odvisno od vrste predpisa in tudi drugih dejavnikov. Prvo vprašanje je, ali se z uveljavitvijo predpisa vpliva na celotno gospodarsko dejavnost ali na določena podjetja, kar pomeni, da se ne nanaša na vse konkurente. V drugem primeru to pomeni, da stroškov izpolnjevanja predpisa ni mogoče preveliti na kupca.

Treba je razlikovati tudi med kratkoročno in dolgoročno prevalitvijo. Dolgoročno se namreč večina stroškov prevali na potrošnika, kar pomeni močno razpršenost in s tem majhne ekonomske učinke. Kratkoročno pa je treba razlikovati med tema primeroma: predpisi, ki povečujejo variabilne stroške, in predpisi, ki povečujejo stroške kapitala. V drugem primeru kratkoročno povečanje mejnih stroškov ni veliko, zato se ponudbena krivulja ne premakne navzgor in so cene kratkoročno konstantne. V tem primeru stroške poravnava proizvajalec; donosnost se zmanjša. Kadar pa stroški izpolnjevanja zahtev politike vplivajo na variabilne stroške, je učinek obraten. Dejansko pa je najbolj realističen primer, ko predpisi vplivajo na obe vrsti stroškov, zato je za oceno kratkoročne prevalitve stroškov treba upoštevati kombinacijo zgornjih dveh učinkov.

Kot je bilo že omenjeno, pa vlaganja v varovanje okolja poleg koristi za okolje lahko pomenijo tudi finančne koristi in so tako ne glede na ekološke vplive sprejemljiva s finančnega vidika. Smart (po EC, 1999, str. 25) je določil pet razlogov, zakaj podjetja lahko pridobijo z izpolnjevanjem okoljskih predpisov:

- zahteva po zmanjšanju onesnaževanja lahko vpliva na manjšo porabo materialov in s tem manj odpadkov,
- zaščita v sedanosti pomeni manjše tveganje in odgovornost v prihodnosti in se je tako mogoče izogniti poznejšim dragim prilagajanjem procesov novim razmeram,

- podjetja, ki že izpolnjujejo zahteve, imajo konkurenčno prednost pred tistimi, ki se trudijo, da jih bodo izpolnila,
- "zeleni" proizvodi in procesi so lahko konkurenčna prednost in pomenijo nove poslovne priložnosti,
- priznanje oz. sloves o okoljski naravnosti lahko izboljša moralo zaposlenih, podpora vlagateljev, sprejemljivost skupnosti, v kateri podjetje posluje, vpliva na nove zaposlitve in poveča samospoštovanje oz. uspešnost menedžmenta.

Če pa imajo okoljski predpisi negativne učinke na konkurenčnost, se lahko končni učinki kažejo v zmanjšanju dobičkov, povečanju stečajev podjetij in večji izgubi zaposlitev. Če je prizadeti sektor tudi pomemben akter v mednarodni menjavi oz. pomemben izvoznik, lahko to povzroči deprecijacijo tečaja domače valute (če to mehanizem tečajne politike dopušča). Posledice so lahko višja inflacija in nadaljnji verižni negativni makroekonomski učinki. Če politika varstva okolja povzroči, da celotni sektorji postanejo nekonkurenčni, bo treba, kadar gre za pomembne sektorje, prestrukturirati gospodarstvo, kar pomeni precejšnje stroške, tudi v obliki večje nezaposlenosti. Lahko se proizvodnja tudi preseli v države z manj strogimi predpisi.

Po študiji OECD (1985), ki je pregledala vpliv okoljskih politik na gospodarsko rast in zaposlenost, so negativni učinki majhni, v višini nekaj desetink odstotka letno. Tudi kasneje se ugotovitve niso spremenile, saj je le malo znanega o negativnih učinkih na konkurenčnost, celo tudi v najbolj prizadetih sektorjih (Pearce, Jaffe, OECD; po EC, 1999, str. 26).

Če povzamemo, ima politika varstva okolja učinek na konkurenčnost le takrat, ko je stopnja zaščite med konkurenti različna. Tudi če se zaradi novih predpisov zmanjša produktivnost dela ali stopnja gospodarske rasti, bo to imelo učinke na konkurenčnost le, kadar stopnje zaščite ne bodo usklajene med podjetji, ki delujejo na istem trgu. Tako teoretično okoljska politika EU, ki je močno usklajena, ne vpliva na konkurenčnost v EU.

3.3 Omejitve in natančnost analize stroškov in koristi

Ameriška agencija za okolje USEPA je opravila pregled 61 analiz iz obdobja 1990–1995 in navedla naslednje kritične ugotovitve, ki se zlasti nanašajo na samo metodo CBA (EC, 1999):

- pomanjkanje obravnave alternativnih možnosti ureditve,
- pomanjkanje obravnave vseh kategorij stroškov in koristi,
- neprimerno upoštevanje negotovosti v analizah,
- navajanje samo ene ocene stroškov in koristi, namesto ranga, kar bi izražalo tudi mogočo negotovost,
- neupoštevanje učinkov na distribucijo,

- ne dovolj dobro analiziran učinek predpisov na zaposlenost,
- neupoštevanje splošnih gospodarskih gibanj.

Morgenstern in Landy (1997; navedeno po EC, 1999) sta opravila pregled nekaj CBA in pri treh, pri katerih je bilo dovolj podatkov, nato ocenila še točnost ex-ante analize. Pri analizi stroškov omejevanja freonov¹¹ je prvotna analiza močno precenila mejne stroške, vendar pa so bile ocene zadnjega poročila točnejše in stroški glede na dejanske celo nekoliko podcenjeni. Ob zmanjševanju deleža svinca v bencinih se je prodaja osvinčenih bencinov zniževala precej hitreje od predvidene, dejanski stroški ureditve pa so bili nižji od pričakovanih, ker so rafinerije hitreje zniževale proizvodnjo teh bencinov. USEPA pa je ocenila, da so bili predvideni stroški zmanjševanja porabe osvinčenega bencina v skladu z dejanskimi. Podobno je bila tudi ocena stroškov zmanjševanja izpustov žveplovega dioksida v ZDA v okviru dejanskih stroškov.

V analizi stroškov je glavni problem ocena, kako se bodo subjekti odzvali na novo ureditev, in s tem, kakšne stroške bodo imeli. Glavna vzroka za to sta pomanjkanje informacij o proizvodnih procesih in uporabi snovi, na katero se nanaša ureditev, in pa vpliv tehnoloških sprememb, ki jih je težko predvideti. Glede prvega navedenega vzroka je nazorna uvedba direktive o embalaži in odpadni embalaži v EU leta 1997. V Veliki Britaniji je ocena stroškov izvajanja te direktive temeljila na oceni, da bo direktiva vplivala na poslovanje 9000 gospodarskih subjektov. Vendar so pozneje ugotovili, da bo nova ureditev posegla v poslovanje 19.000 subjektov. Razlika je bila na eni strani zaradi sprememb v strukturi gospodarstva in gospodarske rasti, na drugi strani pa tudi zaradi problematičnosti ocene glede uporabe embalaže v proizvodnih procesih. Tako so bili z novo oceno skupni stroški direktive precej višji, kljub nespremenjeni oceni stroškov na posamezen subjekt.

Primerjava nekaj CBA (Robinson, 1995; po EC, 1999) je pokazala, da so dejanski stroški izpolnjevanja novih predpisov nižji od predvidenih zaradi velikega prizadevanja menedžmenta, da to doseže s čim manjšimi stroški oz. najde čim cenejši način izpolnjevanja novih zahtev. Tako so bili ob zmanjšanju uporabe snovi, ki tanjšajo ozonski plašč, predvideni stroški dosti večji od dejanskih zaradi tehnoloških sprememb, ki so jih spodbudili novi predpisi. Obratno pa na podlagi pregleda šestih študij USEPA ugotavlja, da so bili ocenjeni stroški industrije podcenjeni, ker je analiza predpostavljala, da se bodo uresničile nekatere strategije, ki se dejansko niso, pri čemer je analiza upoštevala le prirast stroškov zaradi izpeljave teh strategij (prav tam).

¹¹ CFC-ji oz. klorofluoroogljikovodiki.

3.3.1 Diskontiranje

Diskontiranje je posledica časovnih preferenc, ki stroškom in koristim v prihodnosti daje manjšo težo. To je posledica individualnih časovnih preferenc zaradi:

- produktivnosti kapitala; kapital, ki ga imaš danes, lahko ustvari prihodek;
- neučakanosti; dajanje prednosti potrošnji v sedanjosti, negotovost glede prihodnosti, padajoča mejna koristnost denarja v prihodnosti, zaradi boljšega materialnega položaja v prihodnosti.

Pri popolni konkurenci bi prek izravnane ponudbe in povpraševanja po kapitalu oba zgornja dejavnika imela za posledico enako diskontno stopnjo, ki pa je višja od družbene časovne preference. Zato se pri ocenjevanju politik, še posebej dolgoročnih, upoštevajo nižje stopnje diskontiranja od cene netveganih naložb na trgu kapitala. Ker se z diskontiranjem manjša pomen učinkov v prihodnosti, v bistvu deluje proti varstvu okolja, še posebej kadar so učinki oz. koristi politike vidni šele dolgoročno.

3.4 Vrednotenje učinkov okoljske politike

Politika varstva okolja in zdravja oz. njeni ukrepi lahko učinkujejo na proizvodnjo in potrošnjo, administrativne stroške, zaposlenost, okolje, smrtnost in obolevnost prebivalstva. Med temi se v nadaljevanju osredotočam predvsem na zadnje tri vplive in metode njihovega ocenjevanja.

3.4.1 Učinki na proizvodnjo in potrošnjo

Vpliv okoljskih predpisov na proizvajalce in potrošnike je lahko neposreden ali posreden. Vplivi so naslednji:

- spremembe pri stroških kapitala in operativnih stroških proizvodnje, ki nastanejo zaradi sprememb v proizvodnem procesu, zaradi zmanjšanja izpustov ali upravljanja z njimi, zaradi uporabe kemičnih substitutov in nadzora ter drugih potrebnih dejavnosti za doseganje zahtev predpisov;
- višji stroški končnega proizvoda zaradi sprememb pri stroških proizvodnje reguliranih proizvodov.

1) Proizvajalcev in potrošniški presežek

Regulacija bo vplivala na višje stroške proizvodnje, kar bo povečevalo ceno proizvoda in/ali zmanjševalo proizvajalčev dobiček; če gre za vmesni proizvod, ki pomeni le majhen delež stroškov proizvodnje končnega proizvoda (1 % do 5 %; kot npr. nevarne snovi), bo

vpliv predvsem na proizvajalčev dobiček (če predpostavljamo razmeroma elastično povpraševanje in obstoj substitutov za ta proizvod). Če pa proizvod pomeni velik del proizvajalčevih stroškov, potem bo lahko povišanje cene vmesnega proizvoda vplivalo na dobiček proizvajalca in potrošnikov presežek zaradi povišanja končne cene proizvoda.

V prvem primeru se CBA osredotoča na povečanje stroškov proizvodnje in zmanjšanje proizvajalčevega dobička. V drugem primeru je treba preučiti spremembe v potrošnikovem presežku, kar zahteva poznavanje odnosa med spremembo cene in povpraševanjem (o cenovni elastičnosti povpraševanja). Take informacije pa za večino proizvodov niso na voljo, razen za osnovnejše dobrine, kot npr. elektriko in druge oblike energije.

2) Substituti

Zgornje ugotovitve temeljijo na predpostavki, da regulacija ne vodi v slabšo kakovost proizvodov in da je tehnologija dovolj prilagodljiva, da se v proizvodnjo vključijo substituti reguliranega proizvoda. Ta predpostavka pa ne velja:

- če vpeljava substitutov ni mogoča,
- če so substituti manj učinkoviti,
- če vpeljava substitutov zahteva spremembo proizvodnega procesa in morebiti spremembo končnega proizvoda.

V takih primerih je treba pri oceni izgube potrošnikovega presežka (ki je lahko velika) upoštevati tudi izgubo zaradi kakovosti proizvoda. Teoretično se vrednost take izgube oceni s standardnimi tehnikami vrednotenja, ki so opisane v nadaljevanju (npr. z anketo o pripravljenosti za plačilo, da se ohrani enaka kakovost). Poleg tega pa je treba pri celotni analizi upoštevati tudi vpliv substitutov na okolje in zdravje.

Idealno bi bilo oceniti tveganja, stroške in koristi več substitutov, vendar navadno omejenost časa ter razpoložljivih podatkov in sredstev tega ne omogočata. Obstaja tudi nevarnost implicitne predpostavke, da je substitut varnejši, kar pa ni nujno, saj lahko pomeni nove oblike tveganj.

3) Izguba zaradi opuščene vrednosti

V mnogih ocenah regulacije je izguba zaradi produktivnosti kapitala pomemben dejavnik. Gre za primere, ko so zaradi regulacije opuščeni določeni proizvodni procesi zaradi neposrednega vpliva procesov na okolje ali zaradi omejitev glede končnega proizvoda (npr. določena kemična sredstva). Z vidika podjetja izgubljena vrednost zaradi nezaposlenega kapitala oz. neodpisana vrednost nezaposlenega kapitala pomeni strošek regulacije. Če pa so ti stroški pri analizi upoštevani kot oportunitetni stroški in ne kot izgubljeni fiksni stroški, je lahko posledica tega, da je ocena stroškov politike podcenjena.

3.4.2 Administrativni stroški

Uvedba nove politike varstva okolja je navadno povezana z novimi administrativnimi stroški zaradi izvajanja novih predpisov. Teh stroškov je več vrst in so odvisni od samega predpisa:

- administrativni stroški, povezani npr. s podeljevanjem licenc,
- stroški inšpekcije in nadzora,
- stroški vzorčenja in preizkušanja,
- stroški uveljavitve,
- spremembe obremenitev z dajatvami; zaradi sprememb v dejavnosti. Dajatve so sicer javnofinančni prihodek, hkrati pa strošek za poslovni subjekt.

Ti stroški so rezultat potrebe po novih vlaganjih v opremo (npr. za nadzor) in stroškov za plače (npr. potreba po dodatni delovni sili). Stroški nastanejo pri gospodarskih družbah oz. poslovnih subjektih kot tudi pri organih regulacije oz. državni upravi, pri čemer pa ukrepi v poslovnem sektorju, ki so prostovoljne narave, praktično nimajo posledic za stroške regulatorja, in vplivajo na le del njihovih poslovnih stroškov.

CBA in analiza stroškovne učinkovitosti (CEA) upoštevata vse neposredne stroške, ki so posledica regulacije, niso pa vedno upoštevani tudi posredni stroški. Primer je uvedba omejitev za izpuste iz obrata, ki ravna z odplakami. Neposredni stroški regulacije so stroški vzorčenja in nadzora, prizadenejo pa tako obrat kot tudi regulatorni organ. Vendar pa se pojavi tudi strošek vzorčenja ali kakšen drug administrativni strošek, ki se nanaša na vhodno snov, in to pomeni posredni strošek, ki bi bil v CBA lahko izpuščen.

3.4.3 Učinki na zaposlenost

Da bi lahko ocenili družbene koristi zaposlovanja, je treba oceniti neposredni in posredni vpliv okoljskih vlaganj na samo zaposlenost. Možna sta dva pristopa: mikroekonomski in sektorski v okviru modela parcialnega ravnotežja ponudbe ali povpraševanja ter makroekonomski pristop z ekonometričnim modelom ali modelom splošnega ravnotežja.

Če so posledice uvedene politike nova delovna mesta, družbeno korist pomeni zaposlitev osebe, ki bi bila drugače nezaposlena. Tako je družbena korist enaka zmanjšanju družbenih stroškov nezaposlenosti. Koristi so odvisne od:

- časovnega obdobja nove zaposlitve,
- državnih pomoči/podpor nezaposlenim,
- možnosti neformalnih zaposlitev.

Pri tem je treba upoštevati tudi negativni vpliv nezaposlenosti na zdravje, kar pomeni družbene stroške.

Ko je ocenjen količinski vpliv politike na zaposlenost, je treba te koristi tudi ovrednotiti. Navadno se družbena korist dodatne zaposlitve oceni kot:

- netoprihodek osebe zaradi zaposlitve; po upoštevanju vseh podpor nezaposlenim, možnosti neformalne zaposlitve in z delom povezanih stroškov (tj. neto finančne koristi na novo zaposlene osebe);
- odšteje se vrednost prostega časa, ki ga je imela nezaposlena oseba in ga je z zaposlitvijo izgubila;
- prišteje se vrednost učinkov na zdravje zaradi nezaposlenosti, ki jih ni več.

Družbena korist politike, ki je vplivala na povečanje zaposlenosti, se tako izračuna kot družbena korist ("a" minus "b" plus "c"), pomnožena z obdobjem trajanja politike. Poleg tega se lahko upošteva še povečanje blaginje zaradi zmanjšanja izgube človeškega kapitala, kot npr. izguba zaradi znanja, komunikacijskih veščin ipd., ki jih drugače oseba, če bi bila še nezaposlena, ne bi pridobila.

a) Koristi netoprihodka

Koristi iz prihodka so netoplače, zmanjšane za nadomestne dohodke. Pri tem se uporabijo podatki o povprečnih plačah po tarifnih razredih, ki so na voljo za večino držav. Upoštevati je treba tudi davčne obremenitve, kar pa je problematično za neformalne oblike zaposlitve.

Nadomestni dohodek je dohodek, ki ga prejme oseba, ko je nezaposlena, v obliki socialne pomoči nezaposlenim in drugih oblikah pomoči. Sistemi teh podpor so precej zapleteni; nekatere države jih nimajo, nekje so omejene, drugje se po določenem obdobju zmanjšujejo. Poleg tega lahko nezaposleni prejemajo tudi druge oblike socialnih pomoči, odvisno od pretekle delovne dobe, kvalifikacij in socialnega položaja. V času nezaposlenosti pa je mogoče zaslužiti tudi v nekaterih oblikah neformalne zaposlitve ali za krajši delovni čas.

b) Vrednost izgube prostega časa

Pri prehodu iz nezaposlenosti v zaposlenost posameznik izgubi prosti čas, ki ima neko vrednost. Ocena tega časa izvira iz analiz transporta, kjer je prihranjen čas pri potovanju ocenjen na približno 30 do 50 % brutoplače. Ta ocena upošteva tudi davčne stopnje in omejene možnosti zaposlitve za prihranjen čas. Za večino neprostovoljnega nedela, kot je to, povezano z brezposelnostjo, je ta ocena previsoka.

V zadnjih študijah, v katerih so bili obravnavani posredni stroški in koristi omejevanja izpustov toplogrednih plinov, je bil čas nedela ob upoštevanju omejenih možnosti alternativnih zaslužkov ocenjen na 15 % brutoplače¹² (EC, 1999, str. 66; po Markandya, 1998).

¹² The Indirect Costs and Benefits of Greenhouse Gas Limitation. A report prepared for the UNCCEE, Roskilde, DK.

c) Učinki na zdravje

Znano je, da so v povprečju zaposleni bolj zdravi in je njihova pričakovana dolžina življenja daljša od tistih, ki so nezaposleni, in to kljub temu, da je mnogo delovnih mest nevarnih z vidika nesreč in poklicnih bolezni (npr. dolgotrajna izpostavljenost karcinogenom na delovnem mestu). Boljše zdravje zaposlenih je v zaposlitveni epidemiologiji poznano kot učinek zdravega delavca (healthy worker effect – HWE). To je tudi posledica selekcije pri zaposlovanju in nato ohranitve zaposlenosti, ki je odvisna od zdravja (Fox in Collier, 1976, v Markandya, 1998). Tako je stopnja specifične (glede na starost) smrtnosti zaposlenih v gospodarstvu 20 % nižja kot v povprečju prebivalstva.

V zadnjem času je bilo ugotovljeno, da je razlika med zdravjem zaposlenih in nezaposlenih le deloma posledica selekcije pri zaposlitvi in da je brezposelnost sama tudi škodljiva za zdravje. Zato je treba ločiti učinek brezposelnosti same od učinka selekcije. Pregled takih študij je pokazal (Markandya, 1998), da je smrtnost nezaposlenih moških v dobi aktivnosti za 75 % (med 45 % in 110 %) večja od povprečne stopnje smrtnosti moških v dobi aktivnosti. Vrednotenje učinkov na smrtnost je podrobneje predstavljeno v poglavju 3.4.5.

3.4.4 Učinki na okolje

3.4.4.1 Tehnike vrednotenja

CBA zajema vse družbene posledice ukrepov, kar pomeni tudi učinke na okolje in zdravje. Ker gre za zunanje učinke oz. eksternalije, za katere ne veljajo zakonitosti trga, jih je treba ovrednotiti drugače. Za to so bile razvite tehnike, s katerimi se iz odzivov posameznikov ali neposredno z anketami skuša oceniti, koliko je posameznik pripravljen plačati za izboljšanje okolja (willingness to pay – WTP) ali za koliko je pripravljen sprejeti okoljsko škodo (willingness to accept – WTA). Določiti je treba zamenjavo, ki jo je posameznik pripravljen narediti neposredno ali posredno na trgu dela, nepremičnin in drugih trgih. Neposredno vrednotenje je prek tržnega povpraševanja oz. izraženih preferenc posameznikov (individualne produkcijske funkcije), posredno pa z oceno tržne vrednosti posledic učinkov na okolje (produkcijski pristop). V prvi skupini se z metodami hedonskih cen, kontingenčnega vrednotenja ali z metodo potnih stroškov izrazi, koliko je posameznik pripravljen plačati za izboljšanje okolja oz. da sprejme okoljsko škodo. Drugi pristop pa je tehnika količine, ki oceni tržno vrednost učinkov, ki jih ima sprememba kakovosti okolja na proizvodnjo s tem povezane dobrine, in tehnika nadomestitvenih stroškov, ki oceni stroške, potrebne za ponovno vzpostavitev kakovost okolja.

Ocena z individualnimi preferencami

Ocena izhaja iz posameznikovih preferenc za kakovost oz. določeno lastnost okolja. En način ocenjevanja je z *odkritimi preferencami*, ki jih izraža posameznikova pripravljenost za plačilo dobrin, ki so na trgu in so nadomestek ali dopolnilo dobrini okolja. Te vrednosti kažejo vrednost okoljske dobrine. Mogoči so trije načini ocenjevanja: z izdatki, s potnimi stroški in s hedonskimi cenami. Drugi način ocenjevanja je ocenjevanje z *izraženimi preferencami*, pri katerem posameznik svojo preferenco za kakovost okolja izrazi neposredno v okviru hipotetičnega trga.

Metoda izdatkov za izogibanje škode (avertive expenditure) temelji na oceni izdatkov za substitut. Tako se z oceno stroškov obnašanja, s katerim se izogne škodi, ovrednoti, koliko je posameznik pripravljen plačati za zmanjšanje ali preprečitev škode za okolje. Primer je nakup dvojnih oken, ki zmanjšujejo hrup, kar pomeni substitut za ukrepe zmanjševanja hrupa in s tem strošek politike zmanjševanja hrupa oz. pripravljenost posameznika, da plača za zmanjšanje hrupa. Pri tem je glavna težava dekompozicija izdatkov (npr. ali je nakup namenjen zmanjševanju tveganja za enega ali več posameznikov). Problematičnost tega vrednotenja se kaže še v tem, da posameznik ne ve, kolikšen del teh izdatkov gre za zmanjševanje določenih vplivov iz okolja oz. kakšno stopnjo varstva okolja dobi za svoj denar, in v tem, da ne vemo, do kakšne stopnje nakup pomeni drugo najboljšo možnost.

Metoda potnih stroškov temelji na konceptu, da so ljudje pripravljeni vložiti čas in denar, da pridejo do rekreacijskih območij oz. območij narave, in ti stroški izražajo povpraševanje po naravi. Da se določi povpraševanje po naravi, kjer je število obiskov odvisno od potnih stroškov, prostega časa, dohodka, mogoče vstopnine, značilnosti in izjemnosti tamkajšnje narave, se opravijo ankete obiskovalcev. V praksi se z uporabo tega pristopa pojavi veliko vprašanj, npr. vrednotenje časa, porabljenega za pot, izleti, pri katerih se obišče več destinacij, vrednotenje različne kakovosti alternativnih destinacij in s tem njihovega vpliva na povpraševanje po določeni lokaciji, vrednotenje stroškov obiskovalcev, ki za pot namesto osebnega avtomobila uporabijo druga prevozna sredstva.

Metoda hedonskih cen temelji na konceptu, da cena dobrine implicitno izraža pripravljenost kupca, da plača za določeno kakovost okolja (npr. čisto reko), ali njegovo pripravljenost, da prevzame večje tveganje za vplive iz okolja. Ta metoda z dejansko tržno ceno premoženja določi implicitno ceno okoljske dobrine. Tako se s hedonskimi cenami posesti ovrednoti kakovost okolja, kot so kakovost zraka, hrup, kakovost ribjih lovišč in druge značilnosti, povezane s stanovanjsko in drugo posestjo. Ta metoda se še vedno precej uporablja za oceno učinkov na ugodje, čeprav mnogo analitikov meni, da za vrednotenje učinkov na okolje, ki niso fizično merljivi, ni zanesljiva. Mnogo študij je namreč potrdilo, da npr. ni povezave med povečanjem vrednosti posesti in različnimi vrednostmi kakovosti vode (EC, 1999).

Na metodi hipotetičnih trgov temeljita tehnika *kontingenčnega vrednotenja* in tehnika *kontingenčnega rangiranja*. Pri prvi (contingent valuation method) posamezniki z anketo določijo svojo pripravljenost plačati za določeno spremembo kakovosti ali količine okoljske dobrine (ali kakšno nadomestilo bi zahtevali za povečanje tveganja ali okoljske škode). Srednja vrednost teh odgovorov pomeni ekonomsko vrednost neke spremembe. Ta tehnika je precej pristranska, najbolj zaradi težav pri razumevanju tveganja in predvsem mejnih sprememb tveganja ter pristranskosti odgovorov. Ljudje se namreč obnašajo strateško, ko odgovarjajo na vprašanja, ali pa nepremišljeno odgovarjajo (odgovor "potegnjeno iz zraka").

S kontingenčnim rangiranjem (contingent ranking) ali metodo določenih preferenc anketiranci razvrstijo že določene okoljske posledice oz. spremembe. Vrednost okoljskih dobrin dobimo s sidranjem preferenc na denarno vsoto ali na tržne cene ene od dobrin, na katere neka sprememba učinkuje.

Ocena s produkcijsko funkcijo

Vrednost stroškov in koristi okolja je izražena s tržno vrednostjo fizičnih sprememb v okolju. Eden od načinov je *tehnika količine*, ki oceni tržno vrednost učinkov, ki jih ima sprememba kakovosti okolja na proizvodnjo s tem povezane dobrine. Primer je sprememba v količini pridelka zaradi sprememb koncentracije onesnaževala.

Drugi način je izračun stroškov, potrebnih za nadomeščanje ali ponovno vzpostavitev okolja, ki je bilo prizadeto. *Tehnika nadomestitvenih stroškov* tako ne daje ocene ekonomske vrednosti, temveč samo minimalnih tehničnih stroškov, ki so potrebni, da se kakovost okolja ponovno vzpostavi (predpostavlja se, da je ekonomska vrednost potem višja, ker drugače ne bi prišlo do ponovne vzpostavitve).

3.4.4.2 Skupna ekonomska vrednost

Za določanje ekonomske vrednosti okoljske ali druge netržne dobrine ali storitve je pomembno upoštevati skupno ekonomsko vrednost dobrine. To je vsota uporabne in neuporabne (pasivne) vrednosti. Uporabna vrednost so koristi, ki jih dobimo z uporabo (konzumiranjem) okoljskega kapitala in predstavlja zasebno uporabo (industrije, kmetijstva, ter koristi storitev narave kot je asimilacija onesnaženosti oz. zmanjšanje onesnaženosti ipd), uporabo za rekreacijo, izobraževanje in znanost. Podskupina uporabne vrednosti je "opcijaska" vrednost, ki pomeni pripravljenost za plačilo mogočega uporabnika, ki želi zaščititi okolje za uporabo v prihodnosti; npr. posameznik želi ohraniti možnost, da bo uporabljal naravni vir nekoč v prihodnosti.

Neuporabna vrednost (vrednost pasivne uporabe) je navadno dveh oblik: zapuščina in eksistenčna vrednost. Zapuščina pomeni pripravljenost posameznika za plačilo, da ohrani ali zavaruje okoljski kapital za prihodnost; da ga bodo lahko uporabljale prihodnje generacije. Eksistenčna vrednost pa pomeni pripravljenost za plačilo posameznika, da ohrani okoljski kapital in zagotovi njegovo existenco v prihodnosti, ne da bi jo on ali drugi uporabljali.

Problem s takim vrednotenjem je, da je antropocentrično. Temelji na vrednotah ljudi, namesto da bi izražalo resnično, pravo ekološko vrednost. Res pa je, da z ekonomskim vrednotenjem ne more biti zajeta celotna vrednost ekosistema, zato je po definiciji ekonomska vrednost sekundarna ekološka vrednost, ki ne zajema primarne vrednosti (agregatne vrednosti ekosistema).

3.4.4.3 *Praktična uporaba tehnik*

Vse tri omenjene tehnike se lahko uporabljajo (neposredno ali posredno z uporabo izsledkov prejšnjih študij) za analize stroškov in koristi politik varstva okolja. Uporabnost različnih tehnik je odvisna od vrste vpliva na okolje (gl. tabelo spodaj). Količinska tehnika in tehnika hedonskih cen sta omejeni pri vrednotenju stroškov in koristi rabe povezanih storitev. Po drugi strani pa se ju precej uporablja, ker ne temeljita na anketah, ampak na podatkih o ravnanju posameznikov ali podatkih trga.

Tabela 3: Uporaba tehnik vrednotenja vplivov na okolje

Vplivi na:	Tehnika nadomestitvenih stroškov	Tehnika količine	Izdatki za izogibanje škode	Tehnika potnih stroškov	Kontingenčno vrednotenje	Tehnika hedonskih cen
vodo – kvaliteta/količina				X	X	X
rekreacijo	X			X	X	
pokrajino					X	X
naravno dediščino			X	X	X	
habitate/ekosisteme	X		X		X	
divje živali			X		X	
hrup		X	X		X	X
zdravje		X	X		X	X
ribolov	X	X		X	X	
gozdove	X	X		X	X	X

Vir: Induced and Opportunity Cost and Benefit Patterns in the Context of Cost-Benefit Analysis in the Field of Environment (EC, 1999)

V okviru produkcijskega pristopa se količinska tehnika uporablja za vrednotenje učinkov onesnaženja na pridelek, ribja lovišča, gozdove. S tehniko nadomestitvenih stroškov pa

ocenimo stroške obnove ali nadomestitve okoljskega kapitala, ki so potrebni, da se ponovno vzpostavi določena kakovost naravnega kapitala. Ti stroški pomenijo tudi strošek uveljavljanja predpisa. Primer je ocenjena količina denarja, ki bi jo posameznik porabil za npr. čiščenje vode, da bi zmanjšal koncentracijo določenega onesnaževala (npr. težkih kovin) v pitni vodi.

Metoda hedonskih cen se uporablja za vrednotenje učinkov onesnaženja z določeno kemikalijo zraka in vode, čeprav je v mnogih študijah ugotovljeno, da je težko neposredno povezati mejne spremembe kakovosti okolja in spremembe cen posesti.

Čeprav je metoda potnih stroškov omejena na oceno rekreacijskih koristi določenih področij, se lahko uporablja tudi za izračun izgub zaradi onesnaževanja, ki vpliva na rekreacijske dejavnosti in kakovost območja. Primera sta ocena vpliva visoke koncentracije neke kemikalije na ribolov in vpliv odplak na kopanje. V obeh primerih je bila za analizo politike narejena ekstrapolacija na agregatno raven.

Metodi hipotetičnih trgov sta prilagodljivejši kot prej opisane metode. Z njima se ocenjuje uporabna in neuporabna vrednost. Zato se vse bolj uporabljata za ocenjevanje ekonomske vrednosti regulacije okolju škodljivih proizvodov in dejavnosti. Ti metodi sta prilagodljivi, ker so ankete lahko pripravljene za poseben namen. Da bi dobili čim zanesljivejšo oceno, morajo biti ankete natančno vodene in pripravljene tako, da se čim bolj izognemo pristranskosti rezultatov. Poleg tega je treba pri velikih vzorcih preveriti, ali zagotavljajo rezultate, ki so statistično značilni za populacijo, ki jo opazujemo, še posebej glede določanja pasivnih vrednosti (glej prejšnje podpoglavje). Prav ocene neuporabne vrednosti so vprašljive, ker so odvisne od tega, kako si ljudje razlagajo ta pojem. Zato mnogi menijo, da dokler ne bo razumevanje neuporabne vrednosti boljše, teh odgovorov ne bi smeli upoštevati.

Raziskave neuporabne vrednosti so pokazale, da so ljudje resnično pripravljeni plačati za zaščito okolja, ki ga nikoli niso in ga nikoli ne bodo uporabljali. Ker pa je pri tem vprašljiva dejanska neuporaba, so bili očitki delno na račun same anketne tehnike in delno glede vprašanja, kdo naj bi bil odgovoren za škodo na neuporabni vrednosti. Da bi izboljšali zanesljivost te tehnike, so bile v ZDA za študije v okviru ocene škod naravnih virov izdane zahteve za uporabo primerov najboljše prakse (EC, 1999).

3.4.4.4 Metoda prenesenih koristi

Prenos koristi je proces, s katerim oceno vrednosti ali koristi iz prejšnje analize projekta ali politike prenesemo v analizo vrednosti novega projekta ali predloga politike. Največja omejitev vrednotenja v okviru CBA je namreč, da je draga in zahteva veliko časa, zato ni mogoče, da bi ocenjevali vsako okoljsko škodo na posamični lokaciji in v različnem obdobju posebej. Tako lahko v stroškovno učinkoviti alternativni CBA pomemben del analize predstavljajo ocene drugih študij. Pri tem pa je poglobljeno, da vemo, ali je ocena

okoljske škode prenosljiva oz. katere spremembe bi bile potrebne v novem kontekstu. Npr. ocena rekreacijske vrednosti določenega območja in določene spremembe kakovosti okolja je primeren približek rekreacijske vrednosti druge lokacije podobne vrste okolja.

Pri prenosu koristi se uporabljajo trije načini (OECD; po EC, 1999):

- prenos srednje vrednosti ocen,
- prenos prilagojenih vrednosti ocen,
- prenos funkcije povpraševanja.

Uporaba *srednje vrednosti ocen* je najenostavnejši način prenosa vrednosti, vendar na njegovo veljavnost in zanesljivost vpliva mnogo dejavnikov. Npr. sprememba okolja v prvotni študiji se lahko močno razlikuje v eni ali več lastnostih od problema, ki ga obravnavamo; ukrep ima lahko različne namene, zaradi česar nekateri dejavniki, pomembni za sedanjo odločitev, niso upoštevani; na ravni projekta pa na individualno oceno lahko vplivajo substituti lokacije ali druge možnosti.

Drugi način, uporaba *prilagojenih ocen*, pomeni prilagoditev prejšnjih ocen v smeri zmanjšanja pristranskosti iz prvotne študije, ali upoštevanje razlik v socialno-ekonomskih značilnostih, sestavinah projekta oz. problema, stopnjah zmanjšanja škode, značilnostih lokacije in v razpoložljivosti substitutov. Na zanesljivost in veljavnost tega pristopa vplivajo podobni dejavniki kot pri metodi srednjih vrednosti.

Najboljši je tretji način, ki nove podatke, pomembne za projekt, uporabi v *funkciji povpraševanja* iz prejšnje študije. Prednost tega pristopa je, da izračunana korist temelji na informacijah o rabi in enotah vrednosti, ki izhajajo iz istega primera. Pomanjkljivost tega načina pa je, da je navadno na razpolago premalo informacij, da bi razvili transferno funkcijo povpraševanja.

Kadar obstaja več študij s podobno končno oceno okoljske škode, pri čemer pa se osnovne spremenljivke precej razlikujejo, se uporabi postopek *metaanalize*. S tako analizo se primerjajo ocene škod več študij, npr. vpliv termoelektrarn, na podlagi katerih se z ekonometričnimi tehnikami oceni odzivnost škod na različne dejavnike, npr. prebivalstvo, poseljenost, pridelek, relativni dohodek prebivalstva itd. Tako so izsledki bolj prenosljivi med različnimi situacijami. Nato se ocene okoljskih stroškov preračunajo glede na "per capita" dohodek, kar omogoča primerljivo oceno za države, za katere študije niso narejene.

Ocena škod, ki je temeljila na metaanalizi, je bila formalno narejena v dveh študijah (v ZDA in VB) za vodo in gozdove na podlagi rekreacijskega povpraševanja ter za onesnaženost zraka. Izsledki prve so po pričakovanjih pokazali, da je značilnost lokacije pomembna za pripravljenost za plačilo za obisk, prav tako pa na pripravljenost za plačilo vplivajo cena substitutov in oportunitetni stroški časa. Pri tej analizi ima pomembno vlogo tudi sama izbira funkcije. V študiji onesnaženosti zraka je bilo ugotovljeno, da je

povprečna cena premoženja obratno odvisna od škode na enoto (nižja onesnaženost na enoto, višja cena). Tako bi lahko na podlagi povprečnih cen posesti področja, ki ga raziskujemo, lahko ocenili vrednosti škode. Vendar pa sami avtorji dvomijo o takih ocenah (EC, 1999).

Formalno je metaanalizo težko izvesti oz. za večino projektov to ni mogoče. Vendar pa jo je mogoče izpeljati z nekaterimi "strokovnimi" prilagoditvami, npr. prilagoditvijo ocen škod različnim velikostim populacije, s čimer se dobi ocena "per capita", ki se lahko ob predpostavki, da je škoda sorazmerna s populacijo, uporabi v drugih šudijah. Take prilagoditve se pogosto uporabljajo.

Na splošno je pri prenosu vrednosti iz ene študije v novo politiko ali program več težav. Prva je pomanjkanje študij, ki bi raziskovale enako spremembo v kakovosti okolja. Npr. težava se pojavi pri prenosu koristi, ko obravnavamo nov ukrep, ki pa v oceni vrednosti prejšnje študije ni bil upoštevan. Vprašljivo je tudi vrednotenje učinkov strožje politike z metodo prenosa koristi, saj npr. spremembe v kakovosti zraka in vode navadno niso linearno povezane s koristmi, zato do učinkov strožje politike ne moremo priti z ekstrapolacijo prejšnjih koristi.

Težave so tudi s prenosom ocene za eno državo z določenimi kulturnimi in družbenoekonomskimi značilnostmi v druge države (npr. ZDA/EU). Lahko obstajajo pomembne razlike v kulturnih dejavnikih in pri zaznavanju relativne stopnje škode ali tveganja, kar onemogoča neposreden prenos koristi. Poleg tega je pripravljenost za plačilo odvisna od dohodka, zato je treba vrednosti prilagoditi različnim stopnjam dohodka po državah (Krupnick et al., 1990; po EC, 1999). Lahko se uporabijo različni pristopi, kot so prilagoditve glede na relativni dohodek, glede na kupno moč in/ali glede na okoljsko ozaveščenost. Pri takih prilagoditvah se predpostavlja, da je pripravljenost za plačilo za kakovost okolja sorazmerno odvisna od dohodka; toda na drugi strani stroški škod niso nujno enaki v državah z enakim dohodkom.

Pri prenosu srednje vrednosti se je treba zavedati, da noben model ne zajame vsega in ne zagotavlja neizpodbitne ocene okoljske škode. Posamezne študije in njihovi izsledki se nanašajo na posebne primere in situacije tako glede prostora kot časa, zato je njihova uporaba v drugih primerih vprašljiva, npr. zaradi različnega zaznavanja družbe so lahko nekateri vplivi pomembnejši kot drugi; nekateri so pripravljeni plačati več, da zmanjšajo nekatere učinke ali se jim izognejo kot drugi (npr. primerjava izgube zaradi izumrtja določene vrste ali habitata v tropskem gozdu in tundrah). Uporabnost te metode je še bolj vprašljiva, če bi poskušali primerjati vrednosti za različne obremenitve okolja, npr. izliv v odplake nasproti katastrofičnemu razlitju nafte.

3.4.5 Vplivi na smrtnost

Analiza stroškov in koristi določene politike upošteva tudi, ali stroški odtehtajo nižje tveganje smrtnosti ali bolezni. Javnofinančni izdatki za zdravstveni sistem pomenijo porabo sredstev oz. strošek za zmanjšane smrtnosti, koristi politike oz. projekta, ki je koristen za zdravje, pa se merijo s številom življenj, ki se z izvajanjem ukrepov ohranijo. V okviru CBA je treba smrtnost monetarno oceniti, kar pomeni, da je treba oceniti individualno preferenco za varnost, ki jo merimo s pripravljenostjo posameznika za plačilo. To pokaže, kako oseba ceni varnost v primerjavi z drugimi dobrinami in tudi glede na svojo sposobnost plačila (kar je odvisno od družbenega standarda). Načelo pripravljenosti za plačilo pri smrtnosti pomeni, koliko bi bili tisti, ki so izpostavljeni tveganju, pripravljeni plačati za le malo zmanjšanje tveganja (ali večjo varnost). Ta znesek je treba nato agregirati za vse prizadete posameznike, da dobimo skupno vrednost za ukrep, ki zmanjšuje tveganje ali večja varnost. Za standardiziranje dobljenih vrednosti se uporablja koncept preprečene "statistične" smrti ali poškodbe.

Ocena vrednosti pa ne izraža vrednosti konkretnega življenja posameznika, ampak vseh, ki se jim zmanjša tveganje prezgodnje smrti, ko je verjetnost smrti manjša od ena. Če je število posameznikov N in je vsak od njih pripravljen plačati X evrov za zmanjšanje verjetnosti svoje smrti, znesek $X * N$ pomeni, koliko je skupina pripravljena plačati, da se izogne eni statistični smrti. Če je srednja vrednost zneska, ki so ga pripravljene plačati posamezniki v skupini za zmanjšanje tveganja smrti, ki je ena proti milijon, 1 evro, je vrednost statističnega življenja (VSŽ) enaka 1 milijon evrov. Ta znesek izraža pripravljenost plačila posameznikov, da bi dosegli mejno zmanjšanje tveganja celotne populacije.

Tak koncept pripravljenosti plačila za spremembo v tveganju smrti ima veliko predpostavk; prva med njimi je linearnost med tveganjem in plačilom. Npr. tveganje smrti 1/1000 bi bilo potem ocenjeno na 1 milijon evrov/1000 ali VSŽ bi bila 1000 evrov. Ker je razpon glede tveganja smrti, v katerem je vzpostavljena VSŽ, majhen, to sicer ni slaba predpostavka, vendar je neupravičena pri precej drugačnih stopnjah tveganja od tistih, ki so uporabljene v prvotni oceni.

Poleg koncepta pripravljenosti za plačilo za zmanjšanje tveganja (willingness to pay; v nadaljevanju WTP) je za oceno tveganja smrtnosti pomemben tudi koncept pripravljenosti posameznika, da sprejme kompenzacijo za večje tveganje (willingness to accept – WTA). Teoretično je WTA ustrežnejši način merjenja ekonomskih učinkov, kadar se stopnja tveganja posameznika poveča. Ocene WTP in WTA za vrednotenje tveganja smrtnosti so bile izvedene z:

- analiziranjem povečanja kompenzacije, ki jo posameznik potrebuje za delo v poklicu, pri katerem se tveganje smrti poveča, ob nespremenjenih drugih okoliščinah,

- kontingenčnim vrednotenjem, pri katerem so posamezniki neposredno vprašani o svoji WTP za ukrepe, ki zmanjšujejo tveganje smrti pri določenih dejavnostih (npr. vožnji), ali o svoji WTA za ukrepe, ki tveganje povečujejo (npr. povečan cestni promet na določenem območju),
- analiziranjem dejanskih prostovoljnih izdatkov za stvari, ki zmanjšujejo tveganje smrti pri določeni dejavnosti (npr. nakup avtomobilov z zračnimi blazinami).

Pri ocenjevanju statistične vrednosti življenja je treba upoštevati:

- ustreznost metod, uporabljenih za oceno VSŽ,
- prenos ocen tveganj za različne verjetnosti,
- kontekst odločitev in značilnosti tveganj,
- začasnost ali dolgotrajnost tveganja smrtnosti,
- odvisnost smrtnosti od starosti in ali je primernejši pristop VSŽ ali vrednosti izgubljenih let življenja, ki je predstavljen v nadaljevanju.

3.4.5.1 Zanesljivost metod vrednotenja

Vse tri omenjene metode vrednotenja statističnega življenja so predmet kritik. Metoda, ki upošteva razmerje plače – tveganje, predpostavlja dovolj veliko mobilnost delovne sile, da lahko posameznik izbere poklic glede na svoje preference, od katerih je ena preferenca stopnja tveganja in stopnja komepenzacije, ki je potrebna, da sprejme to tveganje. Ta predpostavka pa je v praksi, še posebej v gospodarstvih, ki se spopadajo z dolgotrajno strukturno brezposelnostjo, precej nerealna. Drugič, z uporabo teh metod je težko ločiti med individualnim WTA za tveganje smrti od tistega za tveganje bolezni. Tretjič, WTA temelji na pričakovani verjetnosti smrti. Vendar pa skoraj vse študije za mero za tveganja uporabljajo dolgoročne frekvence smrtnosti, kar postavlja pod vprašaj tudi zanesljivost rezultatov. Poleg tega je verjetnost za tveganja, ki se merijo, navadno višja od tveganj v večini drugih situacij. Podoben dejavnik je večja verjetnost sprejemanja poklicev z visoko stopnjo tveganja posameznikov, ki raje prevzemajo tveganja (risk takers), in tako njihov WTA za večje tveganje smrti ni tipičen za celotno populacijo (npr. popravilavci zvonikov)¹³. Netoučinek vseh teh dejavnikov je težko izmeriti, vendar je zelo verjetno, da je ocenjen WTA nižji kot dejanski in nižji od WTA širše populacije. Pri analizi potrošniških izdatkov pa je problem, da je verjetnost, kot jo dojema potrošnik, lahko precej različna od objektivne verjetnosti in s tem tudi izdatki za zmanjševanje tveganja smrti in bolezni kot posledice nesreče. Ta dva vpliva je težko izločiti iz rezultatov, dobljenih s tem pristopom.

Prevladujoči način za oceno SVŽ je metoda kontingenčnega vrednotenja. Pri tej metodi potrošniki ocenijo svoj WTP na hipotetičnem trgu. Z anketo so ljudje vprašani, koliko bi bili pripravljeni plačati za zmanjšanje tveganja v nekih okoliščinah. Ljudem so v anketi

¹³ To je verjetno eden od razlogov, zakaj ocenjena vrednost življenja z višjo srednjo vrednostjo tveganja pada. S teoretičnega vidika bi pričakovali obratno, če bi bila populacija homogena.

dane informacije o naravi in stopnji tveganja, predlaganem posegu, načinu plačila (npr. s povečanjem davkov, enkratnim plačilom, višjo uporabnino itd.); tako je oblikovan hipotetični trg. V anketah so lahko tudi navodila, da se zanemarijo določeni dejavniki, kot npr. tveganja za prijatelje in družino, ali neposredni stroški (kot zdravstveni stroški ali izguba zaslužka), povezani z nesrečo.

Glavne kritike kontingenčne metode so (Ball et al., 1998; po EC, 1999):

- ljudje nimajo jasno izoblikovanih preferenc za netržne dobrine in tako anketni odgovori niso točna mera pravih preferenc; ljudje oblikujejo svoje preference s pomočjo informacij v anketi;
kontingenčno vrednotenje je preveč zapletena naloga, saj se od posameznikov zahteva celovito oceno stroškov posameznika za majhne spremembe v verjetnosti pogosto nepoznanega tveganja. Zato so ocene vplivov majhnih sprememb v tveganju problematične, poleg tega so nekateri odgovori tudi nedosledni;
- potencialno je pristranska zaradi same anketne metode; zaradi hipotetičnosti trgov, samih postavljenih vprašanj in njihovega vrstnega reda, danih možnosti plačila in količine informacij, ki so na voljo;
- neobčutljivost anketirancev za dobro; npr. izkazalo se je, da so vprašani pogosto neobčutljivi na velikost zmanjšanja tveganja in različne stopnje poškodb.

Kljub vsem tem pomanjkljivostim pa je kontingenčna metoda najboljša, saj je po mnenju raziskovalcev z dobro oblikovanim vprašalnikom mogoče odpraviti vrsto težav.

3.4.5.2 *Ocene vrednosti statističnega življenja*

Pri oceni VSŽ obstaja tudi vprašanje verjetnosti smrti, pri kateri je ocena narejena. V študijah, iz katerih izhaja ocena VSŽ, je verjetnost smrti ($1/10$ do $1/10^5$) višja od normalne ($1/10^6$ ali nižja), vendar empirična literatura kaže, da je WTA za manjše tveganje višji (EC, 1999). To je obratno od teoretičnih povezav in je deloma posledica nehomogenih skupin, kar je bilo omenjeno že v prejšnjem poglavju. Raziskave pa kažejo tudi, da so izsledki študij z višjo verjetnostjo smrtnosti manj zanesljivi. Problem ostaja odprt in zahteva nadaljnje teoretične in empirične raziskave.

Na podlagi obstoječih evropskih študij je VSŽ med 0,5 in 4,3 milijona funtov oz. srednja vrednost VSŽ znaša 3,5 milijona funtov oz. 5,1 milijona EUR. Po pričakovanjih so največje vrednosti dobljene na podlagi kontingenčne metode in najnižje na podlagi potrošniške metode, ki kaže dejanske izdatke. Če pa ne upoštevamo študij, katerih rezultati ekstremno odstopajo navzgor (Jones-Lee, 1976, in Frankel, 1979), znaša srednja vrednost VSŽ za EU 2 milijona funtov oz. 2,2 milijona evrov (v cenah in po tečaju 1997), kar pomeni centralno oceno VSŽ na podlagi evropskih študij (Induced and Opportunity Cost and Benefit Patterns in the Context of CBA in the Field of Environment, EC, 1999).

3.4.5.3 Tveganje smrtnosti

Pregled literature je pokazal, da so ocene vrednosti statističnega življenja pri isti uporabljeni metodi precej razlikujejo. Delno je to posledica nedoslednosti in razlik v samih anketah, metodoloških pristopih, analizah podatkov in anketirani populaciji. Poleg tega je razlika med državami posledica različnih ravni dohodka in splošnega zaznavanja varnosti (Kidholmu, 1996;prav tam) Po drugi strani pa je pričakovano, da pride do razlik, saj gre za različne okoliščine in značilnosti tveganja.

Študije pripravljenosti za plačilo (WTP) pogosto razen velikosti zmanjšanja tveganja smrtnosti in začetne stopnje tveganja ne upoštevajo drugih pomembnih značilnosti tega tveganja. S psihološkimi in ekonomskimi pristopi se je pokazalo, da na WTP vpliva tudi mnogo socialnih in psiholoških dejavnikov, zato spremembe v ocenah izražajo tudi spremembe v preferencah glede zmanjšanja tveganja. Na preference pa vplivajo še drugi dejavniki, povezani z značilnostjo tveganja, kot so okoliščine in velikost tveganja, starost ljudi, trajanje tveganja, vendar je njihov vpliv težko izločiti. Raziskav na tem področju je malo, pa tudi njihovi izsledki so različni. Študija Medndeloff in Kaplan (1989) je npr. pokazala, da obstajajo različne individualne preference glede tveganj, vendar pa se na agregatni ravni izravnajo, kar pomeni, da je vpliv različnih dejavnikov na preference skromen (EC, 1999). Ti dejavniki so predstavljeni v naslednjem poglavju, v nadaljevanju pa navajam še nekaj dejavnikov, ki vplivajo na vrednotenje tveganja smrtnosti.

Horwitz (1994) je pokazal, da dajejo ljudje prednost nadzoru nad pesticidi pred nadzorom izpustov avtomobilskih plinov, če gre za enako ceno in enako število ohranjenih življenj. Če pa je število ohranjenih življenj različno, dajejo prednost tistemu programu, s katerim se ohrani več življenj. Študija McDaniels et al. (1992) je pokazala, da je WTP za zmanjšanje dobro znanih tveganj (avtomobili, utekočinjen zemeljski plin, kemikalije) odvisen predvsem od zaznavanja stopnje izpostavljenosti, pri manj poznanem tveganju (klorirana voda, nevarni odpadki, jedrska energija, onesnaženost zraka, elektromagnetno sevanje, pri katerem izpostavljenost tveganju in učinki niso povsem jasni) pa je bolj odvisna od značilnosti nevarnosti. Študije so pokazale tudi, da je WTA pri prostovoljnem tveganju nižji kot pri neprostovoljnem (Starr, 1976; Litai, 1980; po EC, 1999): prvi je ocenil, da je razlika 10-kratna (pri verjetnosti smrti $1/10^6$ – $1/10^7$), drugi pa, da je 100-kratna. Pomemben dejavnik je tudi možnost smrti oz. nastop takojšnjih posledic nasproti manjšim učinkom, ko so posledice vidne šele po določenem času. V vseh primerih je prisotno tudi vprašanje, ali je preprečena smrt v tem času več vredna kot preprečena smrt v prihodnosti oz. vprašanje diskontiranja in uporabe statistične vrednosti življenja namesto vrednosti izgubljenih let življenja (EC, 1999).

Naslednji dejavnik je tveganje katastrof. Mnogi namreč menijo, da bi morala biti premija za zavarovanjem pred tveganjem katastrof, ki uničijo več življenj naenkrat, večja kot pri izgubi enakega števila življenj posamično. Vendar študije (Slovic, 1984; Jones-

Lee&Loomes, 1994) kažejo, da javno mnenje tega stališča ne podpira in da so preference v zmanjšanju števila izgubljenih življenj nasploh, ne pa v zmanjšanju tveganja nastanka katastrof. Vprašanje je tudi, ali so vsa življenja enako vredna, ali je preprečitev smrti mlade osebe enako vredno kot preprečitev smrti stare osebe oz. ali je preprečitev smrti zdaj enakovredno preprečitvi smrti v prihodnosti. Vprašanje je tudi, ali se vrednosti statističnega življenja razlikujejo glede na različne značilnosti tveganja; dajanje prednosti preprečitvi določenih vzrokov smrti bi pomenilo, da število zmanjšanja smrti ne bi bilo največje (EC, 1999).

3.4.5.4 Dejavniki tveganja smrtnosti

Da bi vrednost statističnega življenja kazala razlike v okoliščinah in značilnostih tveganja, so možne prilagoditve glede na:

- okoliščine tveganja,
- različne starostne skupine,
- različno zdravstveno stanje,
- dobo med izpostavljenostjo in učinki (latentnost učinka).

Take prilagoditve so bile izvedene v Ekonomski oceni vpliva onesnaženega zraka na zdravje (UK Department of Health, 1998), s čimer so s prilagoditvijo VSŽ v prometnih nesrečah ocenili vrednost tveganja smrti zaradi onesnaženosti zraka. Prilagoditve so se nanašale na različno tveganje, dohodke, starost, zdravstveno stanje populacije, stopnjo tveganja in druge stroške, ki niso zajeti v prometnem WTP. Okvir teh prilagoditev je predstavljen v nadaljevanju.

1) Starost in VSŽ

Da je starost dejavnik tveganja smrti zaradi onesnaženosti zraka, kaže mnogo študij, pa tudi samo dejstvo, da je vpliv onesnaženosti nesorazmeren glede na starost; po 65. letu se poveča (Schwartz in Dockery, 1992). Tudi povezava med starostjo in VSŽ je nelinearna; teoretično in empirično je dokazano, da VSŽ v začetku življenja narašča in potem pada, z najvišjo vrednostjo v starosti med 40 in 50 leti (EC, 1999).

VSŽ je poleg starosti tudi funkcija dohodka; ta narašča do neke starosti in nato pada, kar tudi prispeva k "obrnjeni U-funkciji" VSŽ. Poleg tega sta mogoča še dva obratno delujoča učinka: ljudje so z leti manj naklonjeni tveganju in učinek manj pričakovanih let življenja v starosti in zato nižjega VSŽ. Zaradi vsote teh dveh učinkov ni nujno, da z leti VSŽ pada. Vse to nakazuje, da mora biti VSŽ prilagojen starosti, če naj VSŽ v oceni izraža pripravljenost za plačilo zmanjšanja tveganja oz. oportunitetne stroške izpostavljenosti tveganju.

2) Zdravstveno stanje

VSŽ je odvisen tudi od zdravstvenega stanja, kar je posledica dveh dejavnikov: samega slabšega zdravja in krajše pričakovane življenjske dobe. Če je namreč kakovost življenja nekoga slaba, lahko to vpliva na njegov WTP za zmanjšanje tveganja smrti. Vendar pa VSŽ kot povprečje za celotno populacijo teh dejavnikov ne upošteva, kar pa je za okoljska vprašanja, kot je vpliv onesnaženega zraka, lahko zelo pomembno. Mnogo empiričnih podatkov namreč kaže, da je pričakovano trajanje življenja tistih, ki zaradi tega učinka umrejo, že zelo kratko; lahko samo nekaj mesecev.

VSŽ, ki velja za populacijo z normalno pričakovano dolžino trajanja življenja, ni pravi za populacijo s krajšo pričakovano dolžino trajanja, zato se oceni vrednost števila let neposredno, kot bo predstavljeno v naslednjem poglavju (3.4.5.5), druga možnost pa je ločeno obravnavanje VSŽ glede na pričakovano trajanje življenja in glede na starost. Ljudje so namreč lahko pripravljeni plačati več za zmanjšanje tveganja smrti, ko so starejši (učinek manjše pripravljenosti za tveganje), vendar so hkrati pripravljeni plačati manj, ker je pričakovana dolžina njihovega življenja krajša. Tako VSŽ narašča s starostjo in pričakovanim trajanjem življenja. Na podlagi podatkov za moške v EU in podatkih o VSŽ po Jones-Lee (1989) je bila z regresijsko analizo ocenjena (linearna logaritemska) funkcija (Markandya, 1997), ki je pokazala 2,9-odstotno elastičnost VSŽ glede na starost (1 % višja starost poveča VSŽ za 2,9 %) in 1,8-odstotno glede na trajanje življenja (1-odstotno zmanjšanje pričakovanega trajanja življenja zniža VSŽ za 1,8 %).¹⁴ To kaže, da je pri vrednotenju učinkov onesnaženja pomembno upoštevati, da je pričakovano trajanje življenja prizadetih oseb krajše (EC, 1999).

Iz zgoraj omenjene funkcije VSŽ je izpeljan izračun za pričakovano trajanje življenja 9 mesecev (to pomeni, da izpostavljenost določenemu onesnaževalu povzroči v povprečju smrt v devetih mesecih) in pri srednji vrednosti statističnega življenja 2 milijona funtov: VSŽ se pri tem poveča z 2350 funtov pri 30 letih na 51.000 funtov pri 85 letih. Dejansko to pomeni vrednost izgubljenega leta življenja glede na starost. Tako je vrednost učinka na smrtnost zaradi določenega onesnaženja za osebe nad 65 let ocenjena med 24.000 in 51.000 funtov; tj. cena preprečitve smrti osebe, stare 65 let, zaradi določenega onesnaženja bi bila vsaj 24.000 funtov. Izračun kaže na nujnost prilagoditve VSŽ poleg starosti še skrajšanju pričakovanega trajanja življenja (prav tam).

3) Latentnost učinka

Če izpostavljenost npr. onesnaženosti zraka poveča tveganje smrti v prihodnosti, WTP ni – da bi se izognili temu tveganju – enak, kot bi bil ob takojšnjem večjem tveganju. Zato je treba diskontirati tveganje v prihodnosti. Če je WTP za takojšnje zmanjšanje tveganja X,

¹⁴ $VSL = 15,519 * starost^{2,8} * pričakovano\ trajanje\ življenja^{1,793}$ (Markandya, 1997; EC, 1999, str. 84).

potem je WTP za zmanjšanje tveganja čez T-let $X(1+r)^{-T}$. Vprašanje pa je, kolikšna sta T in diskontna stopnja r; glede diskontne stopnje je zaželeno, da se uporabita visoka in nizka, rezultati pa se predstavijo v razponu.

3.4.5.5 Vrednost izgubljenih let življenja (VILŽ)

Pri vrednotenju smrtnosti zaradi kemičnih snovi je metoda VSŽ, ki temelji na oceni prometnih nesreč, problematična, saj WTP ocenjuje vrednost zmanjšanja tveganja smrti oseb, ki bi izgubile okoli 40 let življenja. Zaradi onesnaženja pa se lahko izguba let pričakovanega življenja precej spreminja; pri zraku znaša med 9 in 15 meseci. V primerih krajše pričakovane dolžine izgubljenega življenja mora biti zato vrednost smrtnosti manjša.

Zato je bil razvit alternativni pristop, ki glede na spremembe v tveganju smrtnosti oceni vrednost vsakega leta življenja, ki bi bilo izgubljeno zaradi prezgodnje smrti. VILŽ je za povprečno življenjsko pričakovanje določen na taki ravni, da je sedanja vrednost vsote teh zneskov enaka vrednosti statističnega življenja. Tako VILŽ predstavlja porazdelitev VSŽ. Primer izračuna vrednosti izgubljenega leta življenja je pri VSŽ 2 milijona funtov in ob verjetnostih preživetja prebivalstva EU (po Evrostatu) ter diskontnih stopnjah (0 %, 3 % in 10 %) med 56.000 in 215.000¹⁵ funtov (EC, 1999).

Pomanjkljivost tega koncepta je, da ne upošteva starosti, saj VILŽ pada s konstantno diskontno stopnjo. Enostavna rešitev za oceno VILŽ, ki bi upoštevala tudi starost, bi bila diskontirana vrednost WTP za zmanjšanje tveganja smrtnosti v prihodnosti. Druga pomanjkljivost koncepta VILŽ je, da se ne da seštevati, ker ohranitev enega leta življenja dvema osebama ni enako kot dve leti eni osebi. Na splošno je vprašljiv koncept diskontiranja, po katerem vrednost let v prihodnosti zaradi diskontiranja pada, kar je sicer enako kot pri konceptu SVŽ.

3.4.5.6 Uporaba metode vrednosti statističnega življenja in izgubljenih let življenja

Pri vrednotenju smrtnosti sta torej dve glavni omejitvi. Prva je zanesljivost rezultatov zaradi metode kontingenčnega vrednotenja (CVM) oz. anketne metode, ko anketiranci niso nujno dobro obveščeni oz. ne razumejo tveganja, o katerem so vprašani. Druga omejitev pa je vrednost življenja, ki je ocenjena v okviru zmanjšanja tveganja smrti pri nesrečah in ne more biti hkrati uporabljena za druge vrste tveganj (npr. za izpostavitve onesnaženemu zraku, ki nesorazmerno bolj prizadene starejše).

V študiji Ekonomska ocena vpliva onesnaženega zraka na zdravje (UK Department of Health, 1998) so navedli, da ni empirične ocene WTP za zmanjšanje tveganja smrti zaradi onesnaženega zraka, in kot začasno rešitev predlagajo uporabo ocen vrednosti tveganja smrti v prometni nesreči, prilagojenih starosti in latentnosti učinkov. Take ocene so le

okviren približek, v prihodnje pa naj bi prišli tudi do ocen učinkov dejanskega analiziranega tveganja.

Treba je razviti tudi metodo VILŽ in tako določiti vrednost večjega tveganja smrtnosti zaradi latentnih dejavnikov. Rezultati tega pristopa so bolj predstavljeni za vrednotenje določenega tveganja prezgodnje smrti, še posebej za tveganje zaradi onesnaženja. Poleg tega so tudi primernejši za generiranje podatkov o določenih tveganjih. Pristop WTP pri tej metodi je tudi bliže pristopu QALY (življenjska leta prilagojena kvaliteti življenja), ki ga uporabljajo v zdravstvenem sistemu za razdelitev sredstev med različna zdravljenja.

3.4.6 Učinki na zdravje

Učinki na zdravje zajemajo posledice bolezni. Stroški bolezni pomenijo: a) vrednost izgubljenega časa zaradi bolezni, b) zmanjšanje koristnosti zaradi bolečin, c) izdatki za odpravo oz. zmanjšanje učinkov bolezni. Te sestavine se ocenijo s kontingenčno metodo in modeli sprememb v vedenju, kar predstavlja oceno stroškov bolezni (cost of illness). Tako ocena stroškov bolezni temelji na dejanskih izdatkih, povezanih z različnimi boleznimi, ali na pričakovani uporabi storitev, povezanih s temi boleznimi. Del teh stroškov je lahko neposredno breme posameznikov ali pa družbe kot celote prek zavarovanja v javnem zdravstvenem sistemu.

Stroški zaradi izgube časa so navadno ovrednoteni s plačo po obdavčitvi (za izgubljen delovni čas) in z oportunitetnimi stroški prostega časa (za izgubljeni prosti čas). Normalno je vrednost slednjega med polovico in tretjino plače po obdavčitvi. Problem nastane, če delavec ni zaposlen za polni delovni čas; takrat je treba oceniti manjšo izgubo produktivnosti.

Pomembno se je zavedati, da so stroški bolezni samo ena od sestavin skupnih stroškov in da niso nujno del WTP, da bi se izognili bolezni. Npr. če so stroški zdravljenja plačani prek zdravstvenega zavarovanja, potem jih odgovor o WTP, da bi se izognili določenim boleznim, ne vsebuje. Tako je odnos med stroški bolezni in WTP bolj zapleten in ju ni mogoče kar sešteti. Npr. primerjava WTP s stroški bolezni je na podatkih za ZDA (Rowe et al., 1995, po EC, 1999) pokazala, da znaša razmerje med 1,3 in 2,4. Iz tega izhaja predpostavka vrednosti razmerja 2 za učinke, škodljive zdravju, razen za primer raka in 1,5 za manj hude oblike raka. Da bi prišli do skupnih stroškov bolezni, je treba WTP prišteti del stroškov bolezni, ki niso v WTP. To je del, ki je plačan prek sistema zdravstvenega zavarovanja oz. prispevkov.

Kot je bilo že omenjeno, do WTP pridemo s kontingenčno metodo ali modeli vedenja. Slednje je ocena "zdravstvene produkcijske funkcije", ki pomeni oceno izdatkov

¹⁵ Po tečaju 1997 je to med 67.000 in 260.000 evrov.

posameznika v različnih zdravstvenih stanjih, razlika med temi vrednostmi pa je strošek za premik iz enega zdravstvenega stanja v drugo. Pri oceni te produkcijske funkcije so težave, ker lahko en izdatek zagotavlja več kot eno korist (npr. ustekleničena voda, klimatske naprave). Poleg tega je težko oceniti spremembe v potrošnji kot funkcijo stanja bolezni. Obstaja le nekaj takih ocen.

3.4.7 Uporaba in pomanjkljivosti vrednotenja učinkov

3.4.7.1 Uporaba standardnih vrednosti

V mnogo CBA in CEA, ki ocenjujejo vplive okoljske politike, se z uporabo standardnih vrednosti posamičen učinek agregira na nacionalno raven. Tak postopek navadno temelji na enem od teh pristopov:

- povprečnih stroškov, ki so agregirani na sektorsko raven; npr. na podlagi cene kmetijskega proizvoda se oceni vrednost celotne kmetijske pridelave,
- na konkretnem primeru (case study), ki se uporabi kot ocena za podobne primere v sektorju; študija primera je lahko razširjena za različno velika podjetja ali za podjetja z drugačno proizvodnjo ali drugačnim postopkom; agregacija se izvede z multipliciranjem ocene na primere iste kategorije, nato se sešteje po kategorijah.

Težava teh postopkov je predvsem mednarodna primerjava, saj so lahko značilnosti posameznih dejavnosti precej različne, npr. zaradi različne stopnje uporabe novih tehnologij, vlaganj, stopnje varstva okolja, stroška delovne sile itd.

Pri ocenah politike in za sprejemanje projektnih odločitev se za smrtnost in bolezni pogosto uporablja standardna vrednost; npr. v Veliki Britaniji so določili VSŽ za ocene učinkov cestnega prometa in za oblikovanje delavskih zdravstvenih in varnostnih predpisov. Prav tako v gospodarstvu; npr. za določanje varnostnih ukrepov in zahtev glede varnosti pri delu v nekaterih naftnih družbah uporabljajo standardno vrednost za VSŽ v višini 2 milijonov USD.

Uporaba standardnih vrednosti zagotavlja, da so CBA med seboj konsistentni. Čeprav lahko dejanska vrednost zaradi specifičnih vzrokov odstopa od standardne, pa standardiziranje (dokler temelji na usklajenih predpostavkah) zagotavlja primeren približek stroškov in koristi in s tem primerjavo. Poleg tega bi se lahko analizirala tudi občutljivost končnih rezultatov glede na različne predpostavke za VSŽ, daljše pričakovano življenje ali prenesene okoljske vrednosti. Pomembno se je tudi zavedati, da uporaba standardnih vrednosti pomeni možnost upoštevanja vplivov na zdravje in stroškov ter koristi v okolju, ki jih sicer ne bi mogli upoštevati zaradi pomanjkanja finančnih in drugih sredstev. Še posebej je to pomembno pri uporabi nevarnih snovi. Dejstvo je, da imajo posledice

ukrepov neko vrednost, in če pri oceni ne uporabljamo eksplicitnih vrednosti, so te lahko določene implicitno; s tem pa lahko nekonsistentne med različnimi ukrepi.

3.4.7.2 Dejanska in hipotetična vrednost učinkov

Ne glede na statistično tehniko in natančnost vprašalnika sta pri kontingenčni metodi dve osnovni dilemi:

- ali anketiranci vedo, kaj ocenjujejo,
- ali bi bili dejansko pripravljeni plačati (WTP).

Če bi agregirali vrednosti WTP za kakovost okolja, bi dobili ogromne vrednosti (Constanza et al., 1997; po EC, 1999, str. 91). Dejansko ima lahko okolje tako vrednost, vendar ni jasno, ali anketiranci ocenjujejo določeno okolje (oz. z njim povezano zdravje) ali okolje v celoti (oz. zdravje na splošno). Če ne morejo izločiti dele okolja, so lahko rezultati neuporabni.

Če pa predpostavimo, da vedo, kaj ocenjujejo, še vedno ne vemo, ali bi bili dejansko pripravljeni plačati. Hipotetični trg pomeni, da se v realnosti plačilo ne zahteva, kar lahko pomeni, da anketiranci določijo višjo ceno, kot bi jo bili dejansko pripravljeni plačati. Zaradi tega bi bile koristi (manj pa stroški) okoljske politike precenjene.

Dejstvo, da se mnogo okoljskih in zdravstvenih koristi ne uresniči na "klasičnem" trgu, je osnovna pomanjkljivost CBA in izražanja vrednosti v denarnih enotah. Na drugi strani pa bi bili učinki pri odločanju manj pomembni, če ne bi bili ovrednoteni. Dejstvo je:

- da koristi, izražene v denarju, morda niso prave (ali zaradi nezanesljivosti ali hipotetičnosti, na kateri temeljijo ocene),
- da so koristi, ki niso denarno ovrednotene, izključene in se v CBA ne upoštevajo, kot je to razvidno iz konkretnih primerov (case study).

3.4.7.3 Družbena neenakost in vrednotenje

CBA temelji na konceptu pripravljenosti za plačilo posameznikov za izboljšanje njihove blaginje (WTP), njihova vsota pa je merilo družbene blaginje. Pri tem pa prispevki posameznih skupin nimajo različnega pomena oz. teže.

Ena pomembnih omejitev pristopa WTP je, da je "dohodkovno pristranski". Revnejši lahko namreč "a priori" plačajo manj kot bogatejši. Ta učinek pride še bolj do izraza pri WTP za zmanjšanje tveganja smrti, merjen s VSŽ, iz katerega lahko izhaja, da je VSŽ revnejših manjše od bogatejših. Podobno bogatejši lahko porabijo več za zaščito zdravja oz. živijo dlje. Zaradi dohodkovne neenakosti je tako lahko okolje različno ovrednoteno, VSŽ pa pristranski, saj življenje revnejših ni manj vredno od bogatih. Pri odločanju glede politik se zato navadno upošteva enotni povprečni WTP za populacijo.

3.4.7.4 Odsotnost količinskih podatkov

Vrednotenje sprememb v tveganju, ki vpliva na zdravje ali okolje, temelji na štirih skupinah podatkov: koncentraciji onesnaženosti (stopnja in povprečna aktivnost, ki vpliva na stopnjo), razmerju med izpostavljenostjo in posledicami, oceni vrednosti enote ter populaciji ali okolju, ki je izpostavljeno tveganju. Če teh podatkov ni, vrednotenje ni mogoče.

Za mnogo okoljskih regulativ pa informacij o razmerju izpostavljenost/posledice za različne skupine in okolja ter o populaciji in okolju, ki je izpostavljeno tveganju, ni. Tako je od razpoložljivosti podatkov odvisno do kakšne stopnje se lahko ovrednoti ukrep/politika:

- če je ocena tveganja v obliki količnika, ne bo dovolj informacij za denarno ovrednotenje sprememb v tveganju; ocena je tako lahko kvalitativna ali pa mora izhajati iz drugih oblik kvantifikacije,
- če je mogoče prevesti količnik tveganja v napovedi frekvenc določenih posledic, je denarno ovrednotenje mogoče.

Poleg najslabšega scenarija je treba oceniti tudi druge mogoče scenarije. Na podlagi ekonomske teorije je sicer pravilno sprejemanje odločitev na podlagi pričakovanih tveganj (koristi), vendar pa je treba upoštevati, da je glede na različno pripravljenost za sprejemanje tveganja (risk aversion), porazdelitev tveganja v populaciji različna. Ocena najslabšega scenarija je le ena točka v porazdelitvi tveganja.

3.5 Komplementarne metode ocenjevanja

S CBA ocenjujemo posledice spremembe politike na način "od spodaj navzgor". To je metoda parcialnega ravnotežja, ki upošteva marginalne spremembe. Vendar pa s tem pristopom niso zajeti posredni učinki, kot so npr. povpraševanje po vmesnih proizvodih in storitvah sektorja, multiplikativni učinki višjih dohodkov zaposlenih v tem sektorju in višjih vlaganj v sektorju. Če so učinki politike tako veliki, da predpostavka "ceteris paribus" ne velja več, potem rezultati, dobljeni s pristopom "od spodaj navzgor" oz. CBA, ne bodo pravi in je treba uporabiti metode za oceno makroekonomskih učinkov.

Metoda "od zgoraj navzdol" oceni vpliv politike na celotno gospodarstvo; upošteva interakcije med gospodarskimi subjekti in se osredotoča na vplive na ravni sektorjev. Kvantifikacija neposrednih in posrednih učinkov izvajanja nove zakonodaje na sektorski ravni oz. makroravni pa terja jasno določitev povezav med gospodarskimi subjekti, ki se ocenijo z modelom splošnega ravnotežja ali modelom ponudbe in porabe. Model splošnega ravnotežja temelji na konceptu, da je vsak trg pri dani ceni ter krivulji ponudbe in

povpraševanja v ravnotežju, cene in količine na enem trgu pa so dejavniki ponudbe in povpraševanja na drugih trgih, vsi trgi pa so v ravnotežju.

3.5.1 Model splošnega ravnotežja

Z modelom splošnega ravnotežja se s sistemom enačb simulirata ponudba in povpraševanje na trgu produkcijskih faktorjev, proizvodov itd. Čeprav je veliko različnih primerov teh modelov, pa mora na splošno vsebovati (Zerbe in Dively, 1994; po EC, 1999, str.99):

- funkcijo koristnosti in kupno moč gospodinjstev,
- produkcijsko funkcijo podjetij,
- proračunsko porabo države,
- razpoložljiva produkcijska sredstva,
- predpostavko o obnašanju gospodinjstev in podjetij.

Osnovni koraki pri analizi splošnega ravnotežja pa so:

- osnovno stanje, pred spremembo politike izraženo s sistemom enačb ponudbe in povpraševanja na glavnih trgih,
- učinek politike na ponudbo in povpraševanje,
- razlike med novim stanjem in stanjem po uvedbi politike predstavlja netoučinke politike.

Glavna omejitev pri uporabi modela splošnega ravnotežja je, da kaže, kaj bi bilo, če bi se uresničile določene predpostavke. S tega vidika je model v primerjavi s pristopom "od spodaj navzgor", ki obravnava dejansko stanje, abstrakten. Večina modelov splošnega ravnotežja temelji na predpostavki, da je trg dela v ravnotežju, da ni brezposelnosti oz. da je konstantna. Tako je vsaka sprememba v zaposlenosti posledica prostovoljne odločitve posameznika, zato so rezultati glede učinkov politike vprašljivi oz. nezanesljivi (EC, 1999).

3.5.2 Model ponudbe in porabe

Model ponudbe in porabe ("input-output" model) temelji na povezavah znotraj gospodarstva. Vsaka proizvodnja je hkrati "kupec" in "prodajalec", kot prodajalec proda svoj output drugim sektorjem in končnim potrošnikom, kot kupec pa za svojo proizvodnjo kupi outpute drugih sektorjev, kot tudi delo, kapital in surovine (primarne inpute).

Tabelo ponudbe in porabe sestavljajo podatki o letni prodaji med proizvodnimi sektorji in končnim kupcem. Navadno so podatki izraženi v denarnih enotah, lahko pa bi bili tudi

fizični podatki. Iz njih se izračunajo tehnični koeficienti, ki kažejo, koliko enot outputa posameznega sektorja je potrebno za enoto proizvodnje vsakega sektorja. Pri tem se predpostavlja, da sektor uporablja inpute v konstantnem razmerju, da je tehnologija nespremenjena, ni ekonomije obsega, mejna in povprečna razmerja inputov so enaka in da inputi nimajo substitutov. Iz tehničnih koeficientov se nato za predpostavljeno količino končne potrošnje lahko izračuna potrební output (neposredni in posredni) vsakega sektorja. Z Leontiefovo inverzno matriko tako dobimo koeficiente, ki izražajo količino outputa določenega sektorja, ki je neposredno in posredno potreben za proizvodnjo drugega sektorja za določeno količino končne potrošnje.

Z modelom ponudbe in porabe lahko tako prek medsektorskih povezav pridemo do neposrednih in posrednih učinkov. Skupni output (neposredni in posredni) je navadno večji od neposrednega. Z vidika ocenjevanja politike pa se primerjata dve različni stanji gospodarstva; razlika med njima pomeni "netokoristi" politike, ki se izvaja. S tem pristopom je bil že v mnogo študijah ocenjen vpliv infrastrukturnih vlaganj na celotno in regionalno gospodarstvo.

Če so znane interakcije posameznega sektorja na okolje, npr. povpraševanje po surovinah ali izpusti ipd., ki se lahko izrazijo s koeficienti, se lahko ocenijo vplivi na okolje po sektorjih in v celoti. Z novo tehnologijo, ki zmanjšuje onesnaženost, se spremenijo vrednosti teh koeficientov. Lahko se ocenijo tudi neposredni in posredni vplivi na zaposlenost. Iz končnega outputa se določijo potrebna zaposlenost oz. koeficienti zaposlenost/proizvod.

Kritike modela ponudbe in porabe so:

- s fiksnimi koeficienti razmerja v proizvodnji in učinki na okolje niso vedno pravilno izražena, še posebej kadar niso upoštevani mejni donosi,
- zaradi linearnosti predpostavke ocenjeni učinki koncentracije izpustov in preseganje meje onesnaženosti niso nujno pravi (Hufschmidt et al., 1990; po EC, 1999, str. 111). Poleg tega se za mejni produkt predpostavlja enako razmerje inputov kot za povprečnega,
- zanemarjeni so tudi posredni učinki na zaposlenost (OECD, 1997; po EC, 1999, str. 112): učinek prilagajanja cen in plač, učinek dodatne zaposlitve na potrošnjo (multiplikativni učinek), učinek vlaganj (akceleratorski učinek),
- kompleksnost modela in veliko število spremenljivk.

4 PRIMER ANALIZE STROŠKOV IN KORISTI RAVNANJA Z ODPADKI

V tem poglavju bom najprej okvirno predstavila področje odpadkov, njihovo nastajanje in ravnanje z njimi v državah EU. V nadaljevanju pa se bom osredotočila predvsem na eksternalije odlaganja in sežiganja kot najbolj razširjenih tehnik ravnanja z odpadki. Nato bom na kratko pogledala še poslovne stroške pri teh dveh načinih. Ti rezultati bodo pomenili oceno stroškov in koristi posameznega ravnanja z odpadki in kot taki izhodišče za nadaljnje usmeritve politike ravnanja z odpadki.

4.1 Nastajanje odpadkov v državah EU

Strategija trajnostnega razvoja EU (EU SDS, 2006) temelji na medsebojni povezanosti med gospodarsko rastjo, blaginjo in varstvom okolja. Njen cilj je z zaščito in zmanjšanjem onesnaževanja okolja ter spodbujanjem trajnostne proizvodnje in potrošnje prekiniti povezavo med gospodarsko rastjo in pritiski na okolje oz. rabo naravnih virov. Za doseganje tega cilja na področju upravljanja naravnih virov je poleg tehnoloških inovacij, učinkovitejše rabe energije in večje rabe obnovljivih virov energije potrebna tudi večja snovna učinkovitost. Tako tematska strategija EU za področje odpadkov, ki je bila izdelana v okviru 6. okoljskega akcijskega programa EU, predstavlja ukrepe za zmanjševanje nastajanja odpadkov kot najpomembnejšo fazo trajnostnega ravnanja z odpadki. Zmanjševanje nastajanja odpadkov pomeni preprečevanje njihovega nastajanja in njihovo ponovno uporabo z recikliranjem in kompostiranjem. Temu je podrejeno odstranjevanje odpadkov, to je predelava odpadkov (sežig s pridobivanjem energije) in odstranjevanje (sežig, odlaganje). Odlaganje in sežiganje zaradi izrabe tal, onesnaževanja zraka, povzročena z izpusti nevarnih snovi, ter onesnaževanja vode in tal ustvarjata okoljsko škodo, hkrati pa pomenita snovno neučinkovito ravnanje z omejenimi naravnimi viri.

Odpadki nastajajo v primarni proizvodnji, proizvodnji, distribuciji in potrošnji. Tu se osredotočamo le na zadnjo skupino odpadkov, to je na komunalne odpadke, ki zajemajo približno 15 % vseh nastalih odpadkov. Med podatki o odpadkih je ta tudi najbolj mednarodno primerljiv, vendar še ne popolnoma (v nekaterih državah ti podatki ne zajemajo kosovnih odpadkov ali pa ločeno zbranih organskih odpadkov). Na podlagi novih predpisov o statistiki odpadkov bodo podatki od leta 2007 kakovostnejši. Ravnanje s komunalnimi odpadki pomeni tudi največjo težavo in razvojni izziv za Slovenijo, saj se še vedno predvsem odložijo. Največji del vseh odpadkov (82 %) sicer zajemajo industrijski, ki nastanejo v gospodarskih procesih. Ravnanje z njimi je v skladu s cilji, saj se je v Sloveniji v letu 2004 82 % teh odpadkov predelalo (Kazalci okolja ..., 2006).

Cilj, določen v petem okoljskem akcijskem programu EU – ustalitev nastajanja komunalnih odpadkov na 300 kg na prebivalca letno – tako ni bil dosežen: v šestdesetih

letih je bilo proizvedenih približno 200 kg na prebivalca letno, danes pa že okrog 500 kg. Količina odpadkov je naraščala skladno z gospodarsko rastjo do leta 2000, v zadnjih letih pa njihova rast zaostaja. V EU-25 je v zadnjih desetih letih količina komunalnih odpadkov rasla v povprečju za 1,4% letno; s 459 kg na osebo letno v 1995 je v letu 2005 znašala 526 kg na osebo. Vendar rast izvira predvsem iz naraščanja teh odpadkov v državah EU-15 (s 472 kg v 1995 na 573 kg v 2005), medtem ko se je količina v novih članicah le rahlo povečevala (s 393 kg na 418 kg). Nove članice ustvarijo tudi precej manj komunalnih odpadkov, kar je posledica stopnje razvitosti gospodarstva in velikosti same potrošnje, delno pa je verjetno tudi posledica pokritosti odjema odpadkov s komunalnim sistemom in tudi statističnega zajema tega pojava. Vsekakor se mora zbiranje teh podatkov izboljšati predvsem v državah srednje in vzhodne Evrope.

Tabela 4: Količina nastalih komunalnih odpadkov, v kg na prebivalca

	1995	2000	2001	2002	2003	2004	2005
EU	459	525	525	534	527	525	526
Avstrija	438	581	578	609	609	627	630
Belgija	456	467	460	461	445	465	464
Ciper	600	680	703	709	724	739	739
Češka	302	334	273	279	280	278	289
Danska	567	665	658	665	672	696	737
Estonija	368	440	372	406	418	449	436
Finska	414	503	466	449	453	455	459
Francija	476	516	529	533	535	544	543
Grčija	302	408	417	423	428	433	438
Irska	514	603	705	698	736	753	740
Italija	454	509	516	524	524	538	542
Latvija	263	270	302	338	298	311	310
Litva	424	363	377	401	383	366	378
Luksemburg	592	658	650	656	684	696	705
Madžarska	460	445*	451	457	463	454	459
Malta	338	547	542	541	581	624	611
Nemčija	533	610	601	640*	601	587	601
Nizozemska	549	616	615	622	610	625	624
Poljska	285	316	290	275	260	256	245
Portugalska	385	472	472	439	447	436	446
Slovaška	295	254	239	283*	297	274	289
Slovenija	596	513	479	407*	418	417	423
Španija	510	662	658	645	655	608	597
Švedska	386	428	442	468	471	464	482
Združeno kraljestvo	499	578	592	600	594	605	584

Vir: Eurostat, Long-term indicators. * sprememba v metodologiji; prelom serije.

V Sloveniji se je po letu 1995 količina komunalnih odpadkov na prebivalca zmanjševala vse do leta 2002, vendar podatki do tega leta še niso bili povsem v skladu z Evrostatovo metodologijo. V letu 2003 je nato rast količine odpadkov rahlo prehitela gospodarsko rast, v naslednjih dveh letih pa je za njo zaostajala; v letu 2005 se je povečala za 1,4 %. V EU se količina komunalnih odpadkov po letu 2000 ohranja na enaki ravni in tako nastajanje

komunalnih odpadkov zaostaja za gospodarsko rastjo. V letu 2005 je bilo zaostajanje rasti nastalih odpadkov večje v Sloveniji (za 2,6 odstotne točke) kot v povprečju EU (1,5 odstotne točke). Sama količina odpadkov na prebivalca je sicer močno odvisna od ravni razvitosti gospodarstva oziroma kupne moči BDP. Tako je 423 kg nastalih komunalnih odpadkov na prebivalca v Sloveniji v letu 2005 popolnoma v sorazmerju z ravnjo BDP po kupni moči.

4.2 Tehnike ravnanja s komunalnimi odpadki

4.2.1 Odlaganje

Z odlaganjem odpadkov na odlagališče se rabi prostor kot naravni vir, hkrati pa se odpadki, ki so snovni vir, odstranjujejo, kar ni v skladu z zmanjševanjem rabe in obremenjevanja naravnega okolja. Odloženi odpadki so tudi vir onesnaževanja tal in vode, poleg tega pa tudi vir izpustov toplogrednih plinov. Pri razpadu bioloških odpadkov se namreč na odlagališčih sprošča metan, ki je toplogredni plin (30-krat bolj kot ogljikov dioksid). Direktiva o odlaganju (Landfill Directive 99/31 EC) je oblikovana za reševanje tega problema in zahteva, da države članice zmanjšajo količine odloženih biorazgradljivih odpadkov, ki se odlagajo na odlagališča, predvsem z recikliranjem, kompostiranjem, proizvodnjo bioplina in regeneracijo snovi/energije. Direktiva zahteva, da morajo biti količine biološko razgradljivih odpadkov zmanjšane:

- na 75 % celotne odložene količine (teže) biološko razgradljivih odpadkov iz leta 1995 oz. zadnje leto pred 1995, za katero so na razpolago podatki Evrostata, najpozneje do leta 2006,
- najpozneje do leta 2009 se mora ta delež zmanjšati na 50 %,
- najpozneje do leta 2016 na 35 %.

Po dveh letih po datumu, določenem v direktivi, Svet EU na podlagi poročila Evropske komisije o praksah in doseganju ciljev v državah članicah ponovno pregleda in potrdi, in če je potrebno, predlaga oz. spremeni cilje, da bi zagotovil visoko stopnjo varstva okolja. Države članice, ki so leta 1995 oz. zadnje leto pred 1995, za katero so na voljo podatki, več kot 80 % zbranih komunalnih odpadkov odložile, lahko doseganje enega ali več zgornjih ciljev podaljšajo za največ 4 leta. Te države so: Grčija, Irska, Italija, Portugalska, Španija, Velika Britanija, Ciper, Estonija, Madžarska, Poljska in Slovenija.

Plin, ki se sprošča pri razgradnji odloženih odpadkov, se lahko uporabi kot vir energije. Z mehanično biološko obdelavo odpadkov pred odlaganjem se zmanjša nevarnost nastajanja metana in izcednih vod. Pomembno je tudi, kje se odpadki odlagajo, saj odlagališče pomeni tudi veliko in trajno porabo prostora. Končni produkt degradacije odpadkov je nerazgradljiva snov in izcedne vode. Ker prva lahko vsebujejo precejšen del ogljika, odlaganje lahko pomeni neto izločanje ogljika.

4.2.2 Sežiganje (s pridobivanjem energije)

Sortirani in nesortirani komunalni odpadki se sežigajo, pri čemer pa sama struktura odpadkov vpliva na izbiro tehnologije. Ta je prilagojena kalorični vrednosti odpadkov oz. njihovi strukturi, večja odstopanja pa terjajo spremembo tehnoloških postopkov. Odpadki ob dotoku kisika zgorijo v peči. Pri tem nastanejo pepel in plini, ki gredo skozi čistilne naprave, preden se sprostijo v okolje. Energija, ki nastane pri zgorevanju plinov, je v obliki toplote, ki se dovaja v kotel. Para iz kotla se uporablja za ogrevanje ali v turbini za proizvodnjo električne energije.

Glavna ovira pri tem načinu odstranjevanja odpadkov je onesnaževanje z izpusti dušikovih in žveplovih oksidov (NO_x, SO_x in HCl) in še posebej težkih kovin in dioksinov, ki se sproščajo pri sežiganju. Te snovi so škodljive za zdravje človeka. Direktiva o sežigu odpadkov (2000/76 EC) določa natančne meje izpustov; najbolj so se zmanjšali dovoljeni izpusti dioksinov in furanov: z 2400 g v letu 1995 na 10 g v letu 2005. Določene so tudi mejne vrednosti izpustov za dioksine in furane v odpadni vodi. Večji je tudi poudarek na vplivu javnosti na odločanje o pridobitvi dovoljenja za sežigalnico. Upravljavca sežigalnice z zmogljivostjo več kot 2 t na uro mora v letnem poročilu navesti tudi urne vrednosti izpustov v zrak in vodo, te informacije pa morajo biti dostopne javnosti.

4.2.3 Tehnologije uporabe bioloških odpadkov

Biološki odpadki imajo v komunalnih odpadkih pomemben 40-odstotni delež. Hkrati pa si trajnostno naravnana politika ravnanja z njimi prizadeva za čim manjše odlaganje teh odpadkov, zato se razvijajo tehnologije ravnanja z njimi, ki jih v nadaljevanju na kratko opisujem.

4.2.3.1 Piroliza in uplinjevanje

Piroliza in uplinjevanje sta razmeroma novi metodi ravnanja s komunalnimi odpadki, čeprav se sama tehnologija kot način pridobivanja energije iz hidrokarbonatov v industriji širše uporablja.

Piroliza je postopek, s katerim z neposredno toplotno obdelavo (450–600 °C) odpadkov brez prisotnosti kisika in pod pritiskom pridobimo srednjekalorični sintezni plin. Kot input se lahko uporabijo fekalije, kmetijski odpadki, mešani organski odpadki, vključno z ostanki hrane, vrtni odpadki, papirna snov in nekatere med ločenimi odpadki. Izhodne snovi pa so plini (CO, CO₂, H₂, CH₄, C₂H₆, C₂H₄), sintezni plin (tekoči) kot aceton, acetonska kislina in metan ter zoglenel ostanek (ogljik z drugimi nerazpadlimi materiali in težkimi kovinami). Iz plina se lahko s kemičnim postopkom pridobita metilni alkohol in etanol, ki ju lahko uporabljamo kot substituta naravnemu plinu ali pa za proizvodnjo

električne energije. S hitro pirolizo (hitro segrevanje in ohlajanje) razpade manj ogljikovodikovih vezi, zato namesto plina nastane tekočina – biogorivo.

Piroliza ni zelo učinkovita tehnologija pretvorbe energije, saj je količina pridobljene energije zaradi anaerobnega procesa nižja, hkrati pa se je veliko porabi med samim procesom. Za sam proces pirolize je pomembno, da so vhodne surovine čim bolj homogene, zato je koristna tudi oprema za predobdelavo odpadkov (rezanje) ali pa se uporabijo odpadki, ki so bili že mehansko biološko obdelani.

Uplinjanje je proces, pri katerem s segrevanjem z ogljikom bogate odpadke ob nekoliko zmanjšani koncentraciji kisika pridobimo plin. Uplinjanje je priznано kot učinkovita tehnika za zmanjšanje obsega trdnih odpadkov in za pridobivanje energije (500–600 kWh/t). Z zgorevanjem nastalega plina se pridobiva energija: v parnih turbinah ali kotlovnica ali pa kot surovina za proizvodnjo metanola, hidrogena ali metilne kisline. Ta tehnologija se že več kot stoletje uporablja pri proizvodnji plina iz premoga za mestno ogrevanje. Je tudi čistejša alternativa za odstranjevanje komunalnih odpadkov od sežiganja. Ker je uplinjanje učinkovitejše in nastane samo ene vrste produkt ter ni treba dovajati visoke toplote, se bolj uporablja kot piroliza in tudi tehnika je razvitejša. Pri uplinjanju je največja težava spremenljivost in sama sestava vhodnih materialov, rešujejo pa jo z intenzivno predobdelavo odpadkov.

4.2.3.2 *Mehanska biološka obdelava*

Mehanska biološka obdelava je proces, ki pomeni optimalno uporabo snovi, ki so v mešanih odpadkih. S tem se pridobi snovi za nadaljnjo uporabo in stabilizira biološki del, zmanjša se potreba po prostoru za odlaganje, močno pa se zmanjšajo tudi izpusti plinov, ki nastanejo pri odlaganju, in izcedne vode.

Mehanska obdelava je sestavljena iz segregacije in priprave odpadkov. Najprej se odpadki prerešetajo in zrežejo oz. zdrobijo, da se odprejo vreče z odpadki, izločijo sestavine, ki bi bile lahko škodljive za nadaljnje postopke, optimizira velikost za nadaljnjo obdelavo, izločijo frakcije za biološko obdelavo, visokokalorični materiali (tekstil, papir, plastika), ki se kot gorivo uporabijo za proizvodnjo energije, in druge snovi, primerne za reciklažo. Drugo se odloži. S tem postopkom se homogenizira material, ki je namenjen za nadaljnjo obdelavo.

4.2.3.3 *Kompostiranje*

Kompostiranje je razgradnja organske snovi v stabilen humus. Proces temelji na delovanju mikroorganizmov ob zadostni prisotnosti kisika. Ker gre za aerobni proces, se sprošča tudi toplota. Postopek lahko razdelimo v tri faze:

- razkroj lahko razkroljivih organskih snovi (ogljikovi hidrati, aminokisljine) ob intenzivnem sproščanju toplote traja 2 do 5 tednov, nastane surovi kompost,
- razgradnja težko presnovljivih sestavin (celuloza, lignin, nekatere beljakovine) traja 4 do 17 tednov, nastane sveži kompost,
- sinteza novih (huminskih) snovi, pri čemer se temperatura spusti na temperaturo okolice, traja 10 do 50 tednov, dobimo zreli kompost.

Za zadovoljiv potek kompostiranja morajo biti izpolnjeni osnovni pogoji glede temperature, zraka, vlažnosti in poroznosti materiala ter razmerja med ogljikom in dušikom v biomasi. Kakovost komposta je odvisna od vrste same frakcije, njene strukture in stopnje zorenja ter od samega procesa oz. nadzora nad njim. Kakovost produkta pa določa tudi njegov morebitni trg. Cene komposta v EU se glede na njegovo kakovost in pa velikost trga gibljejo v razponu od 2 do 40 EUR/m³.

4.2.3.4 Anaerobna digestija

Anaerobna digestija je bakterijska razgradnja organske snovi v napravi (digestorju) v pogojih (relativne) odsotnosti kisika. Pri tem kot stranski produkt nastanejo plini (predvsem ogljikov dioksid in metan, ki je primeren za pridobivanje energije) in poltrdni ostanek (brozga), ki se lahko neposredno uporabi (na Švedskem, Danskem) ali pa s kompostiranjem obdelava in uporabi za pognojjevanje. Ena najpomembnejših prednosti tega postopka je velika prilagodljivost, saj je primeren za veliko vrst odpadkov, od mokrih do suhih in od bolj do manj organskih. Ta metoda se uporablja v zadnjem desetletju in v tem času so se glede na značilnosti samih odpadkov razvile različne oblike postopkov.

Čeprav velja anaerobna digestija za perspektivno obliko uporabe organskih odpadkov in je na voljo že veliko informacij, pa se razmeroma redko uporablja (le v Nemčiji, Avstriji, Belgiji in na Danskem in le v majhnem obsegu v Franciji, Španiji in Italiji). To je poleg visokih investicijskih stroškov tudi posledica tehničnih težav, s katerimi so se srečevali predelovalni obrati. Investicijski stroški so precej višji kot pri kompostiranju, deloma pa so lahko pokriti s subvencijami na proizvedeno električno energijo. Za učinkovitost postopka je zelo pomembna kakovost vhodnih snovi in s tem predhodni procesi ločevanja.

Kot vhodne snovi so za to metodo primerni ostanki hrane, fekalije, poljedelski odpadki, gojena biomasa. Pri tem postopku pa v primerjavi s kompostiranjem lignin (sestavina lesnih odpadkov) ne razpade, kar je ena glavnih omejitev. Bolj kot suhi so primerni odpadki z visoko vsebnostjo vlage, kot npr. kuhinjski odpadki in drugi biorazgradljivi odpadki, ki hkrati tudi niso primerni za kompostiranje. Ker se z anaerobno digestijo razgradijo le biološki odpadki, prisotnost vseh drugih materialov prispeva le k manjši učinkovitosti zaradi neizkoriščenosti prostora. Kakovost končnega produkta je večja tudi ob čim manjši prisotnosti strupenih snovi. Najboljša metoda za pridobitev kakovostne organske frakcije, kar bo zagotavljalo kakovostno digestijo in večjo količino bioplina, je

ločevanje odpadkov že na izvoru. Drugi način pridobivanja frakcije za digestijo pa je centralizirano ločevanje, kar pomeni mehaničen in optičen postopek ter ročno zbiranje. Vendar je pri tem zmes za digestijo manj kakovostna zaradi prisotnosti kovin in zaradi velikosti sestavin, kar lahko povzroči poškodbe na napravi in zastoje v samem procesu.

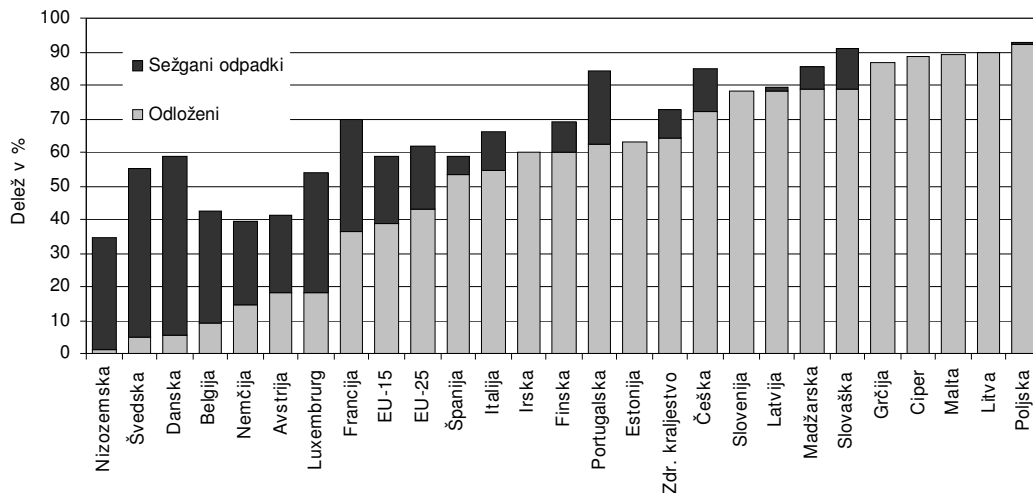
Pri anaerobni digestiji nastane v povprečju 100–200 m³ bioplina na tono organskih odpadkov, ki ga sestavlja 55–70 % metana, 30–45 % ogljikovega dioksida in tudi nekaj vodikovega sulfida. Sama količina in sestava proizvedenega plina sta močno odvisni od vhodnih snovi. Tudi energetska izkoriščenost plina se precej spreminja. Tako se pri manjših digestorjih na podeželju porabi 20 % proizvedene električne energije za sam proces, v večjih, mestnih obratih pa celo do 2/3. Bioplin se lahko uporablja tudi za segrevanje tople vode in pare v proizvodnih procesih ali kot motorno gorivo.

4.3 Ravnanje s komunalnimi odpadki v državah EU

Odlaganje je še vedno prevladujoči način ravnanja s komunalnimi odpadki v EU 25 (43 % je bilo odloženih v 2005), vendar pa se ta delež stalno zmanjšuje; najhitreje se je v zadnjih letih zmanjševal na Nizozemskem in Švedskem, ki dosegata tudi najnižja deleža odloženih odpadkov (1,4 % in 4,7 %). Manj kot 10 % komunalnih odpadkov odložijo še na Danskem in v Belgiji (gl. sliko 2). Nizek delež odloženih odpadkov te države dosegajo tudi z visokim deležem sežiganja odpadkov s pridobivanjem energije; na Švedskem in Danskem sežgejo polovico vseh nastalih odpadkov, v Luksemburgu, Franciji, Belgiji in na Nizozemskem pa tretjino. V Sloveniji se večina komunalnih odpadkov še vedno odloži; potem ko se je delež odloženih komunalnih odpadkov v zadnjih letih počasi zmanjševal, se je v letu 2005 spet povečal na 78 % oziroma 330 kg na prebivalca.

Količina sežganih komunalnih odpadkov v povprečju v EU stalno narašča (18 % v 2005), vendar predvsem v državah EU-15 (najhitreje v zadnjih letih na Švedskem), v novih članicah pa je tako ravnanje z odpadki na zelo nizki ravni. Tako je količina odloženih odpadkov na prebivalca v povprečju med starimi in novimi članicami EU praktično enaka (221 kg v 2005), pri čemer v EU-15 še sežgejo okrog 113 kg odpadkov na prebivalca, v EU-10 pa okrog 11 kg. V Sloveniji sežiganja odpadkov praktično ni.

Slika 3: Delež sežganih (s pridobivanjem energije) in odloženih komunalnih odpadkov v državah EU, v 2005 (v %)



Vir: Long-term indicators: Environment – Waste (Eurostat), 2007.

Zmanjševanje odlaganja komunalnih odpadkov omogoča tudi povečevanje *ločenega zbiranja* odpadkov in njihove reciklaže, ki se je v zadnjih desetih letih v povprečju EU podvojilo. Sistem ločenega zbiranja posameznih frakcijah odpadkov je najbolj uveljavljen v državah zahodne Evrope in v Skandinaviji. Delež ločeno zbranih komunalnih odpadkov dosega več kot 30 % na Nizozemskem, Danskem in v Nemčiji ter v skandinavskih državah. Prve tri omenjene države so s tem sistemom tudi dosegle vsaj 50-odstotno zmanjšanje količine klasično zbranih komunalnih odpadkov.

Pri tem imajo pomembno vlogo ločeno zbrani organski odpadki tudi zaradi izpolnjevanja direktive o odlaganju, ki zahteva zmanjševanje količine odloženih biorazgradljivih odpadkov. Največje količine organskih odpadkov so zbrale Danska, Nizozemska in Švedska, ki so tako od odlaganja preusmerile med 100 in 120 kg odpadkov na osebo letno. V Nemčiji, Franciji in Italiji in Estoniji se je z ločenim zbiranjem preusmerilo med 30 in 50 kg organskih odpadkov na osebo letno. V Sloveniji je ločevanje odpadkov na izvoru zaradi predelave, vključno z biološko razgradljivimi frakcijami, že predpisano s hkratno vzpostavitevijo sistema ravnanja z odpadno embalažo. Rok za ločeno zbiranje embalaže je bil leta 2004, za odpadke iz kuhinj do sredine leta 2004 in za biološke odpadke v komunalnih odpadkih do konca leta 2005 (Waste generated and treated in Europe, 2005).

Recikliranje, ki pomeni snovno izrabo in s tem trajnostno ravnanje z naravnimi viri, postaja vse pomembnejše. V Nemčiji reciklirajo več kot tretjino vseh komunalnih odpadkov. Trajnostno ravnanje z odpadki je tudi kompostiranje, ki s tega vidika v najboljših državah (Belgija, Nizozemska, Italija, Danska, Nemčija, Španija, Francija) dosega delež med 15 % in 28 % komunalnih odpadkov (prav tam).

4.3.1 Ravnanje s komunalnimi odpadki v Sloveniji

Slovenske strateške usmeritve ravnanja z odpadki so skladne s strategijo EU na področju ravnanja z odpadki. Vzpostavljenih je že nekaj sistemov ravnanja s posameznimi skupinami odpadkov (kot na primer odpadna embalaža, izrabljene avtomobilske gume, izrabljena motorna vozila, izrabljena elektro in elektronska oprema, nekatere vrste odpadkov živalskega izvora, odpadna mineralna olja, kuhinjski odpadki, odpadna jedilna olja, odpadki, ki nastajajo v gradbeništvu, nevarni odpadki). Prizadevanja za zmanjševanje nevarnostnega potenciala in ponovno uporabo odpadkov so vidna predvsem na področju posameznih vrst industrijskih odpadkov, ki nastanejo v gospodarskih procesih. Ti predstavljajo največji del vseh odpadkov (82 %), ravnanje z njimi pa je v skladu s cilji, saj se je v letu 2004 82 % teh odpadkov predelalo (Kazalci okolja ..., 2006). To je deloma posledica uveljavitve instrumentov in ukrepov, deloma pa tudi prestrukturiranja gospodarstva in povečevanja njegove mednarodne konkurenčnosti, katere dejavnik je tudi večja snovna učinkovitost. Še vedno pa ni rešeno ravnanje s komunalnimi odpadki, saj se ti zaradi neučinkovitega sistema ločenega zbiranja predvsem odlagajo.

V Sloveniji je bilo ločevanje komunalnih odpadkov na izvoru zaradi predelave, vključno z biološko razgradljivimi frakcijami, predpisano s hkratno vzpostavitvijo sistema ravnanja z odpadno embalažo. Rok za to je bilo leto 2004, za odpadke iz kuhinj do sredine leta 2004 in za biološke odpadke v komunalnih odpadkih do konca leta 2005. Pravilnik o odlaganju odpadkov v skladu s predpisi EU o odlaganju (gl. poglavje 4.2.1) določa količino biološko razgradljivih odpadkov, ki se lahko v posameznem koledarskem letu odložijo na vseh odlagališčih. Predpisuje zmanjševanje odlaganja teh odpadkov z deleža 47 % od vseh odloženih količin odpadkov v izhodiščnem letu 1995 na 16 % do leta 2013 ali 2015. O izpolnjevanju tega pravilnika še ni na voljo natančnih podatkov, saj je bila šele marca 2006 sprejeta nova Uredba o odlaganju odpadkov na odlagališčih (Uradni list RS, št. 32/06), ki predpisuje izvedbo sejalne analize za komunalne odpadke, ki jo morajo izvajati pooblaščenca za izdelavo ocene odpadkov.

Podatki SURS o odpadkih, zbranih z javnim odvozom, kažejo na postopno povečevanje količine zbrane odpadne embalaže po letu 2004. Počasi se povečuje tudi količina drugih ločeno zbranih frakcij, predvsem zaradi več ločeno zbranih organskih kuhinjskih odpadkov. Tako je delež vseh ločeno zbranih frakcij v letu 2006 dosegel vrednost 13,4 % (11 % v 2004). Pri tem je predvsem kritično, da so te količine še daleč pod mogočimi. Namreč ob dejstvu, da je po ocenah med komunalnimi odpadki približno 40 % biološko razgradljivih odpadkov in okrog 15 % embalaže, količine teh frakcij kažejo, da smo jih v letu 2006 ločeno zbrali le četrtino pri odpadni embalaži in le 15 % pri biološko razgradljivih odpadkih. Sliko še poslabša dejstvo, da je bila potem petina teh bioloških odpadkov odložena. Operativni programi na tem področju so ambiciozni, vendar dejansko stanje močno zaostaja za cilji, še posebej pri zmanjševanju odlaganja bioloških odpadkov.

Delež predelanih komunalnih odpadkov, zbranih z javnim odvozom, se je tako v letu 2006 ohranil na ravni 14,6 %, vendar pa se je hkrati ponovno povečal delež odloženih komunalnih odpadkov. Tako se je delež odloženih komunalnih odpadkov v vseh nastalih komunalnih odpadkih, ki se je do leta 2004 zniževal, ponovno povečuje in je leta 2006 dosegel že 83 %. To je zelo neugodno, saj odloženi odpadki pomenijo obremenitev okolja ter neučinkovito snovno in prostorsko rabo. V EU-15 se delež odloženih odpadkov po letu 2000 zmanjšuje in je v letu 2005 znašal 39 %.

Sedanji sistem zbiranja odpadne embalaže ne temelji na ekonomsko ustreznih rešitvah, ki bi povezovale komunalni in poslovni del nastajanja odpadne embalaže. Področje odpadne komunalne embalaže je prepuščeno lokalnim javnim službam brez vzvodov in ciljev, ki bi javne službe spodbujali, da bi zbrale več te frakcije odpadkov. Zaradi tega tudi sama gospodinjstva niso spodbujena k ločenemu zbiranju odpadne embalaže v gospodinjstvih, ki je tako prepuščeno izključno ozaveščenosti posameznikov. Odločitve v lokalnih skupnostih, kam usmeriti razvoj, so pod velikim vplivom različnih interesov, ki izrabljajo razvojno neuskkljenost pri ravnanju z odpadki na državni ravni, programsko neuskkljenost majhnih lokalnih skupnosti ter njihovo nezmožnost, da bi sistem ravnanja z odpadki organizirale in financirale same. Visoka decentraliziranost sistema lokalnih služb je dodaten dejavnik ekonomske neučinkovitosti zbiranja ločenih frakcij, saj tako niso zagotovljeni pomembni dejavniki trga sekundarnih surovin: enotna kakovost, količina in redna dobava (Oblak, 2003; MOP, 2004).

Sistemi financiranja ravnanja z odpadno embalažo so v državah EU različni, vendar večinoma temeljijo na načelu "odgovornosti proizvajalca". Tako lokalne skupnosti le zbirajo ločeno embalažo, odgovornost pa je v celoti na poslovnem sektorju (Nemčija, Avstrija) ali so lokalnim skupnostim stroški zbiranja delno ali v celotni povrnjeni (Belgija, Danska, Francija) ali pa so lokalne skupnosti odgovorne za ločeno zbiranje in prejemajo prihodke od prodaje ločeno zbranih materialov (Velika Britanija, Nizozemska). Sedanji sistem v Sloveniji pa odgovornost za onesnaževanje prelaga na potrošnika in je v segmentu komunalne odpadne embalaže pasiven (Premrl, 2004; Oblak, 2003).

Doseganje ciljev na področju predelave odpadne embalaže pomeni izziv politike na tem področju. Na podlagi direktive o embalaži (94/62/ES) bo treba v Sloveniji do leta 2007 reciklirati od 25 do 45 % mase odpadne embalaže oziroma najmanj 15 % po posameznih materialih in predelati od 50 do 65 % mase odpadne embalaže. Ta odpadna embalaža zajema vso embalažo, dano na trg, se pravi ne samo tiste, ki je komunalni odpadek. Po zadnjih podatkih Ministrstva za okolje in prostor je bilo v letu 2005 recikliranih 45,3 % odpadne embalaže in skupaj z drugimi načini predelave predelanih 47,2 % mase odpadne embalaže.¹⁶ Tako je predvsem precejšnje odstopanje pri doseganju cilja drugih načinov predelave, nova direktiva pa postavlja še višje cilje, ki jih bo treba dosegati že v letu 2012 (60 % predelave in 55 % do 80 % reciklaže). V letu 2006 je bila v Sloveniji uvedena

¹⁶ <http://www.ec.europa.eu/environment/waste/packaging/data.htm>

okoljska dajatev za onesnaževanje okolja zaradi nastajanja odpadne embalaže, vendar le zato, da se vzpostavi evidenca, ne pa kot ekonomski instrument politike varstva okolja. Z evidencami se učinkovit sistem ravnanja s temi odpadki šele vzpostavlja. Področje odpadkov je tako še vedno velik izziv okoljske politike. Ta mora biti osredotočena na povečevanje količine ločeno zbranih frakcij, ki je pogoj za učinkovito ravnanje odpadkov, naravnano v smeri trajnostnega razvoja.

4.4 Eksterni stroški sežiganja in odlaganja odpadkov

V tem poglavju predstavljam izsledke in okvirno metodologijo študij, ki so ekonomsko ovrednotile eksterne stroške nastale pri sežiganju in pri odlaganju odpadkov. Ker sta ekonomsko vrednotenje eksternih stroškov in tudi sama dejavnost ravnanja z odpadki razmeroma slabo razvita, teh študij ni veliko.

4.4.1 Ekonomsko vrednotenje eksternalij sežiganja odpadkov

V tem poglavju bom predstavila pregled obstoječih študij in raziskav o eksternih stroških oz. eksternalijah sežiganja odpadkov. Na kratko bom predstavila tehnike vrednotenja, iz katerih izhajajo ocene teh stroškov v vsaki študiji. Vendar je treba upoštevati, da niso vse eksternalije enakovredno analizirane; bolj so proučeni učinki izpustov v zrak, učinki izpustov v vodo in zemljo pa so še slabo raziskani.

4.4.1.1 Eksterni stroški izpustov v zrak

V študiji *Study on Health Risks of Air Pollution of Incinerators* (Rabl et al., 1998; po EC, 2000; študija 1 v spodnji tabeli) so ovrednoteni le vplivi izpustov v zrak iz sežigalnic odpadkov na zdravje, pri čemer so vrednosti učinkov težkih kovin in dioksinov prenesene iz drugih virov. Vrednotenje smrtnosti izhaja iz vrednosti izgubljenih let življenja in vrednosti statističnega življenja, pridobljene na podlagi WTP in WTA, ocena učinkov na zdravje pa iz stroškov hospitalizacije, zdravljenja, zmanjšane delovne aktivnosti in urgentnih posredovanj. Stroški vplivov na okolje niso zajeti. Ocenjena je tudi občutljivost rezultatov na spremenjeno predpostavko podeželskega oz. urbanega okolja in višine dimnika. Ob predpostavki doseganja zahtevanih najvišjih dovoljenih izpustov pri sežiganju odpadkov, veljavnih v letu 1994, je bila za leto 1998 ocenjena vrednost stroškov zaradi učinkov na zdravje 1 tone sežganih odpadkov 12,3 ECU.

V študiji *Economic Evaluation of the Draft Incineration Directive* (EC, 1996; po EC, 2000; študija 2), ki je bila narejena pri pripravi direktive o sežiganju odpadkov, so poleg učinkov na zdravje in obolelost ovrednoteni tudi učinki na pridelek in poškodbe zgradb (učinek SO₂ in NO_x). Izračun je narejen na primeru Nemčije in potem za oceno

senzitivnosti še za Združeno kraljestvo. Za Združeno kraljestvo so bili upoštevani nižji učinki dioksinov manjših dovoljenih izpustov, vendar zaradi na splošno nizkih količin dioksinov razlika ni velika.

V študiji *Environmental costs of different types of wastes* (ECON, 1995; študija 3) so ovrednoteni učinki na zdravje in okolje glavnih izpustov v zrak (CO_2 , NO_x , SO_2 , VOC). Vrednosti učinkov na zdravje izhajajo iz vrednosti statističnega življenja, vrednosti delovnih ur, stroškov bolezni in hospitalizacije. Tako kot študija *Assesing the Impacts of Production and Disposal of Packaging and Public Policy Measures to Alter Its Mix* (Tellus Institute, 1992) tudi ta pri težkih kovinah in toksičnih snoveh učinke ocenjuje prek stroškov nadzora. Predpostavlja, da so stroški nadzora približek stroškov škode oz. da so standardi oz. regulacija, ki si jih družba postavlja, nekakšno soglasje glede učinkov. Tako naj bi stroški nadzora predstavljali oceno za WTP ali WTA, kar pa je sporno, zato ti rezultati niso prenosljivi. Za snovi, za katere stroški nadzora niso znani, jih oceni glede na rang učinkov na zdravje in okolje. Študija ne daje ocen senzitivnosti glede na izpostavljenost (urbano-podeželsko okolje; učinki primarnih onesnaževalcev naj bi bili 10-krat večji v urbanem okolju zaradi večjega števila izpostavljenega prebivalstva; vplivi so različni tudi glede na lokalne značilnosti naravnega okolja). Eksterne stroške ocenjuje po posamezni materialih odpadkov, ne pa agregatno za povprečno strukturo odpadkov.

V študiji *Cost-Benefit analysis of the Different Municipal Solid Waste Management Systems: Objectives and Instruments for the Year 2000* (EC, 1996; študija 4) so ocenjeni učinki na podlagi količinske tehnike, stroškov zmanjšanja onesnaženja, kontingenčne tehnike in tehnike spremenjenega obnašanja. Uporabljen je tudi prenos ocen iz drugih študij. Učinki pa zajemajo vplive na zdravje in okolje (gozd, pridelek, zgradbe, vodo, segrevanje ozračja). Ocene so narejene za posamezne države EU-12 glede na različne tehnike sežiganja, strukture odpadkov in različne WTP (zaradi različnih stopenj dohodka in različne elastičnosti povpraševanja po kakovosti okolja). Tako so rezultati ocen učinkov glede izpustov SO_2 in NO_x nekoliko različni po državah, medtem ko so ocene učinkov izpustov CO, CO_2 , N_2O zaradi globalnega učinka enake. Učinki dioksinov zaradi zelo različnih stališč glede vplivov te snovi niso ocenjeni.

Tabela 5: Povzetek ocen učinkov izpustov v zrak v različnih študijah (EUR/kg izpusta)

	Študija 1	Študija 2	Študija 3	Študija 4
CO ₂	-	-	0,04	0,004
PM10 – trdni delci	13,6	28,7	20,5	9,5-12,8
SO ₂	12,2	7,3	2,1	3,1-7,3
NO _x	18,05	18,34	6,0	2,5-4,3
VOC – vnetljive organske	0,7	2,53	1,4	-
CO	0,00207	-	-	0,007
As	150	999	1015735	-
Cd	18,3	81,4	125370	-
Cr VI	123	819	200642	-
Ni	2,53	16,8	101549	-
dioksini	16300000	2000000	713175937	-
Pb	-	-	34627	-
Hg	-	-	25909	-
DCl	-	-	6,1	-
HF	-	-	2210	-

Vir: A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste (European Commission, 2000).

Če povzamemo, študija 1 zajema le učinke na zdravje, ki sicer prevladujejo tudi v drugih študijah. Študiji 1 in 2 ocenjujeta precej višje stroške NO_x, študija 1 višje tudi stroške SO₂, študija 2 pa višje stroške trdnih delcev (PM). Za razlike ni enostavne razlage, v vseh študijah pa je učinek CO zanemarljiv. Učinki težkih kovin so precej višji v študiji 3, vendar je v tej študiji vprašljiva metoda, ki temelji na indeksih učinkov na zdravje. Stroški zaradi toplogrednih učinkov CO₂ so ocenjeni le v tretji in četrti študiji, njuna razlika pa kaže še večjo negotovost ocene stroškov globalnega segrevanja kot ocene učinkov drugih onesnaževal.

4.4.1.2 Eksterni stroški izpustov v vodo in zemljo

Obstajata dve vrsti tekočih izpustov kot posledica sežiganja, ki imata eksterne učinke: ene so posledica odloženih trdnih ostankov, ki se emitirajo v zemljo, druge pa so odpadne vode, ki se izlivajo v kanalizacijo. O odpadnih vodah je na voljo še manj podatkov kot o trdnih ostankih in v tej analizi niso obravnavane. Odpadne vode so sicer nadzorovane in morajo ustrezati predpisom, njihovi učinki pa so s takso za obremenjevanje vode že internalizirani v ceni storitev komunalnih služb, ki upravljajo z vodnimi sistemi.

S sežigom se prostornina odpadkov zmanjša za 90 do 95 %, njihova teža po sežigu pa dosega 25 do 30 % prvotne teže. Iz ostankov se lahko izločajo v zemljo težke kovine in toksini. Z zaščitno plastjo je to na odlagališčih preprečeno, vendar lahko do tega po mnenju nekaterih strokovnjakov pride v daljšem časovnem obdobju. Ocene teh učinkov so zelo redke, nobena študija pa ne temelji na oceni stroškov škode. V študiji 3 so ti eksterni stroški ocenjeni na podlagi stroškov nadzora. V študiji 2 so ocenjeni z vidika stroškov odstranjevanja oz. zmanjšanja onesnaženja, ki pa ne izhajajo iz preferenc posameznika oz. iz metode WTP ali WTA. Tako ocenjena vrednost eksternih stroškov izpustov v zemljo je

na ravni 1,3 EUR/tono odloženih odpadkov, pri čemer se predpostavlja, da so ti stroški enaki kot pri odloženih odpadkih na klasičnem odlagališču. Sama študija ugotavlja, da je velika verjetnost, da so ti stroški precenjeni. Dejstvo je, da je bila ocena narejena za stara odlagališča, ki so bila tehnično slabše opremljena. Zato je za grobo oceno teh eksternalij najprimerneje upoštevati, da se približno 30 % odpadkov, ki so sežgani, odloži, in da je ocena stroška izpustov v zemljo in vodo precenjena.

Zanesljivejša ocena eksternih stroškov izpustov v zemljo in vodo za zdaj ni mogoča, ker ni na voljo izsledkov, ki bi bili dovolj konsistentni, poleg tega so ti stroški odvisni od tehnologije sežiganja in odlaganja, na oceno pa seveda vpliva tudi različna pripravljenost za plačilo za kakovost okolja po državah.

4.4.1.3 Drugi eksterni stroški

Sežiganje odpadkov ima še nekaj drugih vplivov, predvsem na lokalno okolje, kot so povečanje hrupa, smradu, privlačnosti okolice, prometa. Ti učinki neugodja so bili ocenjeni le v eni študiji, vendar pa ne za države EU, zato za zdaj ocena oz. prenos ocene teh stroškov ni mogoč. Prav tako ni jasne razlike med stroški neugodja nastalimi pri sežiganju in pri odlaganju; upoštevana je kar enaka vrednost. Ti stroški so predstavljeni v poglavju o odlaganju odpadkov (4.4.2.3).

4.4.1.4 Eksterne koristi sežiganja

S sežiganjem odpadkov se pridobiva energija in nadomeščanje druge energije oz. onesnaževanja, ki bi nastalo s pridobivanjem energije iz drugih virov, pomeni eksterne koristi sežiganja. Pri tem pa je zelo pomembno vprašanje, iz katerih virov je nadomeščena energija. Če je to energija, pridobljena iz vetrnih elektrarn, ki praktično ne povzročajo izpustov onesnaževal, je ta korist skoraj nič. Če pa se nadomešča energija, pridobljena iz premoga ali drugih fosilnih goriv, korist predstavlja neto zmanjšanje izpustov CO₂, CO, SO₂, NO_x in trdnih delcev.

Energija, pridobljena s sežiganjem, je lahko v obliki elektrike in toplote. Ta energija sama ni eksternaliteta, ker predstavlja vrednost, ki je vključena v poslovne prihodke sežiganja in je upoštevana pri sami ceni sežiga. Prihodek od prodane energije je poslovna korist sežiganja.

Za oceno vrednosti eksternih koristi je treba določiti mejne vire električne energije in toplote. V mnogih študijah se predpostavlja, da je to energija, pridobljena iz premoga, ki predstavlja še vedno pomemben delež v virih proizvodnje primarne energije, v študiji 4 pa so predpostavili povprečje goriv v EU. O tem obstajajo še drugačna stališča, ki zagovarjajo, da mora nadomeščena energija predstavljati nove, dodatne vire energije. Vrednosti teh eksternih koristi, kot jih izračunava Evropska komisija (EC, 2000), so predstavljene v naslednjem poglavju o odlaganju odpadkov (ker gre pri sežiganju in

odlaganju odpadkov za enake vrednosti), kjer je kot nadomeščena energija upoštevana energija, pridobljena iz premoga.

S sežiganjem nastane usedli prah oz. ostanki, nastali pri zgorevanju, ki se lahko uporabljajo v gradbeništvu. Ker se ta material lahko proda, predstavlja poslovne koristi, ki pa so verjetno zelo nizke. Eksterne koristi rabe teh ostankov bi bile v obliki zmanjšanja eksternih stroškov pridobivanja železove rude in aluminija, vendar v tej analizi niso upoštevane.

4.4.2 Ekonomsko vrednotenje eksternalij odlaganja odpadkov

4.4.2.1 Eksterni stroški izpustov v zrak

V študiji *Externalities from Landfill and Incineration* (CSERGE et al., 1993; študija 1 v spodnji tabeli) so ovrednoteni toplogredni učinki plinov CO₂ in CH₄. S prenosom ocen in glede na scenarije IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, 1992) je z modelom ovrednotena gospodarska škoda, povzročena s segrevanjem ozračja. Rezultati so podani v intervalu v skladu s porazdelitvijo verjetnosti.

V študiji *Environmental Costs of Different Types of Waste* (ECON, 1995; študija 2) ocena stroškov CO₂ izhaja iz davka na CO₂ na Norveškem (iz davka na motorna goriva, ki je dvakrat višji kot davek na CO₂ na Norveškem v povprečju), stroški CH₄ pa so izpeljani iz stroškov CO₂ v razmerju toplogrednih učinkov med tema dvema plinoma.¹⁷ Stroški hlapnih ogljikovodikov (VOC) so ocenjeni na podlagi stroškov njihovega zmanjšanja. Stroški VC (vinilkloridov, ki sicer spadajo med hlapljive ogljikovodike) so prenešeni iz druge študije (Tellus), v kateri ocena izhaja iz stroškov nadzora. Le stroški NO_x so ovrednoteni na podlagi količinske tehnike produkcijske funkcije, ki vključuje učinke na zdravje in učinke zakislevanja. Tako so izsledki prenosljivi le za oceno stroškov NO_x.

V študiji *Cost-Benefit Analysis of the Different Municipal Solid Waste Management Systems: Objectives and Instruments for the Year 2000* (EC, 1996; študija 3) so vrednosti učinkov toplogrednih plinov dobljene s prenosom ocen, ki temeljijo na oceni škode globalnega segrevanja na podlagi količinske tehnike vrednotenja.

Tabela 6: Povzetek ocen učinkov izpustov v zrak v različnih študijah (EUR/kg izpusta)

	Študija 1	Študija 2	Študija 3
CO ₂	0,002–0,015	0,042	0,004
CH ₄	0,053–0,2375	2,223	0,086
VOC	–	1,351	–
N ₂ O	–	–	1,469
VC	–	257,863	–
NO _x	–	6,017	–

Vir: A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste (European Commission, 2000).

Če povzamemo, študiji 1 in 3 temeljita na prenosu ocene iz iste študije, zato so tudi ocene podobne. Metodologija študije 2 pa je vprašljiva, ker izhaja iz davka na izpuste CO₂, ki pa nujno ne kaže povzročene škode in so zato rezultati nezanesljivi. Študija 2 predpostavlja tudi precej večji toplogredni potencial za CH₄, zato so tudi relativne vrednosti za ta plin višje. V študiji 2 je sporna tudi metodologija ocene stroškov za vnetljive pline.

4.4.2.2 Eksterni stroški izpustov v zemljo in podtalnico

Zelo malo je študij, ki ekonomsko ovrednotijo izpuste v zemljo in podtalnico nastale zaradi odloženih odpadkov. Ocene večinoma temeljijo na stroških nadzora in le redke izhajajo iz učinkov škode. Vrednosti v študiji 1 v spodnji tabeli temeljijo na stroških čiščenja oz. zmanjšanja onesnaževanja, v študiji 2 na mejnih stroških škode, ki zajema le vplive na zdravje in smrtnost, v študiji 3 pa na stroških nadzora in učinkih na zdravje in okolje.

V študiji *Externalities from Landfill and Incineration* (CSERGE, 1993; študija 1 v spodnji tabeli) so učinki izpustov v zemljo in podtalnico ocenjeni s stroški čiščenja oz. stroški zmanjšanja onesnaženja. Ta ocena temelji na stroških ob morebitni nesreči in tako ne kaže dejanskih stroškov škode, povzročene z izpusti v zemljo in vodo. Verjetnost nesreče je ocenjena glede na porazdelitev verjetnosti v 30-letnem obdobju. Ker je upravljavec odlagališča do neke mere odgovoren za nesrečo, so ti stroški že internalizirani. Pri novih odlagališčih so zaradi boljše opremljenosti in nadzora nad izpusti ti stroški enaki nič.

V študiji *Waste Not, Want Not: the Private and Social Costs of Waste-to-Energy Production* (Miranda and Hale, 1997; po EC, 2000; študija 2) ocenjeni stroški izvirajo iz ocene mejne škode, ki jo povzroči izpust; pod predpostavko, da gre 30 % vseh izpustov neposredno v zemljo in podtalnico, in da jih nekaj še uide skozi plast, ki sicer zadrži 70 % teh izpustov. Ocenjeni so vplivi na zdravje in smrtnost; tudi s prenosom ocen iz drugih študij. Ocena je agregatna (ne za posamezno snov) in za ameriška odlagališča.

V študiji *Environmental costs of different types of waste* (ECON, 1995; študija 3) so eksterni stroški izpustov v zemljo in podtalnico ocenjeni na podlagi stroškov nadzora in

¹⁷ V tej študiji je upoštevan večji toplogredni učinek metana kot v drugih dveh študijah: metan ima 62-krat v dvajsetih letih in 24,5-krat v 100 letih večji toplogredni učinek od CO₂.

učinkov na zdravje in okolje. Vpliv različnih snovi je razvrščen glede na različno stopnjo škodljivosti, ta pa je opredeljena glede na učinke na zdravje in tudi na celoten ekosistem. Učinki na zdravje so ocenjeni z metodo statističnega življenja in vrednosti dela oz. hospitalizacije. Zaradi zapletenosti metodologije rezultati niso popolnoma zanesljivi. Rezultati so najbolj občutljivi na predpostavko lokacije odlagališča (podeželsko-urbano okolje); zaradi različnega števila ljudi, ki so izpostavljeni nevarnim učinkom izpustov, vendar pa je v študiji prevzeta izpostavljenost iz drugih študij.

Tabela 7: Povzetek rezultatov ocen stroškov izpustov v zemljo in vodo (v EUR)

	Študija 1 (na tono odloženih odpadkov)	Študija 2 (na tono odloženih odpadkov)	Študija 3 (na kg izpusta v vodo)	Študija 3 (na kg izpusta v zemljo)
Izcedne vode	0,77	0–1,09	–	–
Svinec	–	–	178	5
Kadmij	–	–	622	1514
Živo srebro	–	–	1022	37
Dioksin	–	–	62824889	n. p.
Antimon	–	–	121366	121366
Arzen	–	–	308	12
Barij	–	–	31	37
Berilij	–	–	44928	44928
Baker	–	–	5	1
Krom	–	–	17479	320
Nikelj	–	–	12	4
Selen	–	–	16125	16125
Cink	–	–	1	1

Vir: A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste (European Commission, 2000).

Eksterni stroški so kljub različnim metodologijama v študiji 1 in 2 približno enaki, kar nakazuje, da je srednja vrednost teh dveh ocen lahko dovolj dober približek vrednosti eksternih stroškov izpustov v zemljo in vodo. Izsledki študije 3 pa zaradi metodologije in različnih enot, v katerih so izraženi, niso neposredno primerljivi.

Učinki izcednih vod so še premalo raziskani, zato bi bile potrebne nadaljnje raziskave in ocene, ki bi temeljile na količinski tehniki. Dokler pa učinki niso dovolj znani, se lahko kot alternativa oceni eksternih stroškov uporabi tehnika stroškov čiščenja oz. zmanjšanja onesnaženja, čeprav ta ne izraža WTP oz. stroškov škode in je zato le približek vrednosti.

4.4.2.3 Eksterni stroški zaradi neugodja

Neugodje zaradi bližine odlagališča pomeni negativne vplive smradu, mrčesa, ptičev, hrupa, prometa in vizualnosti oz. zmanjšanja privlačnosti okolja. V primerjavi z drugimi vplivi, ki jih ocenjujemo, ti temeljijo na zaznavanju in ne na materialnih oz. fizičnih učinkih. Dejstvo pa je, da je neugodje močno povezano tudi z učinki na zdravje (npr. regulacija kakovosti zraka vpliva na zdravje in samo kakovost oz. privlačnost okolja), zato je obe vrsti učinkov težko razmejiti.

Eksterni stroški zaradi odlagališč v obliki neugodja so obravnavani v kar nekaj študijah za ZDA, na ravni EU pa le v dveh, med katerima pa izsledki niso neposredno primerljivi. Ena je poskusna študija za Veliko Britanijo (Garrod in Willis, 1998) in druga, ki obravnava eksterne stroške energije (ExternE, 1995). Za ZDA je bila narejena ocena teh učinkov na podlagi pregleda več študij (Brisson in Perce, 1998).

Prva študija *Estimating Lost Amenity Due to Landfill Waste Disposal* (Garrod in Willis, 1998; po EC, 2000) temelji na metodi izraženih preferenc oz. kontingentni metodi. Raziskava je bila narejena za že delujoča odlagališča, kar pomeni, da ljudi, ki živijo v bližini, to ne moti oz. so se verjetno navadili na objektivne okoliščine, kar se kaže tudi na njihovi nizki WTP za zmanjšanje vplivov odlagališča. Iz tega lahko izhaja, da bi bila verjetno WTP večja za odlagališča, ki bi se na novo odpirala, da pa bi se tudi ta zmanjševala, ker se ljudje nanje navadijo.

V študiji so analizirali WTP za zmanjšanje hrupa, smradu in prahu oz. smeti, ki jih raznaša veter. Izsledki so pokazali, da preference za zmanjšanje hrupa niso značilne. Tudi za zmanjšanje neugodja zaradi smradu in raznašanja smeti jih večina ni bila pripravljena plačati za kakršno koli izboljšanje, le nekaj od vprašanih pa bi jih plačalo majhen znesek: mejna WTP za zmanjšanje števila dni izpostavljenosti neugodju zaradi raznašanja prahu in smeti je bila v višini 0,11 do 0,17 funta na dan; za zmanjšanje števila dni, ko je moteč smrad zaradi odlagališča, pa 0,9 do 0,14 funta na dan. Če to prevedemo, bi bilo gospodinjstvo za zmanjšanje učinkov neugodja zaradi hrupa in raznašanja smeti za 50 dni na leto pripravljeno plačati 13 funtov (cene 1997). To kaže, da je mejni WTP za zmanjšanje učinkov neugodja nizek oz. da so učinki neugodja zanemarljivi. Avtorji ocenjujejo, da je rezultat posledica tega, da so se ocenjevala že dolgo delujoča odlagališča; ljudje so se nanje že navadili oz. so njihovo bližino že upoštevali, ko so se priselili.

V okviru študije *ExternE* (EC, 1995; po EC, 2000) je bila tudi raziskava *The Evaluation of Disamenities of Waste Disposal Site*, pri kateri je bil z metodo hedonskih cen za primer Italije ocenjen učinek neugodja zaradi bližine odlagališča. Na podlagi dejanskih cen nepremičnin (vendar je bil vzorec majhen – le podatki ene nepremičninske agencije) in oddaljenosti odlagališča je bil z linearno regresijo določen WTP za zmanjšanje učinkov neugodja zaradi odlagališča: v povprečju se je cena nepremičnine na območju, na katerem

se čutijo negativni učinki odlagališča, zmanjšala za 2,8 %. Ob predpostavki konkretne velikosti odlagališča je to pomenilo približno 13,2 EUR na tono odpadkov.

V študiji *Literature Survey of Hedonic Prices Studies of Landfill Disamenities* (Brisson in Pearce, 1998; po EC, 2000) so prikazani izsledki raziskav učinkov neugodja zaradi odlagališč v ZDA. Avtorja sta na podlagi študij, ki z metodo hedonskih cen proučujejo vpliv odlagališč na cene nepremičnin, prišla do grobe ocene, da bližina odlagališča vpliva na cene nepremičnine, in sicer se ta viša za 5 do 8 % na vsako miljo od odlagališča v razdalji do 4 milj. Z regresijsko analizo sta ugotovila, da je največji učinek na ceno nepremičnine 12,8 % v neposredni bližini odlagališča in da se ta učinek manjša, dokler ne doseže 0 pri 3,4 milje od odlagališča. Ta ocena je po mnenju avtorjev skladna z oceno na podlagi študij, ki so učinke neugodja proučevale s kontingenčno metodo. Povprečen WTP je bil ocenjen na ravni 250 ameriških dolarjev na leto, kar je enakovredno 3-odstotnemu zmanjšanju cene nepremičnine¹⁸ (pri metodi hedonskih cen v povprečju 3,8 %).

Pri prenosu ocen učinkov neugodja je treba upoštevati, da so predvsem za ZDA študije precej stare (5 do 20 let) in da se želja po čistem okolju v času povečuje. Treba je upoštevati tudi razlike med regijami oz. državami, zato je prenos ocen WTP za ZDA v evropsko okolje vprašljiv. Poleg tega WTP lahko vključuje tudi druge učinke, npr. na zdravje, zato bi bilo boljše za prenos ocene v drugo okolje upoštevati vrednost učinkov posameznih lastnosti (smrad, hrup, promet...). Te je mogoče oceniti z metodo hipotetičnih trgov oz. kontingenčno metodo. Take raziskave so potrebne na ravni EU in posamezno za različne države.

4.4.2.4 Eksterne koristi odlaganja

Eksterne koristi nastanejo zaradi zmanjšanja izpustov zaradi nadomeščanja drugih virov energije (enako kot pri sežigu; gl. poglavje 4.4.1). Druge koristi bi bile lahko v obliki regeneracije zemlje, vendar o tem ni podatkov, odvisno pa je tudi, kdo je lastnik zemljišča. Če se nekdanje odlagališče proda oz. je na javno razpolago, gre za eksterne koristi. Če pa ostane prazno, koristi ne nastanejo. Prav tako, če odlagališče ostane v lasti upravljavca odlagališča, lahko pride le do internih koristi.

4.4.3 Primeri izračunov eksternalij ravnanja z odpadki

V nadaljevanju so na podlagi študije Evropske komisije *Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste* (EC, 2000) predstavljeni primeri ovrednotenja eksternih stroškov odlaganja in sežiganja odpadkov za različne tipične scenarije uporabe zastarele in sodobne tehnologije ravnanja z odpadki. Eksterni stroški zajemajo učinke toplogrednih plinov, drugih tipičnih onesnaževal zraka,

učinke izpustov v vodo in učinke neugodja. Niso pa upoštevani eksterni stroški zaradi prevoza odpadkov na odlagališča oz. v sežigalnice. Preračuni upoštevajo tudi eksterne koristi, ki nastanejo z uporabo energije, pridobljene iz odpadkov. Eksterni stroški so mejni, razen za učinke neugodja, pri katerih so povprečni (mejni so enaki nič).

Ocene temeljijo na določenih predpostavkah o izpustih, izsledki pa imajo visoko stopnjo negotovosti, še posebej glede izpustov, za katere niso predpisane dovoljene mejne vrednosti. Rezultati so zato prikazani v obliki ranga. Poleg tega zaradi nezanesljivosti ocen niso zajeti vsi izpusti, izpusti v vodo in zemljo pa so obravnavani skupaj.

4.4.3.1 Sežiganje odpadkov

Predpostavljeni so trije scenariji uporabe različnih tehnologij:

S 1: Obrat za sežiganje ustreza zahtevanim standardom direktive o sežiganju odpadkov. S predelavo odpadkov se pridobiva energija v obliki električne energije in toplote, kar pomeni visok delež nadomeščene energije (predpostavljen 83-odstotni delež).

S 2: Obrat za sežiganje ustreza zahtevanim standardom direktive o sežiganju odpadkov. S predelavo odpadkov se pridobiva energija le v obliki električne energije, kar pomeni manjši delež nadomeščene energije (predpostavljen 25-odstotni delež).

S 3: Obrat za sežiganje ne izpolnjuje zahtevanih standardov. S sežiganjem se energija ne pridobiva.

Predpostavljen vir električne in toplotne energije, ki je nadomeščena z energijo, pridobljeno s sežiganjem, je energija premoga iz termoelektrarn. Vrednosti izpustov za termoelektrarne so izpeljane iz celotnega cikla obratovanja, zato so pri njih upoštevani tudi izpusti, nastali z izkopavanjem in prevozom samega goriva. V izračunu za sežiganje pa eksterni stroški prevoza niso zajeti, zato so koristi sežiganja lahko precenjene. Vendar ta učinek ni velik, saj večji delež izpustov iz termoelektrarn nastane pri dejanskem obratovanju.

Pri sežigu nastajajo tudi odplake, ki se odvajajo v kanalizacijo. Eksterni stroški, ki jih povzročajo učinki teh odplak, v izračunu niso vključeni. Navadno služba, ki opravlja storitve odvajanja odpadnih vod, zaračunava takse za obremenjevanje voda. Če je višina te takse enaka zunanjim stroškom zaradi onesnaževanja vode, je tako eksternaliteta že internalizirana v ceni, sicer pa odpadna voda še vedno pomeni zunanji strošek za družbo.

V vseh treh scenarijih je predpostavljeno, da po sežigu odpadkov ostane 30 % njihove teže kot trdni ostanek, ki ga je treba odložiti. Zato je treba upoštevati tudi zunanje stroške odlaganja teh ostankov.

¹⁸ Sedanja vrednost plačil v višini 250 ameriških dolarjev v 30-letnem obdobju ob predpostavki diskontne stopnje 10 % in vrednosti nepremičnine 80.000 ameriških dolarjev je 2350 ameriških dolarjev, kar je 3 % vrednosti nepremičnine.

Tabela 8: Eksterni stroški sežiganja odpadkov (EUR/tono sežganih odpadkov)¹

Učinek	S 1	S 2	S 3
Globalno segrevanje	0,8 (0,5–1,0)	0,8 (0,5–1,0)	0,8 (0,5–1,0)
Škoda zaradi onesnaženja zraka ²	20 (5–27)	50 (15–72)	69 (20–108)
Škoda zaradi izpustov v tla	0 (0–0,3)	0 (0–0,3)	0 (0–0,3)
Neugodje	8 (4–14)	8 (4–14)	8 (4–14)
Skupaj eksterni stroški	28 (10–43)	58 (20–88)	77 (25–124)
Zmanjšanje onesnaževanja zaradi nadomeščanja energije ²	-71 (-115 – -19)	-21 (-29– -4)	0 (-)
Neto eksterni stroški	-43 (-72 – -9)	37 (16–84)	77 (25–124)

Opombe: 1) Prikazane so najboljša ocena, spodnja in zgornja vrednost. Spodnja ocena ranga je izračunana iz najnižjih ocen izpustov, zgornja iz najvišjih, kar preceni velikost intervala. Vendar je pri oceni eksternih koristi uporabljen enak pristop, kar ima nasprotni učinek. 2) Zajeti so predvsem učinki NO_x in SO₂.

Vir: A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste (European Commission, 2000).

Kot je razvidno iz tabele največje eksterne stroške sežiganja odpadkov povzroča onesnažen zrak, na drugem mestu pa posledice neugodja zaradi bližine sežigalnice. Scenarij 1 z najsodobnejšo tehnologijo povzroča najnižje in scenarij 3 z zastarelo tehnologijo najvišje eksterne stroške.

Z uporabo energije, pridobljene s sežiganjem odpadkov, se dosega eksterne koristi, kar ima pomembne učinke na neto eksterne stroške. Pri prvem scenariju, pri katerem se izrablja maksimalen delež energije odpadkov, se s sežiganjem dosega neto eksterne koristi. Vendar pa bi se, če bi se s proizvedeno energijo nadomeščala le električna energija (in ne toplotna), že izkazali neto eksterni stroški. Poleg tega je nadomeščanje toplote, pridobljene iz premoga, v prihodnosti manj realno, zato bodo v nadaljevanju predstavljeni izračuni še za druge nadomeščene vire energije. Scenarij 2 izkazuje višje eksterne stroške, ki ne odtehtajo eksternih koristi, doseženih s proizvodnjo električne energije. Tako se s sežiganjem odpadkov v taki sežigalnici dosega neto eksterni stroški. V scenariju 3 sežigalnica, ki ne izpolnjuje zahtevanih standardov, povzroča neto zunanje stroške.

Stroški zaradi neugodja pomenijo precejšen delež eksternih stroškov, vendar je treba upoštevati nekaj dejstev, ki sem jih predstavila tudi v prejšnjem poglavju (4.4.2.3). Prvič, upoštevani stroški so povzeti iz ameriških študij, ker ni primernih evropskih ocen, zato je ustreznost teh podatkov za evropske razmere vprašljiva. Drugič, ocena neugodja lahko zajema tudi del drugih eksternalij, npr. neugodne učinke na zdravje zaradi onesnaženja zraka, ki so že zajeti v eksternih stroških izpustov v zrak. V takem primeru je vrednost učinkov neugodja precenjena. Tretjič, izračun stroškov zaradi neugodja izhaja iz mnogih predpostavk, kot so cena nepremičnine, gostota naseljenosti na območju okrog sežigalnice oz. odlagališča, velikost oz. zmogljivosti sežigalnice, odlagališča. Poleg tega je predpostavljeno, da so učinki neugodja enaki za bližino sežigalnic in odlagališč, različna

vrednost tega stroška pa je posledica preračuna na količino odpadkov,¹⁹ kar spet ni povsem realno, saj je učinek neugodja bolj ali manj neodvisen od velikosti sežigalnice oz. odlagališča.

Predpostavka nadomeščanja energije iz premoga pomeni večje eksterne koristi zaradi zmanjšanja izpustov kot pri nadomeščanju drugih fosilnih virov energije. Zato je za oceno občutljivosti izračuna uporabljena še predpostavka nadomeščanja energije, pridobljene iz nafte. Pri tem ocene izpustov, nastalih zaradi pridobivanja električne energije iz tekočih fosilnih goriv, nasprotno kot pri premogu zajemajo le izpuste, nastale pri obratovanju (brez učinkov transporta). Pri nadomeščanju toplote je predpostavka, da toplota, pridobljena s sežiganjem, nadomešča toploto, pridobljeno s kurilnim oljem – nafto, verjetnejša. Tako je kombinacija obeh scenarijev, nadomeščanja električne energije proizvedene iz premoga v termoelektrarnah in toplote iz kurilnega olja v toplarnah, najrealnejša.

V spodnji tabeli so izračuni za alternativni primer, ko je s pridobljeno energijo s sežiganjem odpadkov nadomeščena energija nafte namesto premoga. Eksterne koristi so v tem primeru nižje predvsem zaradi manjše onesnaženosti zraka. To v končnem izračunu pomeni višje neto eksterne stroške kot ob predpostavki nadomeščanja energije premoga (tabela 8). V scenariju 1 se skupaj sicer še dosegajo neto eksterne koristi, ki pa so precej nižje kot v primeru nadomeščanja energije premoga.

Tabela 9: Eksterni stroški sežiganja odpadkov z nafto kot virom nadomeščene energije (EUR/tono sežganih odpadkov)

Učinek	S 1	S 2	S 3
Skupaj eksterni stroški	28	58	77
Zmanjšanje onesnaženja zaradi nadomeščanja energije	-37	-14	0
Neto eksterni stroški	-9	44	77

Vir: A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste (European Commission, 2000).

V teh izračunih je med najspornejšimi ocena stroškov zaradi izpustov v vodo in zemljo, ki nastanejo s pronicanjem. Ocena vrednosti teh stroškov je zelo nizka, zanemarljiva, pridobljena na podlagi zelo majhnega števila študij, ki to proučujejo. Poleg tega vrednosti izhajajo iz stroškov čiščenja in so zato verjetno podcenjeni. Pri odlaganju odpadkov so ti stroški nekoliko bolj poudarjeni.

¹⁹ Za odlagališče 100.000 ton odpadkov na leto, za sežigalnico 200.000 ton na leto.

4.4.3.2 Odlaganje odpadkov

Pri odlaganju sta obravnavana dva primera, ki se razlikujeta po tehnologiji in stopnji izkoriščanja energije:

O1: Sodobno odlagališče, ki z najnovejšo tehnologijo izpolnjuje zahtevane okoljske standarde direktive o odlaganju. Odlagališčni plin se uporablja za pridobivanje električne energije in toplote.

O2: Odlagališče je staro, brez tehnoloških rešitev, ki zadržujejo pronicanje v tla, in brez odvajanja nastalega odlagališčnega plina.

Podobno kot pri sežiganju se s proizvedeno energijo nadomešča energija, pridobljena iz premoga, in za oceno občutljivosti rezultatov nafta kot alternativni vir energije.

Tabela 10: Eksterni stroški odlaganja odpadkov (EUR/tono odloženih odpadkov)¹

Učinek	O 1	O 2
Globalno segrevanje ²	5 (1–14)	8 (2–23)
Škoda zaradi onesnaženja zraka	0,1 (0,02–0,2)	0 (–)
Škoda zaradi izpustov v tla	0 (0–1)	1,5 (1–2)
Neugodje	10 (6–19)	10 (6–19)
Skupaj eksterni stroški	15 (7–34)	20 (9–44)
Zmanjšanje onesnaževanja zaradi nadomeščanja energije ³	–4 (–10– –1)	(–)
Neto eksterni stroški	11 (6–24)	20 (9–44)

Opombe: 1) Prikazane so najboljša ocena, spodnja in zgornja vrednost. Spodnja ocena ranga je izračunana iz najnižjih ocen izpustov, zgornja iz najvišjih, kar lahko precenjuje interval. 2) Večji del učinkov je posledica metana. 3) Večji del koristi je zaradi manjših izpustov NOx in SO₂

Vir: A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste (European Commission, 2000).

Izsledki kažejo, da pri odlaganju največji delež eksternih stroškov odlaganja odpadkov pomenijo učinki neugodja. Za njimi so stroški zaradi izpustov toplogrednih plinov, predvsem metana. Stroški izpustov v tla so v prvem primeru zanemarljivi, nizki so tudi v drugem primeru, čeprav še vedno višji kot pri sežiganju. Razlika med eksternimi stroški se ob upoštevanju eksternih koristi zaradi nadomeščene energije še poveča v korist prvega scenarija.

Ocene eksternih stroškov so najmanj zanesljive za učinke neugodja in izpuste v tla. Ocene učinkov neugodja temeljijo na ameriških študijah, zato je popoln prenos lahko vprašljiv. Stroški izpustov v tla pa tako kot pri sežiganju temeljijo na zelo majhnem številu študij in ne ocenjujejo posameznih snovi, pač pa so stroški izpustov v tla ocenjeni na podlagi stroškov njihovega čiščenja oz. preprečevanja. Zato je vprašljivo, koliko taka ocena kaže dejanske zunanje stroške. Dejstvo pa je, da so stroški izpustov v tla dejansko zanemarljivi pri odlaganju odpadkov v sodobnih odlagališčih, ki uporabljajo sodobno tehnologijo za njihovo preprečevanje.

Če predpostavljamo nafto kot vir energije, ki jo nadomestimo s pridobljeno energijo iz odlagališnega plina, se ob nekoliko manjših eksternih koristih v prvem scenariju neto eksterni stroški odlaganja odpadkov malenkost povečajo.

Tabela 11: Eksterni stroški odlaganja odpadkov z nafto kot virom nadomeščene energije (EUR/tono odloženih odpadkov)

Učinek	O 1	O 2
Skupaj eksterni stroški	15	20
Zmanjšanje onesnaženja zaradi nadomeščanja energije	-3	0
Neto eksterni stroški	13	20

Vir: A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste (European Commission, 2000).

Pri sežiganju in odlaganju odpadkov se z boljšo tehnološko opremljenostjo eksterni stroški zmanjšajo. Pri celotni analizi stroškov in koristi ravnanja z odpadki pa je treba upoštevati še druge, finančne oz. poslovne stroške opravljanja storitev ravnanja z odpadki.

Za primerjavo predstavljam še eno študijo o eksternih stroških sežiganja in odlaganja odpadkov, ki je bila narejena na Nizozemskem, *Burn or bury? A Social Cost Comparison of Final Waste Disposal Methods* (Dijkgraaf, Vollebergh, 2003). Izsledki so v grobem enaki; v prid sežiganju so le ob visokem energetskem izkoristku. Razlika pa je predvsem ta, da ne upošteva stroškov zaradi neugodja, pač pa kar stroške rabe zemlje (oportunitetne stroške). Kot mejna nadomeščena energija je tu upoštevana energija zemeljskega plina, kar v primerjavi z alternativnim izračunom iz zgornje študije pomeni še nekoliko manjše netoeksterne koristi, predvsem pri sežiganju.

Ocene učinkov na okolje zajemajo izpuste v zrak za 47 različnih snovi, kot so izpusti toplogrednih plinov (ogljikov dioksid in metan), kislega dežja (žveplov dioksid in dušikovi oksidi), izpuste v vodo, trdna onesnaževala (leteči pepel, trdni ostanki) in rabo zemlje. Ocene vrednosti teh učinkov izhajajo iz mejnih stroškov povečanja izpustov in tako izražajo minimalni WTP za zmanjšanje izpustov na Nizozemskem. Za oceno stroškov rabe zemlje je upoštevana povprečna cena zazidljive površine (227 EUR za m²), ki predstavlja najvišji oportunitetni strošek. Za reciklirane materiale, kot sta aluminij in železo, je upoštevana tržna cena materialov. Pri ocenah eksternih koristi energije so poleg neposrednih izpustov upoštevani tudi izpusti, nastali pri pridobivanju (izkop) in transportu vira energije.

Tabela 12: Ocene eksternih stroškov in koristi odlaganja in sežiganja odpadkov (EUR/tono)

	Odlaganje	Sežiganje
Eksterni stroški:	26,36	45,95
– izpusti v zrak	5,85	17,26
– izpusti v vodo	0	0
– kemični ostanki	2,63	28,69
– raba zemlje	17,88	0
Eksterne koristi (privarčevani stroški):		
– energija	4,76	22,62
– material	0	5,76
Neto eksterni stroški	21,60	17,57

Vir: A social Cost Comparison of Final Waste Disposal Methods (Dijkgraaf, Vollebergh, 2003).

Kot je razvidno iz tabele so brutostroški okolja kljub visokim stroškom uporabe zemlje pri odlaganju zaradi izpustov v zrak in kemičnih ostankov pri sežiganju precej večji. Slika pa se le nekoliko spremeni v korist sežiganju, če upoštevamo še najboljšo mogočo tehniko (upoštevanje evropskih standardov sežiganja, zajem plina na odlagališču) in s tem prihranke zaradi pridobljene energije ter uporabo materialov.

Izsledki analize so predvsem odvisni od cene zemljišč, vrste nadomeščene energije in eksternih stroškov kemičnih stranskih produktov, nastalih pri sežiganju. Če bi npr. pri manj naseljenih območjih cena zemljišča znašala 22 % manj (176 EUR/m²), bi bilo odlaganje sprejemljivejše od sežiganja že zaradi toliko nižjih netostroškov okolja. Podobno bi bilo ob višje ocenjenih eksternih stroških ostankov pri sežiganju (za 15 %) sežiganje nesprijemljivo. Pri tem je treba omeniti, da so nizozemski standardi glede dovoljenih izpustov dioksinov tako visoki, da je njihov eksterni strošek na Nizozemskem praktično enak nič. V zgornjem izračunu je nadomeščena energija pridobljena iz plinskih elektrarn (kot mejna enota energije, pridobljene na Nizozemskem), če pa bi upoštevali energijo, ki je manj obremenjujoča za okolje (hidroenergija, drugi obnovljivi viri), bi bili privarčevani eksterni stroški oz. netoeksterne koristi z uporabo energije iz odpadkov nižji in tako neto eksterni stroški pri sežiganju precej večji kot pri odlaganju. Pri nadomeščanju energije, pridobljene iz premoga, pa bi se neto eksterni stroški zmanjšali na 18 EUR pri odlaganju in na 2 EUR pri sežiganju, vendar v študiji menijo, da taka energija glede na politiko zmanjševanja toplogrednih plinov ni reprezentativna.

Pri primerjavi celotnih stroškov ravnanja z odpadki je treba upoštevati še poslovne stroške, ki pa so pri sežiganju precej večji zaradi visokih investicijskih stroškov. V študiji ti stroški ob upoštevanju finančnih koristi zaradi proizvedene energije in prodanih materialov znašajo pri odlaganju 36 EUR/tono odpadkov in pri sežiganju 79 EUR/tono odpadkov. Zato študija predlaga politiko, ki daje prednost odlaganju odpadkov ob uvajanju najboljših

mogočih tehnologij, ki imajo ob nižjih investicijskih stroških kot pri sežiganju in z uporabo zajetega plina (metana) nižje tudi stroške za okolje.

V študiji *Economic Evaluation of PVC Waste Management* (Brown et al., 2000) so ocenjeni eksterni stroški ravnanja z odpadki iz plastičnih materialov, ki zajemajo le vplive izpustov v zrak. Tudi ocene teh učinkov izhajajo iz študije ExternE in so preračunane za posamezne države EU-15 (razen Luksemburga) glede na njihovo lokacijo (v državah v osrednjem delu EU je učinek večji zaradi večjega števila prebivalcev, na katere vpliva onesnaženost zraka). Ocenjeni učinki se nanašajo samo na učinke SO₂, NO_x in trdnih delcev na zdravje, material in pridelek, učinki na celoten ekosistem in gozdove pa niso upoštevani. Učinki na ekosistem bi bili lahko ovrednoteni le glede na preseganje še dopustne obremenitve okolja, česar pa za zdaj še ni mogoče določiti. Za učinke izpustov na gozdove je bilo v analizah narejenih v okviru direktive za ozon in za te izpuste ocenjeno, da so zelo majhne oz. zelo negotove.

Tako so eksternalije predvsem posledica NO_x, SO₂, CO₂ in trdnih delcev nastalih pri proizvodnji PVC ter na drugem mestu pri sežiganju (vključno s posledicami proizvodnje reagentov zračnih izpustov). Upoštevani so tudi izpusti dioksinov, kadmija in svinca ter izpustov zaradi proizvodnje električne energije, kjer je kot mejna energija predpostavljena električna energija, pridobljena iz plinske kogeneracijske elektrarne.

Ocene študije ExternE so v tej analizi prirejene z višjo vrednostjo statističnega življenja v višini 3,2 milijona EUR predvsem zaradi učinka rasti cen (v prejšnjih študijah 2,2 milijona EUR, v cenah 1990). Ocene učinkov so povečane še za škodo, ki jo povzročajo kadmij, svinec in dioksini, ker se ti v veliki meri izpuščajo skupaj s trdnimi delci. Eksterni stroški toplogrednih plinov so prav tako povzeti iz študije ExternE in so v razponu od 3,8 EUR do 139 EUR na tona CO₂. Stroški zaradi učinkov globalnega segrevanja so zelo odvisni od gospodarskega razvoja, rasti prebivalstva in podnebnih razmer, pa tudi od predpostavke, kako se bodo reševali problemi naraščanja gladine morja, ipd.

Ocene eksternih stroškov so ob visoki negotovosti prikazane v razponu. Pri tem spodnja meja izhaja iz akutnih učinkov na smrtnost pri vrednotenju smrtnosti z metodo vrednosti izgubljenih let življenja, najboljša ocena pa zajema tudi kronične učinke. Zgornja meja ocene je izračunana z vrednostjo statističnega življenja in zajema kronične učinke na smrtnost (implicitno tudi akutne). Najboljša ocena za učinke kadmija in dioksinov izhaja iz predpostavke, da 50 % tistih, ki zbolijo za rakom, umre, 50 % jih ozdravi. Spodnja ocena je 10-krat nižja, zgornja pa izhaja iz poročila o direktivi za sežiganje. V razponu 50 % je rang za oceno eksternih stroškov svinca, ki je sicer praktično zanemarljiv.

Ocene eksternih učinkov so v študiji predstavljene po posameznih onesnaževalih in ne po posameznih učinkih. Prispevek posameznega učinka k celotnim eksternim stroškom je zato lahko v razponu med 10 % in 90 % celotnih eksternih stroškov. Pri tem se je treba

zavedati, da v tej analizi nezdravstveni učinki predstavljajo največ 10 % ocene eksternalij posameznega onesnaževala. Poleg tega je zaradi pomanjkanja podatkov izpuščenih več učinkov. Kadar ti niso zanemarljivi, je prikazana kvalitativna ocena, npr. pri kadmiju in svincu v primeru odlaganja plastičnih odpadkov. Seznam učinkov, ki zaradi pomanjkanja podatkov niso vključeni, je velik, vendar so po oceni ti učinki vrednostno majhni.

Rezultati pokažejo, da so največji stroški okolju povzročeni s proizvodnjo PVC, in sicer zaradi učinkov NO_x, SO₂, trdnih delcev in s porabo električne energije (predpostavlja se, da je mejna tehnologija plinska kogeneracijska elektrarna). Na drugem mestu je sežiganje, pri katerem je največji učinek CO₂, sledita pa mu NO_x, SO₂. Ti eksterni stroški so po srednji oceni na ravni 100 EUR/tono PVC-odpadkov. Kljub mogočim velikim škodljivim vplivom dioksinov, kadmija in svinca pa so eksterni stroški pri tem praktično zanemarljivi zaradi majhnih količin v izpustih. Eksternalije odlaganja so nizke (manj kot 5 EUR/tono) in so posledica predvsem prometnih nesreč. V tej študiji v primerjavi s prejšnjimi namreč niso upoštevani eksterni stroški zaradi neugodja oz. vpliva na cene zemljišč v bližini sežigalnice oz. odlagališča. Eksternalije recikliranja so predvsem posledica porabe električne energije (70 EUR/tono) in prometnih nesreč (pod 10 EUR/tono), zaradi ponovne uporabe materialov pa so neto eksterne koristi na ravni 400 EUR/tono PVC-odpadkov ob visokokakovostnem recikliranju²⁰ in 150 EUR/tono ob nizkokakovostnem recikliranju.

Tako po srednji oceni preusmerjanje 1 tone PVC-odpadkov iz sežiganja v odlaganje pomeni približno 100 EUR neto eksternih koristi. Te koristi so še večje pri preusmerjanju PVC-odpadkov od sežiganja in odlaganja v visokokakovostno recikliranje (od približno 400 EUR do 300 EUR na tonu), medtem ko so pri preusmerjanju od sežiganja v nizkokakovostno recikliranje dosežene precej nižje neto eksterne koristi (55 EUR na tonu), pri nizkokakovostnem recikliranju namesto odlaganja PVC-odpadkov pa študija ocenjuje, da so doseženi neto eksterni stroški (50 EUR na tonu).

4.4.4 Eksterni stroški ravnanja z odpadki v Sloveniji

V Sloveniji je bila v letu 2006 po podatkih Evrostata raven cen bruto domačega proizvoda po kupni moči v višini 72 % povprečja EU, BDP na prebivalca po kupni moči pa je dosegal 84 % povprečja EU. Cene nepremičnin in najemnin, ki imajo pomembno vlogo pri oceni eksternih stroškov odlaganja in sežiganja odpadkov, pa so že na ravni evropskega povprečja (Poročilo o razvoju, 2007, str. 65). Ob višji gospodarski rasti od povprečja EU naše gospodarstvo tako konvergira k povprečju EU. Predpostavka energije zemeljskega plina oz. nafte kot nadomeščenega vira energije pri izračunu eksternih koristi zaradi pridobivanja energije (kot je v analizi Evropske komisije in nizozemski analizi; gl. poglavje 4.4.3) je primerna tudi za Slovenijo, saj se delež obnovljivih virov energije v

²⁰ Kjer je pridobljen material, ki je substitut originalu.

Slovenji v zadnjih letih zmanjšuje.²¹ Ob tem, da so ocene eksternih stroškov ovrednotene z veliko mero negotovosti in da so bile narejene za EU pred približno desetimi leti, menim, da je korekten kar neposreden prenos teh vrednosti.

Okoljska dajatev za onesnaževanje okolja zaradi odlaganja odpadkov (Uradni list RS, št. 129/04 in 132/06) je v Sloveniji glede na enote obremenitve tal in zraka ter povprečno strukturo odpadkov na ravni 19 EUR na tono komunalnih odpadkov. To pomeni, da so z njenim obračunavanjem eksterni stroški zaradi odlaganja odpadkov, kot so bili predstavljeni v poglavju 4.4.3.2, v celoti obračunani oz. plačani. Dajatev je namenski proračunski vir oz. so občine oproščene njenega plačila, če vlagajo v infrastrukturo za odstranjevanje odpadkov in jo posodablajo. V zadnjih letih je bilo tako obračunanih okoli 12 milijonov EUR²² letno, vendar so bile občine v celoti oproščene nakazila tega prihodka v državni proračun, ker so ta sredstva namenjale za vlaganje v odlagališča in njihovo posodabljanje.

S tehnološko posodobitvijo odlagališč v skladu z direktivo EU o odlaganju se tudi v Sloveniji dosegajo zahtevani standardi glede izpustov onesnaževal, odlagališča, ki pa standardov ne bodo dosegala, so v zapiranju. Večji tehnološki standardi pomenijo na eni strani višje investicijske stroške, na drugi strani pa nižje eksterne stroške oz. tudi nižje dajatve zaradi manjših izpustov in s tem manjše obremenitve okolja.

V Sloveniji komunalnih odpadkov še ne sežigamo, vendar so bili v vladnih dokumentih (MOP, 2004) načrti o vzpostavitvi dveh sežigalnic, ki bi omogočili zmanjševanje odloženih biorazgradljivih komunalnih odpadkov, kot zahteva direktiva EU o odlaganju (glej poglavje 4.2.1). Vendar pri pripravi Strategije razvoja Slovenije (UMAR, 2005, str. 51) glede vprašanja sežiganja komunalnih odpadkov z nevladnimi okoljskimi organizacijami ni bilo doseženo soglasje, zato je bil predlagan moratorij za gradnjo sežigalnic do leta 2013. Sežiganje je zelo draga rešitev, saj gre za velik investicijski strošek,²³ poleg tega pa je v Sloveniji javno mnenje o sežigalnicah odpadkov zelo nasprotujoče. Pri vrednotenju eksternih stroškov bi morda to pomenilo visoko pripravljenost za plačilo za izogib vplovom sežigalnic (WTA oz. WTP) in s tem nekoliko večje eksterne stroške zaradi neugodja. Vendar je treba hkrati upoštevati tudi nekoliko nižji dohodek in standard prebivalcev v Sloveniji v primerjavi z zahodnimi državami, kar pomeni, da absoluten znesek WTA ne bi bistveno odstopal od prenesenega iz zgornjih analiz.

Pri sežiganju komunalnih odpadkov bi morala biti okoljska dajatev na odlaganje odpadkov zaradi višjih eksternih stroškov kot pri odlaganju odpadkov višja, razen pri visokotehnoloških sežigalnicah z zelo visokim energetskega izkoristkom (gl. poglavje 4.4.3). Predvsem pa bi visok investicijski vložek močno podražil storitev odstranjevanja

²¹ Poročilo o razvoju 2007, str. 58.

²² Po podatkih ARSO – interni.

²³ Za sežigalnico z zmogljivostjo 100.000 ton sežganih odpadkov na leto je vrednost na ravni 150 milijonov EUR (odvisno od tehnološke zahtevnosti).

odpadkov. Sežiganje komunalnih odpadkov ni najbolj ekonomična rešitev za Slovenijo še posebej zato, ker je še mnogo neizkoriščenih rešitev v celotni verigi ravnanja z odpadki; predvsem na prvi ravni – to je pri zmanjševanju njihovega nastajanja in na drugi ravni – pri njihovi ponovni uporabi (gl. poglavje 4.3.1).

4.5 Eksterni stroški prometa in njihova internalizacija

Zgoraj je bila podrobneje predstavljena analiza eksternih stroškov odlaganja in sežiganja odpadkov, za primerjavo velikosti teh eksternih stroškov pa v tem poglavju predstavljam eksterne stroške prometa. Analiza eksternih stroškov v prometu, ki je bila narejena za Slovenijo (Lep, 2004), je pokazala, da so ti stroški v višini med 6,6 % BDP in 9,4 % BDP. Podatek za EU-15, Švico in Norveško je v višini 7 % BDP (EEA, 2006; str. 30). Analiza za Slovenijo pokaže, da k celotnim stroškom prometa cestni promet prispeva 94 % in samo promet z osebnimi vozili 61 do 65 %. Tudi v EU-15 je struktura podobna.

Izračunane eksternalije pokrivajo stroške zaradi nesreč, hrupa, izpustov, zastojev in podnebnih sprememb ter tudi stroške v naravi in pokrajini, stroške zaradi razmejnitve in utesnjenosti v urbanih okoljih ter stroške, nastale pri pripravi, vzdrževanju in razgradnji elementov prometnega sistema. V primerjavi z drugimi državami ocena za Slovenijo kaže razmeroma nižje deleže eksternih stroškov zaradi zastojev, pa tudi hrupa, višje pa zaradi izpustov.

Razpon v rezultatu za Slovenijo je posledica različnih predpostavk ocene stroškov zaradi globalnega segrevanja: nižja ocena izhaja iz predvidenih stroškov za doseganje obveznosti Kjotskega protokola, kot so bili ocenjeni v Operativnem programu zmanjševanja emisij toplogrednih plinov (MOP, 2004) in znašajo 14 EUR/tono emitiranega CO₂. Druga ocena pa pomeni zgornjo mejo teh stroškov, in sicer upošteva zmanjšanje izpustov za 50 % kot cilj EU do leta 2030, kar bi po oceni INFRAS pomenilo stroške v višini 135 EUR/tono CO₂. Na ravni BDP nižja ocena pomeni stroške v višini 0,3 % BDP, zgornja ocena pa 2,6 % BDP.

Eksterni stroški izpustov toplogrednih plinov bi po zgornji predpostavki po grobem preračunu²⁴ pomenili 0,03 EUR/liter pogonskega goriva za spodnjo in 0,3 EUR/liter pogonskega goriva za zgornjo oceno. Če te vrednosti primerjamo z okoljsko dajatvijo na onesnaževanje zraka z izpustom CO₂, ki je v Sloveniji v višini 0,0125 EUR/kg CO₂,²⁵ se izkaže, da so eksterni stroški globalnega segrevanja zaradi prometa ob upoštevanju spodnje ocene v končni ceni pogonskega goriva v celoti internalizirani.

²⁴ Ob predpostavki 2,8 kg CO₂ na 1 kg pogonskega goriva.

²⁵ Uredba o okoljski dajatvi za onesnaževanje zraka z emisijo ogljikovega dioksida (Uradni list, št. 43/05, 58/05, 87/05 in 20/06, 138/06). Okoljska dajatev se obračunava v določenem znesku na enoto obremenitve okolja z izpustom ogljikovega

Če pa upoštevamo celotne eksterne stroške prometa po nižji oceni (6,6 % BDP), bi okvirni preračun²⁶ pomenil 1,06 EUR/liter pogonskega goriva, kar pa je precej več, kot znaša trenutna trošarinska dajatev, ki je skupaj s takso na izpuste CO₂ na ravni 0,4 EUR/liter. To pomeni, da so eksterni stroški prometa v primerjavi z eksternimi stroški ravnanja z odpadki v končni ceni precej manj internalizirani.

4.6 Stroški poslovanja pri ravnanju z odpadki v EU

Poslovni oz. operativni stroški odlaganja odpadkov so oportunitetni stroški rabe prostora, stroški tehnoloških postopkov in stroški obratovanja. Tako se ti stroški razlikujejo med državami glede na stroške kapitala, dela, tehnoloških zahtev in geoloških značilnosti posameznega odlagališča, vendar se z usklajevanjem pravil ravnanja z odpadki (direktiva o odlaganju in sežiganju) pričakuje, da bodo ti stroški postajali vse bolj podobni. S prevzemom direktive o odlaganju, ki zahteva zmanjševanje količine biološko razgradljivih odpadkov in izpolnjevanje tehničnih standardov, se bodo verjetno cene odlaganja zviševale. V Italiji se ocenjuje povišanje s trenutno 20 EUR/tono na 50 EUR/tono (Eunomia, 2000).

Koliko cene storitev pokrivajo stroške, je odvisno od tržne strukture storitev ravnanja z odpadki oz. od obstoja trga teh storitev. Pri pridobivanju energije pa so prihodki odvisni od cene energije in tudi politike posamezne države na tem področju. Na stroške vplivajo tudi strategije posameznih upravljavcev, in sicer ali se odločajo za kratkoročno povečanje prihodka ali za dolgoročnejše investicijsko načrtovanje.

Značilno je, da je v državah z visokimi taksami na odlaganje odpadkov in visokimi cenami odvoza in odlaganja odpadkov tudi delež odloženih odpadkov nizek (Švedska, Nizozemska, Danska, Avstrija, Nemčija, Švedska). Tako je delež odloženih komunalnih odpadkov na Danskem, Švedskem in Nizozemskem nižji od 10 % (gl. poglavje 4.3), taksa za odlaganje v teh državah pa znaša med 30 in 60 EUR/tono, celotni stroški odlaganja pa skupaj s takso med 90 in 160 EUR/tono. Nižji so v Grčiji, Španiji, na Portugalskem in Združenem kraljestvu, kjer so brez takse med 6 in 40 EUR na tonno (Eunomia, 2002). V študiji Eunomia (2002a) so za države, za katere niso znani dejanski stroški odlaganja, ti stroški določeni na ravni 55 EUR/tono komunalnih odpadkov za odlagališča, ki izpolnjujejo zahteve direktive o odlaganju. Ker naj bi taksa na odlaganje pokrivala eksterne stroške odlaganja odpadkov oz. je namenjena vlaganjem za doseganje predpisanih zahtev, je ne smemo upoštevati kot poslovne, operativne stroške, ker bi drugače prišlo do dvakratnega zajemanja teh stroškov.

dioksida. Znesek na enoto obremenitve je trenutno 0,0125 EUR/1kg CO₂, kar pomeni približno 0,03 EUR na liter pogonskega goriva.

²⁶ BDP v 2004 26.171 milijonov EUR in poraba pogonskega goriva 1.300.000 ton pomeni 1,33 EUR/kg goriva.

Sežiganje odpadkov je kapitalno intenzivna dejavnost, zato je pomemben način financiranja. Veliko teh projektov je financiranih iz evropskih strukturnih in kohezijskih skladov ali iz državnih proračunov. V analizi Eunomie (2002) je pregled teh stroškov po državah, vendar zaradi neenotnega upoštevanja stroškov kapitala niso primerljivi. Pomembni dejavniki, ki vplivajo na izračun stroška na tono odpadkov, so še velikost sežigalnice, tehnologija oz. zahtevani standardi, ki niso v vseh državah enaki (v Nemčiji in na Nizozemskem so strožji od zahtevanih v direktivi EU o sežiganju), in način financiranja pridobljene energije.²⁷ Tako so v Nemčiji stroški obratovanja sežigalnice (z zmogljivostjo 200.000 ton na leto) v višini 100 EUR/tono odpadkov, pri čemer 60 % teh stroškov predstavljajo fiksni operativni stroški. V omenjeni analizi so stroški sežiganja po državah v razponu od 20 EUR/tono (Švedska) do 120 EUR/tono (Nemčija). V nadaljnjih analizah Eunomie so za države, za katere ti podatki niso znani, predpostavljeni stroški med 70 in 100 EUR/tono (Eunomia, 2002a).

V študiji *Economic Evaluation of PVC Waste Management* (Brown et al., 2000) je za države EU-21 (brez Luksemburga, Litve, Latvije in Malte) ocena finančnih stroškov odlaganja (v cenah leta 1999; preračunani iz prejšnje študije CSERGE) na ravni 100 EUR/tono in sežiganja na ravni 165 EUR/tono. Vendar ti stroški vključujejo tudi stroške zbiranja in posredne stroške, ki pri odlaganju pomenijo 70 do 80 %. Pri sežiganju so stroški zbiranja na enaki ravni in tako predstavljajo približno polovico celotnih stroškov sežiganja, polovica oz. približno 80 EUR/tono pa so stroški samega procesa sežiganja (od tega tri četrtine oz. 60 EUR/tono obratovalni stroški tehnološkega procesa, manj kot 5 % celotnih stroškov pa pomenijo stroški preprečevanja onesnaževanja zraka).

4.6.1 Stroški poslovanja pri ravnanju z odpadki v Sloveniji

V Sloveniji z odpadki ravnajo javne gospodarske službe, ki so po Zakonu o varstvu okolja obvezne. Ker so te družbe pretežno lokalni monopoli, je potreben nadzorni organ, ki preprečuje njihovo monopolno obnašanje. Zato je vzpostavljena institucija cenovne regulacije (Uredba o oblikovanju cen komunalnih storitev; Uradni list RS, št. 38/07), ko mora povišanje cen odobriti ministrstvo za gospodarstvo, in sicer se cene lahko povišajo predvsem zaradi vlaganja. Konkurenca na tem področju pa se vzpostavlja z razpisi za opravljanje storitev, koncesijami ali pogodbami o upravljanju.

Centralna cenovna regulacija cen komunalnih storitev je v določeni meri protislovna, saj je ustanovitelj obvezne javne službe lokalna skupnost in bi po Zakonu o gospodarskih javnih službah (ZGJS) cene storitev lokalnih gospodarskih služb moral določati ustanovitelj (lokalna skupnost) (Hrovatin, 2002). Vendar pa je hkrati glede na veliko razdrobljenost lokalnih oblasti (210 občin) v Sloveniji in sistemsko še neurejeno določanje cen teh

²⁷ V Italiji so s subvencioniranjem električne energije v prvih osmih letih obratovanja sežigalnice zmanjšali ceno za 60 EUR/tono odpadkov (Eunomia, 2000).

storitev trenutno to najboljša rešitev. Še posebno je cenovna regulacija pomembna z vidika pritiskov na inflacijo v obdobju pred uvedbo evra in sedanjem obdobju, ko ob rahlem naraščanju inflacije obstajajo nevarnosti zviševanja inflacijskih pričakovanj. Naloga vlade je, da se čim prej vzpostavi sistemski okvir za določanje cen komunalnih storitev, saj se, če standardi in norme v ceni teh storitev niso določeni, pušča prostor uresničevanju lokalnih in političnih interesov, ki niso nujno v skladu s splošnimi družbenimi cilji.

Nerešeno področje določanja cen komunalnih storitev se kaže v velikih razlikah cen teh storitev po Sloveniji ter neenotnem obračunavanju oz. neprimerljivosti cenikov (veliko občin cenikov nima objavljenih na spletnih straneh). Tako so bile cene zbiranja, odvoza in odlaganja komunalnih odpadkov z dajatvami konec leta 2006 najnižje v Ljubljani (7,8 EUR/m³) in najvišje v Mariboru (37,8 EUR/m³)²⁸. Niso pa sistematično na voljo podatki po občinah niti podrobnejši podatki o stroških javnih komunalnih podjetij, ki opravljajo te storitve. Glede na interne podatke Komunale Novo mesto in podatke Snage Ljubljana (Letno poročilo 2006) pa je stroškovna cena odvoza komunalnih odpadkov na ravni 40 EUR/tono in cena odlaganja brez dajatev 30 EUR/tono, z nekoliko odstopanji med občinami. V grobem to pomeni ceno odvoza in odlaganja komunalnih odpadkov brez dajatev na ravni 10 EUR/m³. Pri tem zaradi nedorečenosti sistema povzroča težave obračunavanje investicijskih²⁹ in amortizacijskih stroškov, ki so sicer pomemben dejavnik poslovanja.

Tako je po izračunih Inštituta za javni sektor (Tajnikar, 2003) stroškovna cena zbiranja in odlaganja, ki vključuje tudi vlaganja v potrebne projekte (čistilna naprava, kompostarnica, nakup zemljišča za novo odlagališče), oportunitetne stroške in rezervacije, v letu 2002 znašala 18.973 SIT/tono komunalnih odpadkov, kar bi ob upoštevanju inflacije (v letih 2003–2006) pomenilo približno 90 EUR/tono v letu 2006. V Operativnem programu odstranjevanja odpadkov (za obdobje do konca leta 2008; MOP, 2004) so ocenjeni obratovalni stroški odlaganja na odlagališčih, ki se prilagajajo določilom pravilnika o odlaganju in bodo obratovala do leta 2008, med 40 in 60 EUR/tono in 60 in 75 EUR/tono za odlagališča, ki bodo obratovala tudi po tem letu (brez takse na odlaganje). Te ocene odstopajo od okvirnih povprečnih vrednosti na ravni 30 do 50 EUR/tono komunalnih odpadkov, ki jih študije predpostavljajo za EU (glej prejšnje poglavje) in veljajo za odlagališča, ki že izpolnjujejo zahtevane standarde direktive EU o odlaganju. Vendar je treba upoštevati, da te ocene predstavljajo obratovalne stroške in ne zajemajo še stroška začetnih vlaganj.

Stroški toplotne obdelave odpadkov (sežiganja) so v Operativnem programu odstranjevanja odpadkov ocenjeni na ravni med 90 in 120 EUR/tono odpadkov, pri čemer se spreminjajo predvsem v odvisnosti od načina financiranja in zmogljivosti sežigalnice. V tujih študijah (gl. prejšnje poglavje) so stroški obratovanja sežigalnic v povprečju na ravni

²⁸ Snaga Javno podjetje, d. o. o., Leto poročilo 2006, str. 25.

²⁹ V primeru Ljubljane niso vključeni prihodnji stroški zapiranja odlagališč in stroški nakupa novih zemljišč.

70 do 80 EUR/tono komunalnih odpadkov. Ker gre za kapitalno intenzivno dejavnost,³⁰ tudi stroški obratovanja v Sloveniji ne bi močno odstopali od povprečnih stroškov v državah EU, pri čemer je seveda pomemben dejavnik vir financiranja oz. ali gre za najetje posojila ali za nepovratna finančna sredstva EU.

Če povzamemo, so v najrealnejšem primeru sežiganja komunalnih odpadkov s srednje visokim energetske izkoristkom eksterni stroški sežiganja odpadkov večji kot pri odlaganju odpadkov. Tudi stroški poslovanja in predvsem investicijski stroški so pri sežiganju večji. Tako analiza stroškov in koristi sežiganja in odlaganja komunalnih odpadkov pokaže, da je odlaganje odpadkov ekonomsko in okoljsko učinkovitejša rešitev odstranjevanja odpadkov.

5 SKLEP

Trajnostni razvoj pomeni razvoj, ki zadovoljuje potrebe današnjih generacij, ne da bi pri tem oviral možnosti prihodnjih generacij pri zadovoljevanju njihovih lastnih potreb. Pogoji za to pa je, da se ob gospodarskem in socialnem razvoju varuje okolje oz. da se z razvojem pritiski na okolje ne povečujejo. V današnjem tržnem sistemu je učinkovito varstvo okolja mogoče le, če ima okolje oz. narava svojo pravo ceno. Ker pa je narava tudi javna dobrina in njeno rabo predstavljajo tudi eksterni stroški dejavnosti, bi morali biti ti vključeni v končne cene na trgu, npr. prek davkov in taks. Vrednotenje eksternih stroškov je še dokaj nerazvito, ocenjujejo pa se s pripravljenostjo posameznikov za plačilo za določeno kakovost okolja ali s stroški, ki so potrebni za vzpostavitev določene kakovosti okolja oz. stroški, ki so posledica škode v okolju.

Analiza stroškov in koristi določenih ukrepov oz. politik upošteva poslovne in eksterne stroške, zato je koristen pripomoček za odločanje o posameznih politikah pri doseganju trajnostnega razvoja. Upošteva spremembe na proizvodnjo in potrošnjo, na trg dela ter na okolje in zdravje ljudi. V tej nalogi je predstavljena taka analiza glede ravnanja z odpadki, pri čemer so se primerjale možnosti na ravni njihovega odstranjevanja, tj. primerjava stroškov in koristi pri sežiganju in odlaganju odpadkov. Predstavljeni izsledki pokažejo, da sežiganje odpadkov povzroča večje eksterne stroške kot odlaganje, in sicer so ti stroški večji tudi, če primerjamo dobro tehnološko opremljeno sežiganje z zastarelo tehnologijo odlaganja. Slika se nekoliko izboljša v korist sežiganja, če upoštevamo še eksterne koristi, ki nastanejo zaradi pridobivanja energije. Neto eksterne koristi se izkažejo le pri visokotehnološkem sežiganju odpadkov, pri katerem se poleg električne energije pridobiva tudi toplota .

V skladu z usmeritvijo v trajnostni razvoj mora cena ravnanja z odpadki internalizirati eksterne stroške zaradi nastalih odpadkov. To pomeni takso na odlaganje odpadkov v

³⁰ V Operativnem programu odstranjevanja odpadkov je ocenjena vrednost naložbe v višini 125 milijonov EUR.

višini 20 EUR na tono odloženih odpadkov, kar v Sloveniji dejansko tudi je. Taksa bi bila lahko glede na zgoraj predstavljene ocene nižja ob boljše tehnološko opremljenih odlagališčih in zelo visokotehnološkem sežiganju odpadkov.

Vendar pa je pri celotni analizi stroškov in koristi ravnanja z odpadki treba upoštevati še druge, finančne stroške oz. stroške poslovanja dejavnosti storitev ravnanja z odpadki. Sežiganje zahteva precej višje investicijske stroške kot odlaganje, ki pa glede na izsledke mednarodnih študij ne odtehtajo neto eksternih koristi. Zato je pri ravnanju z odpadki v smeri trajnostnega razvoja po mojem mnenju pravilna usmeritev predvsem v zmanjševanje nastajanja odpadkov ter v njihovo ponovno uporabo in recikliranje. To pa je področje, ki za Slovenijo pomeni razvojni izziv.

6 Literatura

1. Broomley, D. W. *Economic Interests and Institutions. The Conceptual Foundations of Public Policy*, 2. izdaja. Oxford: Basil Blackwell, 1991.
2. Brown, K. A. et al. *Economic Evaluation of PVC Waste Management*. European Commission Environment Directorate. [URL: http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pvc/economic_eval.htm], 2000.
3. Cambridge Econometrics, *The Effects of the Environmental Tax Reform on international Competitiveness in the European Union: modelling with E3ME*. European Commission, mimeo 2007.
4. Common, M. *Environmental nad Resource Economics: An Introduction*. Harlow. Essex: Addison Wesley Longman Limited, 1996.
5. CSERGE et al. *Benefits Transfer and Economic Evaluation of Environmental Damage in the European Union*, Final Report Summary, 1999.
6. CSERGE et al. *Externalities from Landfill and Incineration*, Report to the UK Department of the environment, London, HMSO, 1993.
7. Daly, E. Herman, *Allocation, Distribution, and Scale: Towards an Economics That is Efficient, Just, and Sustainable*. Ecological Economics. Amsterdam: Elsevier Science, 1992, 6, str. 185–192.
8. DeSerpa C. Allan, *Microeconomic Theory: Issues and Application*. Boston: Allyn and Bacon, 1988.
9. Dijkgraaf, E., Vollebergh, H. *Burn or Bury? A Social Cost Comparison of Final Waste Disposal Methods*. Fondazione Eni Enrico Mattei, [URL: <http://ideas.repec.org/p/fem/femwpa/2003.46.html>], 2003.
10. EC, *Cost-Benefit Analysis of the Different Municipal Solid Waste Management Systems: Objectives and Instruments for the Year 2000*. Final Report to the European Commission by Cooper&Lybrand, CSERGE, EFTEC. EC, 1996.
11. EC, DG Environment, *A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste*. European Commission. [URL: http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/econ_eva_landfill.htm], 2000.
12. EC, DGIII-Industry, *Induced and Opportunity Cost and Benefit Patterns in the Context of Cost-Benefit Analysis in the Field of Environment*. EC, 1999. [URL: http://ec.europa.eu/environment/enveco/others/pdf/costbenefit_patterns.pdf]
13. EC, *Economic Evaluation of the Draft incineration Directive*, Report for the European Commission DG XI, by ETSU. EC, 1996.
14. ECON, *Environmental costs of different types of waste*. Final Report. ECON, 1995.
15. EU SDS: *Review of the EU Sustainable Development Strategy – Renewed Strategy*. Brussels: Council of the European Union, 9. 6. 2006. [URL: <http://register.consilium.europa.eu/pdf/en/06/st10/st10117.en06.pdf>]
16. Eunomia, research&consulting, *Cost for Municipal Waste Management in the EU*. Final Report to Directorate General Environment, European Commission. [URL: <http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/eucostwaste.pdf>], 2002.
17. Eunomia, research&consulting, *Economic Analysis of Options for Managing Biodegradable Municipal Waste*. Eunomia. [URL:

- http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/pdf/econanalysis_finalreport.pdf], 2002a.
18. European Environment Agency: Market – based instruments for environmental policy in Europe. EEA: Technical report, št. 8/2005. [URL: http://reports.eea.europa.eu/technical_report_2005_8/en/], 2006.
 19. European Environmental Agency: *The European Environment. State and outlook 2005*. Copenhagen: EEA, 2005.
 20. Garrod, G., and Willis, K. *Estimating lost amenity due to landfill waste disposal*. Resources, Conservation and Recycling, Vol. 22, Issue 1-2, str. 93–95, 1998.
 21. Georgescu-Roegen, N. *The Entropy Law and the Economic Process*. Cambridge, Massachusetts, London: Harvard University Press, 1971.
 22. Hrovatin, N., et al. *Strategija razvoja lokalnih gospodarskih javnih služb v Sloveniji*. Ljubljana: Svetovalni center, 2002.
 23. *Human Development Report*. New York: United Nations Development Programme, 1996.
 24. Keuc, A. (ur.). *Preprečevanje in zmanjševanje odpadkov v Sloveniji*. Ljubljana: Umanotera, Slovenska fundacija za trajnostni razvoj, 2005.
 25. Kirn, Andrej. *Narava – družba – ekološka zavest*. Ljubljana: Fakulteta za družbene vede, 2004.
 26. Markandya, A. *The Indirect Costs and Benefits of Greenhouse Gas Limitation*. A report prepared for the UNCCEE, Roskilde, DK, 1998.
 27. Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J. *Beyond the Limits*. Global Collapse or Sustainable Future. London: Earthscan Publications Limited, 1992.
 28. Miranda, M. L., & Hale, B. *Waste not, want not: the private social costs of waste-to-energy production*. Energy Policy, 25 (1997), 6, str. 587–600, 1997.
 29. MOP, *Operativni program odstranjevanja odpadkov za obdobje do konca leta 2008*. [URL: http://www.mop.gov.si/fileadmin/mop.gov.si/pageuploads/zakonodaja/okolje/varstvo_okolja/operativni_programi/operativni_program_odpadki_2008.pdf], 2004.
 30. Oblak, E. *Gospodarjenje z embalažo v procesu približevanja Evropski uniji*. Diplomsko delo, Koper: Visoka šola za management v Kopru, 2003.
 31. OECD, *Addressing the Economics of Waste*. OECD, 2004.
 32. Pearce, D., et. al. *Blueprint for a Green Economy*. London: Earthscan Publications Ltd, 1990.
 33. Pethig, R. (ed.). *Valuing the Environment: Methodological and Measurement Issues*. Kluwer Academic Publishers, 1994.
 34. Poročilo o razvoju 2007. Ljubljana: UMAR, 2007.
 35. Premrl, J. *Sistemi ravnanja z odpadno embalažo v državah EU*. Magistrsko delo, Ljubljana: Univerza v Ljubljani, Ekonomska fakulteta, 2004.
 36. Radej, B. *Od konvencionalnega ekonomskega razvoja k trajnostnemu – implementacijske teze*. IB revija. Ljubljana: Urad za makroekonomske analize in razvoj, XXXV, št. 4, str. 7–12, 2001.
 37. Radej, B. *Uvod v ekonomiko trajnostnega razvoja*. IB revija. Ljubljana: Urad za makroekonomske analize in razvoj, XXXV, št. 4, str. 13–26, 2001a.
 38. Seljak, Janko. *Kazalec uravnoteženega razvoja*. Ljubljana: Urad za makroekonomske analize in razvoj, 2001.
 39. Smith, A., et. al. *Waste Management Options and Climate Change*. EC, DG Environment. [URL: http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/climate_change.htm], 2001.
 40. *Strategija razvoja Slovenije*. Ljubljana: UMAR, 2005.

41. *Strokovno posvetovanje Ravnanje z odpadki '06*. Zbornik predavanj. Ljubljana: Zavod za tehnično izobraževanje, 2006.
42. Thurow, L. C. *The Zero Sum Society*. New York: Basic Books Inc, 1980.
43. Tietenberg, T. *Environmental Economics and Policy*. Boston: Pearson Addison Wesley, 2004.
44. Tietenberg, T. *Environmental and Natural Resource Economics*. Glenview: Scott Foresman&Co., 1988.
45. UNDP; United Nations Development Program: Human Development Report. New York: Oxford University Press, 1991–1997.
46. Venetoulis, J., Cobb, C. *The Genuine Progress Indicator 1950-2002 (2004 Update)*. Redefining Progress. [URL: http://www.rprogress.org/newpubs/2004/gpi_march2004update.pdf], 2004.
47. Verbič, M. *Razkrivanje preferenc kot pristop k ekonomskemu vrednotenju okoljskih vrednot ter naravne in kulturne dediščine*. IB revija. Ljubljana: Urad za makroekonomske analize in razvoj, 4/2004, str. 85–97, 2004.
48. Zrimšek, S. *Mikroekonomski vidik tržnih pomanjkljivosti*. Diplomsko delo. Ljubljana: Ekonomska fakulteta, 2002.

7 Viri

1. Cenik za prevzemanje in odlaganje odpadkov, Snaga Ljubljana. [URL: http://www.jh-lj.si/upload/doc/Cenik%20odlaganje%20druzbenice%20%20v%20EUR%20od%201_5_06%20dalje.pdf], 16. 11. 2006.
2. Cenik za zbiranje, odvoz in deponiranje odpadkov, Komunala Koper. [URL: http://www.komunalakoper.si/index.php?page=ceniki&artid=110&parent_level=4&media=&grp=ceniki], 17. 11. 2006.
3. EC, DG Environment. Packaging and Packagin Waste. [URL: <http://www.ec.europa.eu/environment/waste/packaging/data.htm>], 26. 8. 2007.
4. EEA Report: *Transport and Environment: facing a dilemma*. Copenhagen: European Environment Agency, 3/2006.
5. Eionet-SI kazalci. Agencija RS za okolje. [URL: http://eionet-si.arso.gov.si/kazalci/index_html?Sku_naziv=UVOD&tip_skup=1&Sku_id=12], 15.1.2007.
6. Eunomia, research&consulting, *Cost for Municipal Waste Management in the EU*. Final Report to Directorate General Environment, European Commission. ECOTEC, 2002. [URL: <http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/eucostwaste.pdf>]
7. Eurostat. [URL: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page?_pageid=0,1136239,0_45571450&dad=portal&schema=PORTAL]
8. Kazalci okolja 2005. (2006). Ljubljana: Ministrstvo za okolje in prostor, Agencija RS za okolje.
9. Kazalci okolja 2005. (2006). Ljubljana: Ministrstvo za okolje in prostor, Agencija RS za okolje.
10. Lep et al., 2004. *Analiza eksternih stroškov prometa*. Končno poročilo projekta. Ciljni raziskovalni program "Konkurenčnost Slovenije 2001–2006". Maribor, Fakulteta za gradbeništvo, Univerza v Mariboru; Ljubljana, Inštitut za ekonomska raziskovanja; Koper, Primorski inštitut za naravoslovne in tehnične vede.
11. Snaga Javno podjetje, d. o. o., Letno poročilo 2006. [URL: [http://www.jh-lj-si](http://www.jh-lj.si)]

- lj.si/upload/doc/LETNO%20POROCILO%202006%20.pdf], 30.7.2007.
12. SI-STAT podtkovni portal. Okolje in naravni viri, Odpadki, Javni odvoz in odlagališča odpadkov. Ljubljana: Statistični urad Republike Slovenije. [URL: http://www.stat.si/pxweb/Database/Okolje/27_okolje/02_Odpadki/01_27061_odvoz_odpadkov/01_27061_odvoz_odpadkov.asp], 12.8.2007.
 13. SURS (2006). Statistični letopis Republike Slovenije 2006 [elektronska različica].
 14. Tajnikar, M., et al. *Cene storitev v javnem podjetju Snaga, d. o. o., z vidika njegove rasti in razmer v sektorju ter na trgu*. Ljubljana: Ekonomska fakulteta, Inštitut za javni sektor, 2003.
 15. *Waste generated and treated in Europe* (11. 10. 2005). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, Eurostat. [URL: http://epp.eurostat.cec.eu.int/portal/page?_pageid=1073,46587259&_dad=portal&_schema=PORTAL&p_product_code=KS-69-05-755], 15. 12. 2005.

8 Dodatek

Analiza stroškov in koristi ravnanja s PVC-odpadki

Tu še enkrat prikazujem izsledke študije *Economic Evaluation of PVC Waste Management* (Brown et al., 2000), ki se tako kot na eksterne stroške osredotoča tudi na finančne, operativne stroške ravnanja s PVC-odpadki. Količina PVC-odpadkov se bo namreč po ocenah v naslednjih dvajsetih letih povečala za 50 %, predvsem gradbenih in gospodinjskih odpadkov ter odpadkov, nastalih v poslovnem sektorju. Ker ima večina PVC-izdelkov življenjsko dobo več kot desetletje, je količina teh odpadkov v določenem obdobju večja kot je njihova proizvedena količina. V EU se približno 80 % PVC-odpadkov odloži, samo 3 % reciklira, preostalo sežge, večinoma v sežigalnicah komunalnih odpadkov. Zelo nizek delež recikliranja je posledica precej cenejšega odlaganja in sežiganja v primerjavi z recikliranjem. Pri tem je recikliranje PVC še večinoma omejeno na mehanično recikliranje nizke kakovosti, pri katerem nastane mešan PVC-material, ki se lahko uporablja za nadomeščanje dražjih materialov, kot so npr. kovine. Z recikliranjem višje kakovosti pa pridobimo material, ki je substitut originalnemu materialu, vendar zaradi nizke cene samega originala in cene odlaganja ter sežiganja predelava ni konkurenčna.

Pri sežigu 1 tone mešanih komunalnih odpadkov nastane približno 300 kg trdnega ostanka (usedli pepel), ki se lahko še naprej reciklira, 24 kg letečega pepela in 8 kg ostankov pri čiščenju izpustov v zrak. Zadnja dva ostanka sta nevarni snovi, ki ju je treba pred odlaganjem stabilizirati. Pri sežigu ene tone PVC pa nastane med 560 (fleksibilen PVC) in 900 kg (nefleksibilen PVC) ostankov pri čiščenju izpustov v zrak. Težke kovine, kot svinec in kadmij, ostaneta v pepelu, vendar pa sta bolj mobilna kot pri odloženih PVC-odpadkih. Zračni izpusti, kot so NO_x, HCl, kovine, prah, dioksini, so podobni kot pri sežigu mešanih komunalnih odpadkov. Izpusti CO₂ pa so pri sežigu PVC 5- do 6-krat večji, oz. če se upošteva še proizvodnja snovi, potrebnih za zmanjšanje zračnih izpustov, skoraj 8-krat večji kot izpusti CO₂ pri sežigu mešanih komunalnih odpadkov. Na drugi strani pa se pri sežigu PVC lahko pridobi do 2-krat več energije kot pri mešanih odpadkih. Eksterni stroški recikliranja nastanejo zaradi porabljene energije, pri čemer so pri kakovostnejšem recikliranju manjši za eksterno korist, ki nastane zaradi manj porabljene energije v primerjavi s potrebno energijo za proizvodnjo originalnega materiala. Te koristi pa pri recikliranju nižje kakovosti ni.

Stroški preusmerjanja PVC-odpadkov od odlaganja ali sežiganja v recikliranje so netostroški, ki nastanejo z recikliranjem, zmanjšani še za stroške, ki bi jih imeli, če bi jih odlagali ali sežigali. V študiji so navedene zadnje ocene netostroškov recikliranja (vključno s sortiranjem, prevozom in postopkom), ki so za nefleksibilni, stavbni PVC v višini 200 do 300 EUR/tono, za talni, fleksibilni PVC 300 do 400 EUR/tono in za embalažni PVC ter za gospodinjske naprave in električne in elektronske odpadke 700 EUR/tono. Ob stroških

odlaganja 100 EUR/tono (vključno s stroški zbiranja in prevoza) bi tako pomenilo preusmerjanje PVC-odpadkov od odlaganja v reciklažo od 100 do 600 EUR/tono dodatnih stroškov odvisno od vrste odpadkov. Edina izjema pri neugodni ekonomiki recikliranja so kabelski vodi zaradi ponovne uporabe kovin (bakra, aluminija), ki je tudi glavni namen reciklaže.

Povprečni strošek sežiganja (vključno z zbiranjem, prevozom, sežigom in odlaganjem ostanka) so ocenjeni na 165 EUR/tono. To pomeni, da recikliranje namesto sežiganja PVC-odpadkov pomeni od 35 do 535 EUR dodatnih stroškov na tonu. Vendar pa je treba upoštevati še dodatne stroške, ki so posledica PVC v odpadkih, kot so stroški zmanjševanja izpustov, nastalih pri sežiganju, oz. ravnanja z njimi in ravnanja z ostankom. Na drugi strani pa je zaradi večje kalorične vrednosti PVC od mešanih odpadkov lahko več pridobljene energije. Neto dodatni stroški sežiganja zaradi vsebnosti PVC so tako 85 EUR/tono za fleksibilni PVC in 165 EUR/tono za nefleksibilni PVC ob predpostavki povprečne tehnološke zahtevnosti obrata oz. nadzora nad onesnaževanjem. Te dodatne stroške sežiganja posredno plačajo vsi uporabniki sežigalnice (sežiganje mešanih odpadkov), kar pomeni prikrito subvencijo sežiganja PVC.

Preusmerjanje PVC odpadkov v recikliranje namesto sežiganja tako ob netostroških recikliranja za gradbeni PVC (stavbni profili, okna, napeljave) v višini 250 EUR/tono in na drugi strani 165 EUR/tono manjših stroškov, ker ne sežigamo, in nadaljnjih 165 EUR/tono manjših dodatnih stroškov zaradi sežiganja PVC (subvencije sežigalnicam) pomeni 80 EUR/tono neto privarčevanih sredstev. Pri fleksibilnem PVC (talne obloge) so netostroški recikliranja v povprečju 350 EUR/tono ter zmanjšanje stroškov zaradi stroškov sežiganja 165 EUR/tono in zaradi "subvencij" 85 EUR/tono. To pomeni, da so netostroški preusmerjanja fleksibilnega PVC s sežiganja na recikliranje na ravni 100 EUR/tono. Za druge odpadke PVC in naprave so netostroški recikliranja tako visoki, da so tudi netostroški preusmerjanja s sežiganja na recikliranje še vedno visoki. Če torej upoštevamo stroške sežiganja in dodatne stroške zaradi sežiganja PVC, pomeni recikliranje nekaterih gradbenih materialov namesto njihovega sežiganja celo neto finančne koristi.

Za scenarij *preusmerjanja PVC-odpadkov od sežiganja v odlaganje* ob stroških odlaganja na ravni 100 EUR/tono in zgoraj omenjenih stroških sežiganja upoštevamo še stroške sortiranja na ravni 30 EUR/tono (majhen strošek, ker se odpadni material iz gradbeništva že tako posebej odlaga). To pomeni neto finančne prihranke v višini 35 EUR/tono v primeru preusmerjanja gradbenih odpadkov od sežiganja v odlaganje (brez "subvencije" pri sežiganju) oz. 200 EUR/tono (z upoštevanjem "subvencij") in 120 EUR/tono finančnih koristi za fleksibilen PVC.

V povzeti študiji so obravnavani trije scenariji in njihovi finančni stroški ter učinki na okolje. V *prvem scenariju* je predvidena delna preusmeritev PVC odpadkov (fleksibilnega PVC, od nefleksibilnega pa le stavbni PVC-odpadni materiali) od odlaganja in sežiganja v

recikliranje. *Scenarij 2* predvideva popolno preusmeritev od odlaganja in sežiganja v recikliranje PVC-odpadkov, *scenarij 3* pa odlaganje odpadnega PVC namesto sežiganja. Finančni stroški bi bili največji pri scenariju 2, medtem ko so pri scenariju 3 doseženi netoprihranki, ki so seveda višji, če pri stroških sežiganja upoštevamo še subvencijo oz. višje stroške zaradi sežiganja PVC.

Sicer so pri teh izračunih nezanesljivi predvsem ocenjeni stroški recikliranja, ker obstaja zelo malo podatkov o samih delujočih reciklažnih obratih. To še posebej velja za recikliranje negradbenih odpadkov, ki pa v scenariju 2 zajemajo pomemben del.

Pregled neto eksternih stroškov po scenarijih pokaže, da se ti najbolj zmanjšajo pri preusmeritvi odpadkov s sežiganja in odlaganja na visoko kakovostno recikliranje. To je posledica tega, da največje eksternalije povzroča proizvodnja PVC-izdelkov. Tudi preusmerjanje od sežiganja v odlaganje PVC-odpadkov izkazuje neto eksterne koristi. Koristi za okolje so nekoliko manjše pri preusmerjanju teh odpadkov s sežiganja na recikliranje nizke kakovosti, medtem ko takšno recikliranje namesto odlaganja neto eksterne stroške poveča. Taki izsledki izhajajo iz najboljše, srednje ocene, pri čemer je razpon med najnižjo in najvišjo vrednostjo posledica različnega vrednotenja smrtnosti, vključevanja kroničnih učinkov in obravnave učinkov podnebnih sprememb (zgornja vrednost je 300-krat večja od spodnje).

Kot je bilo že omenjeno, v teh ocenah veliko dejavnikov ni upoštevanih. Eden takih je vpliv onesnaževal (kadmij, svinec, ftalati), ki s sežiganjem ostanejo v trdnem ostanku – pepelu, v katerem so v mobilnejši obliki. Pri odlaganju pa se lahko sproščajo v zemljo postopoma, odvisno od sistema zajema izcednih vod. Tako ni povsem jasno, kateri način ravnanja s PVC-odpadki je glede teh onesnaževal boljši.

Tabela 13: Neto vrednost spremenjenih načinov ravnanja s PVC-odpadki, v EUR/tono

	Scenarij 1	Scenarij 2	Scenarij 3
Finančni stroški:			
– brez subvencije sežiganja	82–84	223–225	–21
– s subvencijo sežiganja	44–51	188–194	–92
Eksterni stroški:			
– nizka ocena	–25	–19	–12
– srednja ocena	–188	–142	–51
– visoka ocena	–693	–540	–249

Vir: Economic Evaluation of PVC Waste Management (Brown et al., 2000).

Če upoštevamo še finančne stroške, so eksterne koristi v prvem scenariju preusmerjanja PVC odpadkov od odlaganja in sežiganja v recikliranje še vedno večje od teh stroškov, razen pri nizki oceni eksternih stroškov. V scenariju 2 so zaradi visokih finančnih stroškov

dosežene netoeksterne koristi le v primeru visoke vrednosti eksternalij. V scenariju 3, ki PVC-odpadke preusmeri s sežiganja na odlaganje, se dosežajo finančne in okoljske koristi.

Če bi pri izračunu zajeli še druge eksterne učinke, ki so v tej analizi izpuščeni, bi to verjetno še povečalo koristi iz preusmerjanja PVC-odpadkov od sežiganja. Edina izjema pri tem so ftalati, ki se pri sežiganju uničijo. Analiza kaže, da preusmerjanje PVC-odpadkov od sežiganja še posebej na recikliranje pomeni netokoristi, čeprav so možnosti recikliranja PVC še omejene.