

Een economische evaluatie

van de afschaffing van de afvalstoffenbelasting

*Bachelorscriptie BSc Economie en bedrijfseconomie*

Datum: **11 december 2013**

Auteur: **Geert Agteresch**

Studentnummer: **348667**

Begeleider: **dr. H.R.J. Vollebergh**

**Erasmus School of Economics**

**Erasmus Universiteit Rotterdam**

# Woord vooraf

In de periode dat ik met mijn bachelorscriptie bezig was heb ik heel wat keren moeten uitleggen waarom onderzoek in de afvalketen, in dit geval de afvalstoffenbelasting, wél interessant is. Wanneer ik het onderwerp van mijn scriptie desgevraagd noemde, volgde meestal een afgepaste reactie, waaruit ik opmaakte dat de vraagsteller wel leukere onderwerpen kon bedenken dan een onderzoek naar afval.

Toch is mij in deze periode steeds duidelijker geworden dat de afvalsector juist een sector is waar de economische theorie bij uitstek in de praktijk haar nuttige bijdrage kan leveren. Zodoende dient economisch onderzoek naar afval en het milieu in bredere zin een maatschappelijk doel, in de vorm van het bijdragen aan de ontwikkeling van een duurzame leefomgeving waardoor toekomstige generaties ook nog in een leefbare omgeving geboren kunnen worden.

Het schrijven van dit onderzoek was niet altijd gemakkelijk. Wel heb ik ontzettend veel papers gelezen, onderzoeken bestudeerd, en vooral erg veel geleerd. Lezen en informatie verwerken is een belangrijke vaardigheid, maar zelf een gestructureerde analyse kunnen opzetten is op zijn minst zo belangrijk – en moeilijk!

Ik wil graag mijn begeleider dr. Herman Vollebergh bedanken voor zijn begeleiding bij de totstandkoming van dit onderzoek. Uw aansprekende manier van doceren tijdens het vak *Environmental economics* in 2013 legde de basis voor mijn interesse in de veelkleurige vakgebieden van milieu- en ecologische economie, en daarnaast de bredere welvaartseconomie. In de contacten die volgden zijn we langzaam maar zeker tot de opzet voor deze bachelorscriptie gekomen.

Ik hoop dat u, beste lezer, ook al bent u bij het zien van het onderwerp van dit onderzoek nogal sceptisch of de bestudering van een afvalbelasting wel interessant is, ná het lezen van deze scriptie toch zult erkennen dat afval en economie zeker een interessante combinatie vormen.

Rotterdam, december 2013,

Geert Agteresch

# Samenvatting

In de transitie naar een duurzamere economie is de omgang met afval een van de vraagstukken. Er bestaan grofweg vijf soorten afvalverwerking: hergebruik, recycling, verbranding, storting en illegale dumping van afval. Verschillende vormen van afvalverwerking hebben echter heel verschillende milieuhygiënische consequenties, omdat elke verwerking van afval weer gepaard gaat met andere externaliteiten die het gevolg zijn van marktfalen. Economische instrumenten (instrumenten die het gedrag van economische actoren sturen door markten te voorzien van signalen door middel van manipulatie van de relatieve prijzen en/of een financiële transfer) kunnen helpen om het marktfalen te corrigeren om zo een economisch efficiëntere uitkomst te verkrijgen.

In Nederland bestond van 1995 tot 2012 een belasting op het storten van afval. De primaire doelstelling van deze belasting was de verwerving van algemene middelen, maar de secundaire doelstelling was om milieubeleid met betrekking tot afval te ondersteunen. Er bestaat een regulier tarief en een verlaagd tarief voor onbrandbaar geacht afval. Het tarief werd in de loop van de tijd gesplitst in een hoog en een laag tarief, en het hoge tarief werd verschillende malen verhoogd met als doelstelling de prijs voor het storten van afval gelijk te maken aan het verbranden van afval. Het tarief op het verbranden van afval was nihil, hoewel het verbranden van afval wel onder de grondslag van afvalstoffenbelasting viel. De belasting werd in 2012 afgeschaft waarna de hoeveelheid gestort afval licht toeneemt.

Uit dit onderzoek blijkt dat de afvalstoffenbelasting een effectief, maar vooral een efficiënt instrument is in de beleidsmix voor het afvalbeleid. Empirisch is een causaal effect van een afvalstoffenbelasting op de hoeveelheid gestort afval moeilijk vast te stellen, maar verschillende onderzoeken lijken er toch op te wijzen dat de belasting effectief is. Een afvalstortverbod is wel effectiever, maar niet efficiënter, en zorgt er niet voor dat een belasting overbodig wordt. Juist de combinatie met andere beleidsinstrumenten kan ervoor zorgen dat de belasting effectiever wordt. Heterogeniteit van afvalstromen en elasticiteiten hebben ook wisselende invloeden op de efficiëntie en effectiviteit van de afvalstortbelasting.

Vanwege deze voordelen zou de afvalstoffenheffing een goed instrument zijn om de verdere afvaldoelstellingen in Nederland te realiseren, bijvoorbeeld door niet alleen een heffing op het storten maar ook het verbranden van afval in te voeren. In de geest van een pigouviaanse belasting zou de afvalstoffenbelasting zo de externaliteiten van zowel het storten als verbranden van afval internaliseren, waardoor overconsumptie wordt tegengegaan, milieuhygiënisch gezien schonere alternatieven goedkoper worden en door een intensiever gebruik van recylings- en hergebruikinstallaties en –technieken investeringen in deze technieken ook goedkoper worden. Zodoende kan de afvalstoffenbelasting bijdragen aan een vergroening van de economie.

# Inhoudsopgave

Woord vooraf 2

Samenvatting 3

Inhoudsopgave 4

1. Inleiding 6

1.1 Relevantie 6

1.1.1 Duurzaamheid en afval 6

1.1.2 Economische instrumenten 7

1.2 Opzet onderzoek 8

1.2.1 Onderzoeksvragen 8

1.2.2 Leeswijzer 9

2. Literatuurstudie 11

2.1 Theorie van welvaart en belastingen 11

2.1.1 Welvaartseconomie 11

2.1.2 Belastingprikkels en gedrag 13

2.1.3 Voordelen economische instrumenten 14

2.1.4 Nadelen economische instrumenten 14

2.2 Theoretische benaderingen afvalmarkt 15

2.2.1 Afvalketen 16

2.2.2 Theoretisch model van afvalmarkt 16

2.2.3 Prijssystemen per eenheid afval 19

2.2.4 Beleidsuitgangspunten 20

2.2.5 Berekening maatschappelijke kosten afvalverwerking 21

2.2.6 Andere factoren 22

2.3 Onderzoek naar afvalstortbelastingen 22

2.3.1 Empirisch onderzoek in Europa 23

2.3.2 Empirisch onderzoek in Nederland 24

3. Beschrijving afvalstoffenbelasting 25

3.1 Doelstelling 25

3.2 Grondslag en uitvoering 25

3.3 Tarieven 26

3.3.1 Tarief verbranden van afval 26

3.3.2 Tarief storten afval 27

3.3.3 Opbrengsten afvalstoffenbelasting 28

3.4 Volumeontwikkelingen 29

3.5 Afschaffing 30

3.5.1 Argumenten 30

3.5.2 Hoeveelheden bij afschaffing 32

4. Evaluatie 33

4.1 Effectiviteit 33

4.1.1 Evaluatie gedragsprikkels 33

4.1.2 Empirische gegevens 35

4.1.3 Hoeveelheid gestort afval na 2012 36

4.1.4 Combinatie andere beleidsinstrumenten 37

4.2 Efficiëntie 38

4.2.1 Efficiënte keuzes door marktspelers 38

4.2.2 Inefficiëntie afvalstortverbod 39

4.2.3 Onderkenning efficiëntie 39

4.2.4 Uitbreiden afvalstoffenbelasting 40

4.3 Overige aspecten 41

4.3.1 Heterogeniteit van afval 41

4.3.2 Internationale coördinatie 41

4.3.3 Elasticiteiten 42

5. Conclusies en aanbevelingen 44

5.1 Conclusies 44

5.2 Aanbevelingen 46

Bibliografie 47

Bijlages 51

Bijlage 1: Tarieven en opbrengsten afvalstoffenbelasting 51

Bijlage 2: Aantal afvalstortplaatsen, hoeveelheden gestort afval en capaciteit 53

# 1. Inleiding

Dit inleidende hoofdstuk toont allereerst de relevantie van het onderzoek aan, door een inleiding te geven op de noodzaak van een duurzaam consumptiepatroon en de rol die economische instrumenten daarin kunnen spelen. Hierna wordt de hoofdvraag van het onderzoek verklaard, en worden de gehanteerde criteria en de verdere opzet van het onderzoek toegelicht. Het hoofdstuk besluit met een leeswijzer.

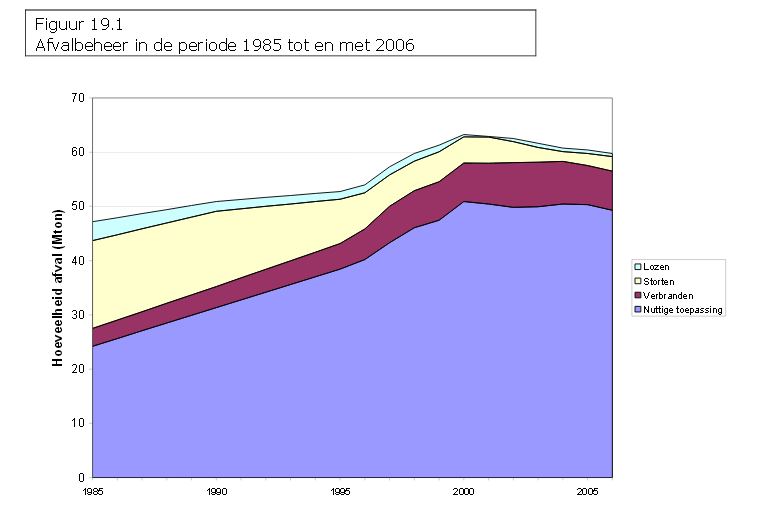
## 1.1 Relevantie

1.1.1 Duurzaamheid en afval

De huidige omvang van de wereldbevolking, de stand van de techniek en economie en de productie- en consumptiepatronen van de wereldbevolking zorgen ervoor dat de mens tegen de grenzen van de draagkracht van de aarde begint op te lopen. De druk op beschikbare natuurlijke hulpbronnen neemt toe, de wereldbevolking groeit, de biodiversiteit neemt af, land en water worden vervuild en er is grote onzekerheid over de mogelijke gevolgen van klimaatsverandering. Om onze planeet Aarde voor toekomstige generaties leefbaar te houden is het nodig om mondiaal actie te ondernemen om te komen tot een duurzame leefwijze.

‘Vergroening van de economie’ is dan ook een Nederlands, Europees maar vooral ook een mondiaal belang, aldus onder andere het Planbureau voor de Leefomgeving (Planbureau voor de leefomgeving, 2012). Dit gegeven wordt ook internationaal breed onderkend. Het lastige is echter dat veel baten van vergroening van de economie onduidelijk zijn of op de lange termijn liggen, terwijl de kosten dikwijls direct zichtbaar en voelbaar zijn. Daarnaast is er veel onzekerheid in onderzoek naar en debatten over milieueffecten en klimaatsverandering. De consensus in de wetenschappelijke wereld is echter dat er actie ondernomen moet worden omdat huidige levensstijlen van veel, veelal westerse, wereldburgers niet duurzaam genoeg is om een leefbare aarde voor toekomstige generaties te garanderen.

Een van de onderdelen van de transitie naar een duurzame economie is de omgang met afval. Jaarlijks consumeren burgers van de Europese Unie gemiddeld zestien ton grondstoffen, waarvan gemiddeld zes ton weer wordt afgedaan als afval (Europese Commissie, 2011). Een kerndoel van de Europese Commissie is om te komen tot een economie waarin efficiënt met grondstoffen wordt omgegaan, waarbij bijvoorbeeld de energie en de grondstoffen die vrijkomen bij het verwerken van afval hergebruikt worden. Daarnaast gaat de verwerking van afval gepaard met negatieve externaliteiten, die een correctie van het marktmechanisme rechtvaardigen. Volgens Fullerton *et al.* (2008) komen milieuvraagstukken omtrent afval voort uit de consequenties van de verschillende vormen van afvalverwerking voor het milieu. Er bestaan grofweg vijf soorten afvalverwerking: hergebruik, recycling[[1]](#footnote-1), verbranding, storting en illegale dumping van afval. In Nederland is de afgelopen decennia storten als meest populaire methode van afvalverwerking vervangen door verbranding, al dan niet met terugwinning van energie door bijvoorbeeld elektriciteitsproductie zodat het als nuttige toepassing wordt aangemerkt (zie Figuur 1).



Figuur 1 – Afvalbeheer in de periode 1985-2006. Bron: LAP2 (Ministerie van VROM, 2010)

1.1.2 Economische instrumenten

Bij de ontwikkeling van beleid voor de afvalmarkt kunnen economische instrumenten een rol spelen. Economische instrumenten zijn volgens de definitie van Barde (1994) en de OECD (OECD, 2013) instrumenten waarbij het gedrag van economische actoren wordt gestuurd door markten te voorzien van signalen door middel van manipulatie van de relatieve prijzen en/of een financiële transfer. Belangrijk hierbij is volgens Barde dat economische instrumenten de keuzevrijheid voor de manier waarop economische actoren gedrag aanpassen overlaten aan de individuele actoren, zodat zij de voor hen meest efficiënte oplossing kunnen kiezen (Barde, 1994). Volgens Fullerton *et al*. (2008) kunnen economische instrumenten, zoals milieubelastingen, gebruikt worden om op een efficiënte manier milieudoelstellingen te behalen. Dit komt doordat, vergeleken met standaard regulering en indien goed vormgegeven, economische instrumenten eenzelfde niveau van milieubescherming kunnen bereiken tegen lagere kosten. Dit onderstreept temeer het belang van onderzoek naar de optimale inzet van economische instrumenten, waaronder milieubelastingen. Ook de Europese Commissie zet in op een grote rol van economische instrumenten bij de strategie met betrekking tot afval (Europese Commissie, 2011).

Een van de belastinginstrumenten die Nederland de afgelopen decennia inzette is een afvalstoffenbelasting die verschuldigd is voor stortplaatshouders voor het storten van afval (Ministerie van Financiën, 2011). Deze belasting werd ingevoerd in 1995 en was bedoeld om het milieubelastende storten van afval relatief onaantrekkelijk te maken ten opzichte van minder milieubelastende alternatieven als hergebruik, recycling en verbranding van afval. Destijds bedroeg de belasting 29,20 gulden per ton gestort afval, omgerekend €13,25 (Bartelings *et al*., 2005). Dit tarief werd geleidelijk verhoogd tot €108,13 in 2011. Per 1 januari 2012 is de afvalstoffenbelasting weer afgeschaft. De belangrijkste redenen voor deze afschaffing zijn vereenvoudiging van het belastingstelsel, minder instrumentalisme en de constatering dat er genoeg flankerend beleid is om afvalbeleid vorm te geven, wat de afvalstoffenbelasting overbodig maakte. (Ministerie van Financiën, 2011). Deze vereenvoudiging zorgt volgens het ministerie van Financiën voor een daling van de administratieve lasten en een vermindering van de kosten van de belastingdienst. Het is de vraag of de afschaffing van de afvalstoffenbelasting een goed besluit is. Deze vraag staat in dit onderzoek centraal.

## 1.2 Opzet onderzoek

1.2.1 Onderzoeksvragen

Om deze vraag te beantwoorden is de volgende hoofdvraag opgesteld:

Was het afschaffen van de afvalstortbelasting in 2012 in Nederland vanuit het oogpunt van economische efficiëntie en effectiviteit een goede beslissing?

Om deze vraag te beantwoorden zijn drie deelvragen geformuleerd die in drie parallelle hoofdstukken worden behandeld:

1. Wat zegt de bestaande literatuur over milieubelastingen en afvalstortbelastingen, en de efficiëntie en effectiviteit hiervan?

2. Hoe zag de Nederlandse afvalstoffenbelasting zoals die tot 2012 functioneerde er uit?

3. Welke verbeteringen zijn in de fiscale behandeling van afval aan te brengen op het gebied van efficiëntie en effectiviteit, zoals deze door de economische theorie worden aangereikt?

Dit onderzoek beantwoordt de vraag of de afschaffing van de afvalstoffenbelasting verstandig was aan de hand van de economische criteria van efficiëntie en effectiviteit. Efficiëntie is een centraal begrip in de economie. In het geval van efficiëntie worden volgens de economische theorie schaarse bronnen optimaal gealloceerd (verdeeld) over alternatieve aanwendingsmogelijkheden. Overheidsingrijpen in de markt gaat vaak gepaard met efficiëntieverlies. Hierbij is het dus zaak te zoeken naar instrumenten die het efficiëntieverlies minimaliseren. Daarnaast kunnen er situaties zijn waarbij de markt geen economisch efficiënte uitkomst garandeert. In dit geval kan overheidsingrijpen er juist toe bijdragen dat inefficiënties worden gecorrigeerd. Ook hierbij kan onderzoek bijdragen aan de vraag welk instrument deze inefficiënties het best kan corrigeren. Het gaat hier dus om maatschappelijke efficiëntie: hoe de beschikbare bronnen (*resources*) het meest optimaal gealloceerd moeten worden, zodat de voor de maatschappij de meest efficiënte uitkomst ontstaat.

Hierbij raken we aan het tweede criterium: effectiviteit. Effectiviteit behelst de mate waarin doelstellingen van het beleid worden behaald door de inzet van een bepaald instrument. Daarbij speelt niet noodzakelijk de omvang van de gebruikte middelen een rol (efficiëntie). Hierbij gaat het er dus om of het beleidsinstrument de juiste prikkels geeft die er voor zorgen dat de doelstelling wordt gerealiseerd.

Vaak bestaat er een afweging (*trade-off*) tussen efficiëntie en effectiviteit. Erg effectieve instrumenten kunnen erg inefficiënt zijn, zodat het beoogde doel weliswaar voor een groot deel, maar ook tegen hoge kosten wordt behaald. Bijvoorbeeld in het verkeer: bij het terugdringen van het aantal verkeersdoden kan een maatregel worden ingevoerd om op alle wegen de maximumsnelheid te verlagen tot dertig kilometer per uur. Dit is waarschijnlijke een effectieve maatregel, het aantal verkeersdoden daalt sterk. Maar deze maatregel zal gepaard gaan met extreem hoge kosten (bijvoorbeeld langere reistijden, meer files). Aan de andere kant kan een instrument juist ook erg efficiënt zijn, zodat de kosten van uitvoering laag zijn, maar dat het bereikte effect ook klein is.

1.2.2 Leeswijzer

De onderzoeksvragen worden behandeld in vijf hoofdstukken. Hoofdstuk één betreft een inleiding waarin de relevantie van het te onderzoeken onderwerp wordt uitgelegd en daarnaast een overzicht van het verdere onderzoek wordt gegeven. Het tweede hoofdstuk is een literatuurstudie naar theoretische en empirische literatuur van milieubelastingen en de afvalmarkt. In hoofdstuk drie worden vervolgens aspecten van de stortbelasting zoals die tot 2012 functioneerde beschreven, zoals het beoogde doel, de grondslag, de tarieven en de uitvoering van de belasting. Dit hoofdstuk is meer beschrijvend van aard. In hoofdstuk vier worden de voor- een nadelen van de afvalstoffenbelasting behandeld, en wordt vervolgens aan de hand van economische theorie gekeken of afvalbelasting verbetert had kunnen worden, en zo ja, hoe. Dit hoofdstuk is dus meer toetsend van aard. Hoofdstuk ten slotte, bevat een opsomming van de conclusies uit het voorgaande onderzoek en aanbevelingen voor verder onderzoek of beleidsontwikkeling.

# 2. Literatuurstudie

In dit hoofdstuk wordt relevante literatuur voor dit onderzoek beschreven. Allereerst komt de algemene economische theorie met betrekking tot welvaart en belastingen aan bod. Daarna worden verschillende theoretische benaderingen van de afvalmarkt voorgesteld. Ten slotte worden specifieke (empirische) onderzoeken naar afvalstortbelastingen behandeld.

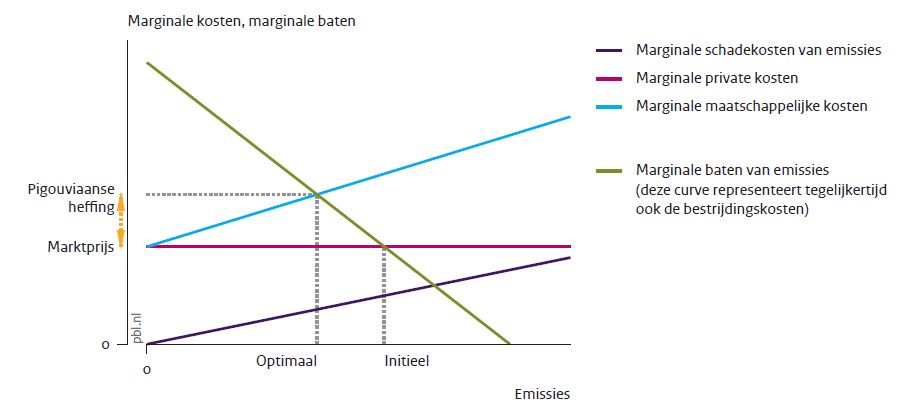
## 2.1 Theorie van welvaart en belastingen

2.1.1 Welvaartstheorie

*2.1.1.1 Externaliteiten*

Zoals gesteld in de inleiding is een van de basistheorema’s van de economische theorie dat het marktmechanisme onder bepaalde voorwaarden zorgt voor een optimale allocatie van schaarse bronnen (Rosen & Gayer, 2010). De werkelijkheid van deze wereld voldoet echter in zelden tot nooit aan de voorwaarden van dit theorema, waardoor het marktmechanisme niet optimaal functioneert en in sommige gevallen tot inefficiënte marktuitkomsten leidt. Een van de bronnen van dit marktfalen betreft externaliteiten. Externaliteiten zijn effecten die optreden wanneer een activiteit van een economische actor direct invloed heeft op het nut van andere actoren en buiten het marktmechanisme vallen waardoor er geen vergoeding wordt betaald voor het veroorzaakte effect (Rosen & Gayer, 2010; Eshet, Ayalon, & Shechter, 2005). Externaliteiten kunnen zowel negatief als positief zijn, en zorgen ervoor dat de schaarse bronnen niet optimaal worden gealloceerd door de private markten, overconsumptie van het schadelijke goed ontstaat, waardoor marktfalen ontstaat en de maatschappelijke welvaart niet haar maximale niveau bereikt. De totale maatschappelijke kosten zijn dan hoger dan de private kosten van een goed, zodat minder consumptie tot efficiëntere uitkomsten zou leiden (zie figuur 2 - Externaliteiten en pigouviaanse subsidie).

Milieuproblemen zijn een voorbeeld van het optreden van externaliteiten bij uitstek. Negatieve externaliteiten komen voor tijdens de verschillende fases van de levenscyclus van een product, bijvoorbeeld tijdens de productie, het transport, het gebruik en de verwerking als afval (Eshet, Ayalon, & Shechter, 2006). Deze externaliteiten veroorzaken bijvoorbeeld lucht-, grond- en watervervuiling, uitstoot van broeikasgassen, beschadiging van ecosystemen en het verlies van biodiversiteit en belevingswaarde*[[2]](#footnote-2)*.

*Figuur 2 – Externaliteiten en pigouviaanse belasting. Bron: Vollebergh, 2012*

*2.1.1.2 Pigouviaanse belastingen*

Door externaliteiten veroorzaakt marktfalen rechtvaardigt overheidsingrijpen, om zo de marktinefficiënties te corrigeren en te zorgen voor een efficiënte consumptie, productie en het gebruik van grondstoffen (Waste economics team, Defra, 2012). Zo kan, wanneer externaliteiten optreden, door middel van een belasting of een subsidie toch een maatschappelijk efficiënte marktuitkomst worden bereikt. In het geval van negatieve externaliteiten wordt een belasting geheven, en in het geval van positieve externaliteiten een subsidie verstrekt. Deze belasting wordt aangeduid als een pigouviaanse belasting (Rosen & Gayer, 2010; Vollebergh, 2012). Wanneer negatieve externaliteiten optreden worden, in tegenstelling tot de private kosten, de maatschappelijke kosten niet verrekend in de transactieprijs. Een pigouviaanse belasting corrigeert dit door een belasting voor elke verhandelde eenheid te heffen die gelijk is aan de hoogte van de externaliteiten op het punt van het maatschappelijke optimum. Hierdoor wordt de transactieprijs een afspiegeling van de werkelijke en totale maatschappelijke kosten waardoor overconsumptie wordt voorkomen en een maatschappelijk efficiënte marktuitkomst ontstaat (Bovenberg & Goulder, 2002) (zie figuur 2 - Externaliteiten en pigouviaanse subsidie).

In theorie kan een pigouviaanse belasting het marktfalen zo weer corrigeren. Omdat milieuproblematiek vaak te kenmerken is als het optreden van negatieve externaliteiten, hebben milieubelastingen die zijn bedoeld om de problemen te verhelpen vaak de vorm of de rationale van een pigouviaanse belasting. Echter, in meer realistische beleidsomgevingen, waar andere verstorende effecten aanwezig zijn, informatie over kosten en opbrengsten incompleet is en verdelingseffecten en politieke beperkingen moeten worden meegenomen is het ontwerp van een belasting vaak niet zo eenvoudig als Pigou voorschrijft (Bovenberg & Goulder, 2002). In het geval van de afvalmarkt bijvoorbeeld kan de mogelijkheid die bestaat om afval illegaal te verbranden of dumpen ertoe leiden dat een eenvoudige pigouviaanse belasting tot een suboptimale economische uitkomst leidt (Choe & Fraser, 1999). Frank laat in een eenvoudig voorbeeld zien dat een belasting op uitstoot kan leiden tot een uitkomst die slechter is dan de initiële situatie zonder belasting (Frank, 2010).

2.1.2 Belastingprikkels en gedrag

Belastingen worden niet alleen geheven om geld op te halen voor bekostiging van de publieke sector (budgettaire functie), maar worden ook ingezet om andere doelstellingen te bereiken, de instrumentele functie (Stevens, 2011). Om die doelstellingen te bereiken kunnen belastinginstrumenten worden ingezet om prikkels tot gedragswijzigingen te geven aan economische actoren. Deze gedachte is onder fiscalisten omstreden, waarbij laatstgenoemden pleiten voor een zo eenvoudig mogelijk belastingstelsel, waarbij het ophalen van belastinginkomsten centraal staat (Vollebergh, 2012). Belastingen hebben echter altijd gedragseffecten, doordat (onbedoeld) keuzes van economische actoren worden beïnvloedt, ook al zijn de belastingen daar niet voor bedoeld. Vollebergh (2012) wijst er op dat het feit dat belastingen gedragsprikkels geven te meer een goed inzicht vereist in de gevolgen van een belasting om een juiste keuzes te kunnen maken ten behoeve van de maatschappelijke welvaart.

Duurzaamheids- en milieubeleid is een beleidsgebied waar regelmatig gebruik wordt gemaakt van het belastingsinstrument, door middel van een milieubelasting. Fullerton *et al.* geven in hun studie naar milieubelastingen een verantwoording voor de inzet van dergelijke belastinginstrumenten (Fullerton, Leicester, & Smith, 2008). Zij geven aan dat om te komen tot een duurzame economie meer nodig is dan de conventionele regulering op het gebied van duurzaamheid, omdat substantiële en diep ingrijpende wijzigingen in productie- en consumptiepatronen nodig zijn. Deze noodzaak heeft beleidsmakers aangezet om te kijken naar meer ‘incentive-based’ instrumenten, dat wil zeggen instrumenten die prikkelen of stimuleren tot gedragsveranderingen.

Echter, Fullerton *et al.* (2008) wijzen er daarnaast op dat effecten van milieubelastingen op gedrag en percepties van mensen de uitkomsten ook negatief kunnen beïnvloeden. Een lage belasting kan bijvoorbeeld milieubelastend gedrag stimuleren doordat mensen het idee hebben dat het betalen van de belasting hun milieubelastende gedrag compenseert.

2.1.3 Voordelen economische instrumenten

Fullerton *et al*. (2008) geven in hun studie vier voordelen van economische instrumenten ten opzichte van reguliere beleidsinstrumenten. Het eerste voordeel betreft de zogenaamde *static efficiency gains* (statische efficiëntievoordelen). Door herverdeling van de kosten van vermindering van milieuschade ontstaan voordelen, en wel om twee redenen. Ten eerste kunnen reguliere beleidsinstrumenten niet differentiëren voor verschillende marginale kosten van vermindering van milieudruk van verschillende vervuilers. Een economisch instrument zorgt ervoor dat de vervuiler zo veel gaat verminderen dat de marginale kosten van vermindering van uitstoot gelijk zijn aan de marginale opbrengsten hiervan, zodat de gewenste vermindering economisch efficiënt wordt verdeeld. Ten tweede zorgen economische instrumenten ervoor dat beleidsmakers geen inzicht hoeven te hebben in de marginale kosten van vermindering van uitstoot van individuele vervuilers. De belastingprikkel zorgt er immers voor dat vervuilers hun milieudruk tot een economisch efficiënt niveau verminderen.

Het tweede voordeel bestaat uit de dynamische prikkels tot innovatie die economische instrumenten creëren. Regulerende beleidsinstrumenten zorgen ervoor dat vervuilers hun milieudruk verminderen tot de gestelde limiet, maar moedigen vervuilers niet aan om hun milieudruk verder te verminderen. Een milieubelasting daarentegen prikkelt de vervuiler om zijn milieudruk altijd verder te verminderen en nieuwe technologieën te ontwikkelen waarvan de marginale kosten lager liggen dan de belastingvoet.

Ten derde zijn economische instrumenten beter bestand tegen erosie van de effectiviteit van maatregelen door onderhandeling. Een efficiënte implementatie van regulerende instrumenten vereist onderhandelingen met elke individuele vervuiler. Deze onderhandelingsruimte kan de effectiviteit van het beleid ondergraven. Een milieubelasting daarentegen leidt tot een kosteneffectieve verdeling van de vermindering van milieudruk door rekening te houden met de marginale kosten van vermindering van individuele bedrijven, in een robuuste, niet onderhandelbare vorm. Het belastingtarief is immers voor iedereen gelijk.

Het laatste voordeel wat Fullerton *et al*. noemen zijn de potentiële opbrengsten van de inzet van economische instrumenten. Milieubelastingen leveren opbrengsten op, als resultaat van betaling voor iedere eenheid uitstoot.

2.1.4 Nadelen economische instrumenten

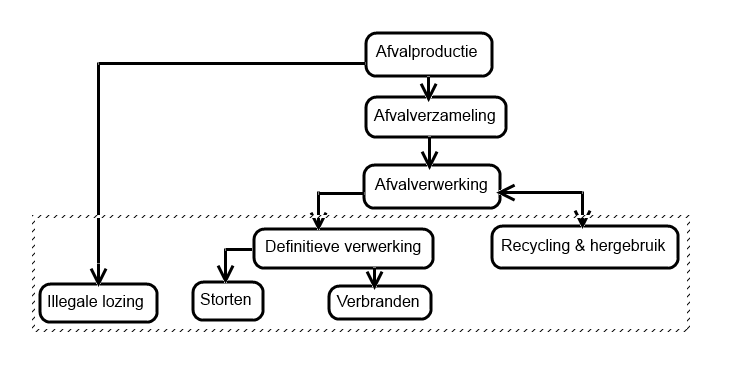
Economische instrumenten kennen volgens Fullerton *et al*. (2008) echter ook enkele belangrijke nadelen. Ten eerste houden economische instrumenten geen rekening met geografische verschillen in veroorzaakte milieuschade. Als de milieuschade varieert met de bron van de uitstoot kan een milieubelasting leiden tot economisch inefficiënte uitkomsten. In dit geval zou de belasting per geval moeten worden vastgesteld. Dit leidt echter tot mogelijke invloeden van lobbyende groeperingen. Daarnaast is het soms onmogelijk om verschillende belastingvoeten te introduceren, bijvoorbeeld op milieuschade-gerelateerde grondstoffen, omdat niet voorkomen kan worden dat deze grondstoffen onderling worden doorverkocht.

Belastingontwijkend gedrag is een tweede nadeel. Met een milieubelasting heeft een vervuiler prikkels om zijn vervuiling te verminderen, maar daarnaast ook prikkels om de belasting op andere, illegale manieren te ontlopen, zoals bijvoorbeeld door het illegaal dumpen van afval. Naar mate de belastingdruk hoger wordt neemt de prikkel om tot deze activiteiten toevlucht te nemen toe. Deze illegale praktijken kunnen veel hogere milieu- en sociale kosten veroorzaken dan de totale opbrengsten van de milieubelasting.

Het derde nadeel betreft mogelijke herverdelingseffecten. Milieubelastingen in het algemeen kunnen omvangrijke herverdelingseffecten met zich meebrengen. Lagere inkomens besteden doorgaans een groter gedeelte van hun inkomen aan energie en transport. Daarnaast hebben hogere inkomens vaak een grotere voorkeur voor bescherming van het milieu. Milieubescherming kan in die zin worden opgevat als luxe goed, waar hogere inkomens meer nut aan ontlenen dan lagere inkomens.

Ten vierde kunnen milieubelastingen de internationale concurrentiekracht schaden, als andere (omliggende) landen geen vergelijkbare maatregelen introduceren. Dit komt doordat bedrijven worden geconfronteerd met hogere kosten.

## 2.2 Theoretische benaderingen afvalmarkt



Figuur 3 – Model afvalketen

2.2.1 Afvalketen

De volledige afvalketen bestaat uit de productie (*production*), het verzamelen (*collection*) en het verwerken (*treatment*) van afval, waarbij de laatste stap weer uiteen valt in definitieve verwerking (*final disposal*) en recycling en hergebruik (zie Figuur 3 – Model afvalketen). Wat betreft definitieve verwerking zijn er twee verwerkingsmogelijkheden, namelijk het storten en verbranden van afval. Verder bestaat er nog de mogelijkheid tot het illegaal lozen van afval, rechtstreeks vanaf de afvalproductie. Het verwerken van afval gaat gepaard met negatieve externaliteiten. Het illegaal dumpen van afval brengt de meeste negatieve externaliteiten in de vorm van bijvoorbeeld milieu- en gezondheidsschade met zich mee. Maar ook het storten en verbranden van afval zorgt voor negatieve externaliteiten. De relevante beslissingen in de verschillende schakels worden door verschillende economische actoren genomen. De milieuproblemen ontstaan vervolgens doordat geen van deze actoren geconfronteerd wordt met de volledige maatschappelijke kosten van afvalverwerking. Zo rekenen afvalverwerkers de private kosten van het verwerken van afval wel door, maar is deze prijs geen afspiegeling van de werkelijke maatschappelijke kosten, waar ook de negatieve externe effecten zoals milieuschade en gezondheidsschade door emissies in zijn opgenomen.

Vollebergh (2012) wijst er op dat in de *status quo* de eigendomsrechten van het milieugebruik bij de vervuiler, de actor van de laatste schakel in de keten (definitieve verwijdering) liggen. Zij zijn het immers die de vervuiling en schade veroorzaken zonder dat men daarop kan worden aangesproken. Een belastinginstrument is dan *de facto* een herverdeling van de eigendomsrechten naar de overheid, wat ongetwijfeld weerstand zal oproepen (Vollebergh, 2012).

In dit onderzoek zal het voornamelijk gaan over de laatste schakel in de afvalketen, namelijk afvalverwerking en de daaraan verwante schakels. Ingrijpen in de schakel van definitieve verwerking of het storten van afval heeft ook consequenties voor andere schakels die te maken hebben met de bestemming van afval, zoals recycling, verbranding en illegale lozing (gestreepte kader in de figuur). Wanneer bijvoorbeeld het storten van afval duurder wordt gemaakt door milieubeleid worden het illegaal lozen, verbranden en recyclen van afval relatief goedkoper.

2.2.2 Theoretisch model van afvalmarkt

*2.2.2.1 Beschrijving model*

Fullerton & Kinnaman ontwikkelen in hun paper uit 1995 een model van de afvalmarkt (Fullerton & Kinnaman, 1995). In Figuur 4 is dit schematisch weergegeven. Beschouw *n* identieke huishoudens, die allen consumptieartikelen *c* kopen welke afval produceren. Afval kan worden opgehaald en verwerkt (*g*), worden gerecycled (*r*) of illegaal worden verbrand of gestort (*b*) zodat de volgende uitdrukking ontstaat:

c =c(g,r,b),

De variabelen *g*, *r* en *b* zijn continu en substituten van elkaar, en tezamen benodigd om een zekere hoeveelheid *c* te produceren. Het nut van deze huishoudens hangt af van de consumptie *c*, de thuisproductie *h* (bijvoorbeeld vrije tijd), de totale hoeveelheid geproduceerd afval *G=ng*, en de totale hoeveelheid illegaal gedumpt afval *B=nb*, en het gebruik van *virgin materials*[[3]](#footnote-3)*,V=nv,* wat samen de volgende uitdrukking oplevert (waarbij hoofdletters worden gebruikt voor geaggregeerde variabelen):

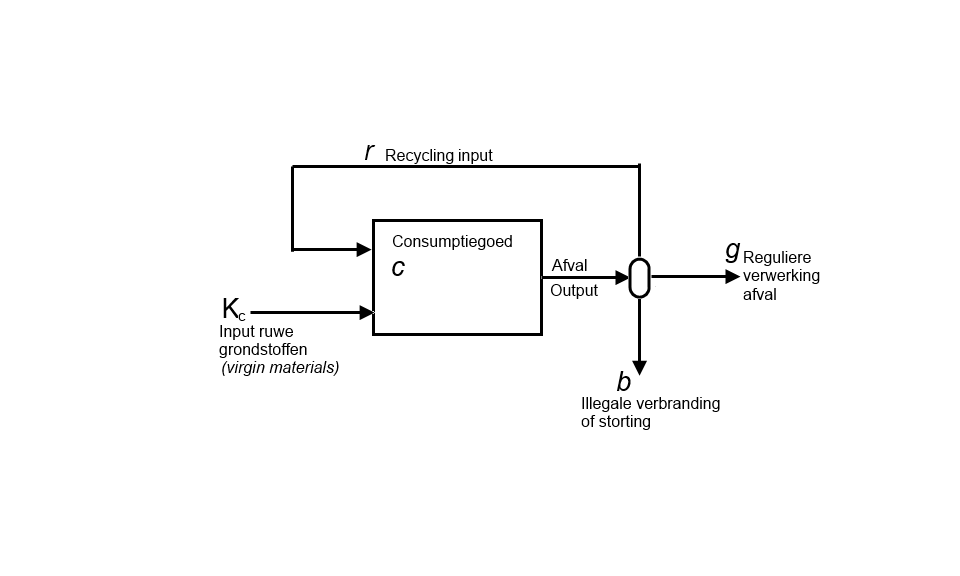
u=u[c(g,r,b),h,G,B,V],

waarbij de eerste afgeleides gelijk zijn aan *uc*> 0, *uh* > 0 en *uG* ≤ 0, *uB* ≤ 0 en *uG* ≤ 0. Verder wordt aangenomen dat *uB* ≤ *uG*, met andere woorden, het verwerken van afval is slecht, maar illegale verbranding of dumpen van afval is nog slechter.

Aan de productiezijde van het model wordt *c* geproduceerd door middel van de productiefunctie

c=f(kc,r,v),

waarbij *kc* staat voor de input van productiemiddelen, *r* voor gerecyclede consumptiegoederen en *v* voor de input van virgin materials. Transactiekosten en kosten voor het verzamelen en verwerken van gerecyclede goederen worden genegeerd.

**

Figuur 4 – Schematische weergave model Fullerton & Kinnaman (1995)

*2.2.2.2 Uitkomsten model*

In het model maximaliseert de beleidsmaker het consumentennut uit vergelijking 2 door middel van Langrange-optimalisatie, onder verschillende beperkingen. Fullerton & Kinnaman bestuderen vervolgens hoe de optimale belastingen *t* er uit zouden moeten zien voor de verschillende variabelen. Hieruit blijkt ten eerste dat

tc\* =–nuB/λcb

om het optimale punt te bereiken, waarbij *λ* staat voor het private marginale nut van inkomen. Deze belasting wordt teruggegeven wanneer afval op een juiste manier wordt aangeboden voor verwerking of recycling, doordat

tr\* =nuB cr / λcb en  
tg\*=n(uBcg–uGcb)/λcb.

Het netto effect is dus een belasting op het illegaal lozen of zelf verbranden van afval, waardoor het probleem is opgelost van het niet direct te kunnen belasten van het illegaal lozen of zelf verbranden van afval. Per saldo is dit systeem gelijk aan een statiegeldsysteem (*deposit-refund system*) op afval. Afval dat wordt aangeboden voor verwerking ontvangt de teruggave van het statiegeldsysteem (*tc*), maar krijgt eveneens een belasting (*tg*)die afhangt van de hoogte van de bij de verwerking optredende externaliteiten. Verwerking van afval is vanuit milieuoogpunt immers slechter dan het recyclen van afval. De hoogte van de belasting is afhankelijk van het gemak om afval illegaal te lozen of te verbranden versus het aanbieden van afval ter verwerking (*cg* versus *cb*), en de bereidheid van consumenten om afval illegaal te dumpen.

De belasting op ruwe grondstoffen maakt geen deel uit van het statiegeldsysteem. Het wordt niet gebruikt om het gebruik van gerecyclede grondstoffen aan te moedigen en ruwe grondstoffen te ontmoedigen, maar alleen om te corrigeren voor de externaliteiten die gepaard gaan met ruwe grondstoffen. Daartoe geldt dat

tv\*=–nuV/λ .

Verder breiden Fullerton & Kinnaman het model uit met de verschillende eigenschappen van verschillende consumentengoederen. Verschillen in consumentengoederen zijn bijvoorbeeld of het materiaal giftig is, of het goed te verbranden is en hoeveel milieuschade dat veroorzaakt. Dit beïnvloedt de hoogte van de externaliteiten van de verwerking van verschillende producten (zie bijvoorbeeld ook Eshet, Ayalon & Shechter (2005)). Hiervoor is te corrigeren door de variabelen te voorzien van het subscript *i*, en zo voor elk product het veroorzaakte maatschappelijke verlies van nut en een unieke belastingvoet vast te stellen. Echter, het is complex om dit in de praktijk vast te stellen.

2.2.3 Prijssystemen per eenheid afval

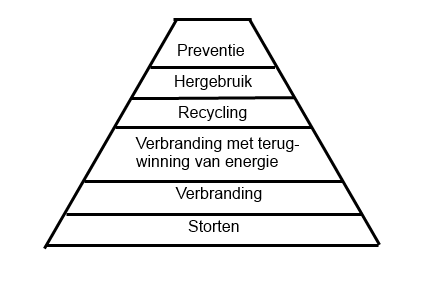
Een effectief economische instrument is een prijssysteem per eenheid (*unit-based system*), waarbij een individu betaalt per eenheid, in dit geval aangeboden afval. Hierdoor wordt hij idealiter geconfronteerd met de volledige marginale maatschappelijke kosten van iedere aangeboden kilogram afval. Dit instrument beïnvloedt beslissingen die genomen worden in de schakel afvalverzameling (*waste collection*) van de afvalketen. Door een prijs te vragen voor het verwerken van afval (de schakel ‘definitieve verwerking’ in de keten) wordt het aanbieden van afval voor recycling en hergebruik gestimuleerd. Bartelings *et al*. (2005) beschrijven van deze systemen een aantal voor– en nadelen, die deels overeenkomen met de voor– en nadelen van economische instrumenten in het algemeen, zoals besproken in de voorliggende paragrafen.

Het grootste voordeel van betaling per eenheid aangeboden afval is dat het direct gebaseerd is op het ‘de vervuiler betaalt-principe’[[4]](#footnote-4). Dit principe wordt over het algemeen als rechtvaardig gezien om dat de vervuiler de financiële consequenties draagt van zijn gedrag, maar ook de prikkel krijgt om zijn gedrag te veranderen (Perman, Ma, Common, Maddison, & McGilvray, 2011). Een ander voordeel van een betaling per eenheid afval is dat het een efficiënte allocatie van middelen garandeert (Fullerton & Wu, 1998). Huishoudens zullen zo lang afval aanbieden totdat de marginale kosten van het afval gelijk zijn aan de marginale baten van het genieten van producten die met afval gepaard gaan.

Een nadeel van prijssystemen per eenheid afval is echter dat het vaak gepaard gaat met hoge administratie– en uitvoeringskosten, die zelfs de maatschappelijke voordelen van een introductie van een dergelijk systeem kunnen overtreffen (Fullerton & Kinnaman, 1996). Een tweede nadeel is dat een gelijke prijs voor verschillende soorten afval inefficiënt kan zijn als de verschillende soorten afval verschillende hoogtes van externaliteiten veroorzaken (Dinan, 1993). Hiervoor zijn eigenlijk verschillende tarieven benodigd voor de verschillende soorten afval, maar dit is in de praktijk moeilijk te realiseren. Het laatste nadeel is dat betaling per eenheid afval individuen prikkelt tot het illegaal lozen, dumpen of verbranden van afval. Voor elke eenheid afval moet immers weer betaald worden. In het in paragraaf 2.1.2 besproken model van Fullerton en Kinnaman (1995) is besproken wat voor implicaties dit kan hebben voor de vormgeving van belastinginstrumenten.

2.2.4 Beleidsuitgangspunten

In het vormgeven van het beleid met betrekking tot de afvalketen is het allereerst de vraag welk uitgangspunt van de beleidsdoelstelling wordt gekozen. Ten eerste kan hiervoor een ‘zuiver’ economische uitgangspunt van economische efficiëntie worden gekozen. Maar ook andere methodes kunnen gehanteerd worden bij de vaststelling van voorkeursrangschikking van de verwerkingsmethodes van afval (Waste economics team, Defra, 2012). Internationaal is hierbij een rangschikking in zwang die grofweg uitgaat van de milieuhygiënische wenselijkheid van de verschillende alternatieve verwerkingsvormen van afval. De verschillende vormen van afvalverwerking zijn hierbij hiërarchisch gerangschikt, van de minst milieubelastende tot de meest milieubelastende vorm (zie Figuur 5 – Rangschikking methodes afvalverwerking naar milieuhygiënische kosten (‘Ladder van Lansink’)) . Preventie is de meest milieuvriendelijke oplossing voor de afvalproblematiek. Afval wat toch geproduceerd wordt kan vervolgens het beste rechtstreeks worden hergebruikt en anders worden gerecycled tot nieuwe producten. Wanneer dit niet mogelijk is, is de meest gewenste verwijderingsvorm verbranding met terugwinning van energie, vervolgens regulier verbranding er dan overblijft kan worden gestort.



Figuur – Rangschikking methodes afvalverwerking naar milieuhygiënische kosten (‘Ladder van Lansink’)

Vooral in Europa is deze hiërarchische opbouw breed geaccepteerd als vuistregel. In Nederland bijvoorbeeld is deze vastgelegd als de ‘*Ladder van Lansink*[[5]](#footnote-5)’ en nader uitgewerkt in het Landelijk Afvalbeheerplan[[6]](#footnote-6), terwijl eenzelfde rangschikking in het Verenigd Koninkrijk is vastgelegd in de *Waste Framework Directive* (Waste economics team, Defra, 2012). Wanneer een dergelijk uitgangspunt als beleidsdoelstelling (hetzij economisch, hetzij anders gemotiveerd) is gekozen, kunnen de economische theorie en instrumenten nog steeds helpen om de gewenste doelstelling op een zo efficiënt mogelijke wijze te bereiken.

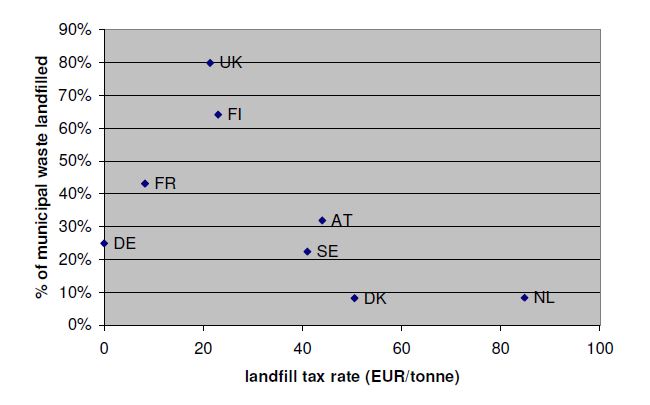
2.2.5 Berekening maatschappelijke kosten afvalverwerking

In paragraaf 2.2.4 werd aangegeven dat het uitgangspunt van de beleidsdoelstelling zuiver economisch kan zijn. Hierbij is efficiëntie leidend, waarbij door middel van een maatschappelijke kosten-batenanalyse de totale maatschappelijke kosten (dus inclusief een schatting van de externaliteiten) empirisch worden geschat (Perman *et al*., 2011). Het alternatief voor de verwerking van afval wat de laagste maatschappelijke kosten genereert is hierbij de gewenste verwerkingsvorm voor afval. Het schatten van de kosten van afval in een dergelijke kosten-batenanalyse is echter niet eenvoudig en leidt niet altijd tot eenduidige conclusies. Zo vinden Dijkgraaf en Vollebergh in empirisch onderzoek dat de private kosten van het verbranden (al dan niet met terugwinning van energie) zo hoog zijn dat ze de opbrengsten in de vorm van minder milieuschade altijd overstijgen (Dijkgraaf & Vollebergh, 2004). Zij concluderen dus dat het storten van afval altijd de maatschappelijk meest efficiënte verwerkingsvorm van afval is. Echter, Eshet, Ayalon & Shechter (2006) concluderen dat het kwantificeren van externaliteiten van verwerkingsvormen van afval gepaard gaat met grote onzekerheden en praktische en theoretische beperkingen. Er hangt veel af van verschillen in data, methodes en gemaakte aannames. Wat betreft het storten of verbranden van afval, concluderen Eshet, Ayalon & Shechter eveneens dat er een lichte aanwijzing is dat het storten van afval maatschappelijk gezien goedkoper zou zijn, hoewel zij aantekenen dat dit waarschijnlijk zou omslaan in een kostenvoordeel voor de verbranding van afval indien de *avoided burdens**[[7]](#footnote-7)* van de energiesector intensiever in de berekeningen van externaliteiten worden meegenomen.

2.2.6 Andere factoren

Naast economische en maatschappelijke omstandigheden en beleidsmaatregelen die de keuzes met betrekking tot het verwerken van afval beïnvloeden, beïnvloeden ook natuurlijke omstandigheden de gemaakte keuzes in de afvalketen. Zo wijzen Kinnaman & Fullerton (1999) op de effecten van beschikbaarheid van grond voor de ontwikkeling van afvalstortplaatsen. In de Verenigde Staten is op sommige plaatsen genoeg grond beschikbaar, waardoor het storten van afval relatief aantrekkelijker wordt. Andersom, waar land schaars is, is verbranding of recycling van afval aantrekkelijker. Kinnaman & Fullerton concluderen dan ook dat de populariteit van verbranding van afval in Japan en verschillende Europese landen deels veroorzaakt wordt door de hoge bevolkingsdichtheid en de daarmee gepaard gaande hoge grondprijzen.

## 2.3 Onderzoek naar afvalstortbelastingen



Figuur 6 – Hoogte stortbelasting en percentage gestort afval in Europa, bron: BioIS / EC, 2012

2.3.1 Empirisch onderzoek in Europa

De effecten van een stortbelasting op de hoeveelheid gestort afval zijn twijfelachtig, zo concluderen Bartelings *et al*. (2005) uit literatuuronderzoek naar empirische studies. In hun inventarisatie van afvalstortbelastingen in verschillende Europese landen vinden Bartelings *et al*. een positieve correlatie tussen de hoogte van stortbelastingen en het percentage nuttig gebruik van afval (zie Figuur 6 – Hoogte stortbelasting en percentage gestort afval in Europa). Maar zij tekenen hierbij aan dat dit waarschijnlijk ook mede veroorzaakt wordt door ander beleid, wat simultaan gevoerd wordt. Andersom geldt echter ook dat een stortbelasting een belangrijk instrument is in de beleidsmix om de afvalproblematiek aan te pakken. Hierdoor is de hoogte van het causale effect van de stortbelasting moeilijk te bepalen. Zo vinden onderzoekers na de invoering van een stortbelasting in het Verenigd Koninkrijk een sterke toename van recycling in het Verenigd Koninkrijk (EEA, 2000), of juist een beperkt effect van de belasting (Martin & Scott, 2003). Ook in Denemarken vinden onderzoekers een afname van de hoeveelheid gestort en verbrand afval na een sterke verhoging van de tarieven van de belasting op het storten en verbranden van afval (Dengsøe & Andersen, 1999), maar durven de onderzoekers dit niet rechtstreeks toe te schrijven aan de stortbelasting. Aanvankelijk hanteerde Denemarken gelijke tarieven voor het storten en verbranden van afval, maar later zijn deze tarieven gedifferentieerd. Dengsøe & Andersen concluderen verder dat dankzij deze differentiatie van tarieven verbranding van afval populairder wordt ten opzichte van recycling, omdat huishoudens geen prikkel hadden om afval te verminderen door recycling doordat er geen sprake was van een doorwerking van de belasting in de afvalbelasting van huishoudens. Ten slotte constateren Bartelings *et al*. dat de afvalstoffenbelasting in Nederland geen significant direct effect heeft gehad op de hoeveelheid geproduceerd afval, en de keuze voor afvalverwerkingsmethodes niet heeft beïnvloedt.

Bartelings *et al*. verwachten verder dat een stortbelasting alleen effectief is als de prijssignalen kunnen worden overgedragen naar de bron van de afvalproductie, dus huishoudens en bedrijven. Dit kan volgens hen gerealiseerd worden door een prijssysteem per eenheid afval (*unit-based pricing system*), zoals besproken in paragraaf 2.2.4.

Ten slotte concluderen Bartelings *et al*. dat een laag niveau van belasting niet effectief lijkt te zijn, langlopende contracten tussen stortplaatsen en aanbieders van afval de effectiviteit kunnen ondergraven, en gedifferentieerde tarieven voor verschillende soorten afval de modernisering van stortplaatsen kan stimuleren.

In een uitvoerig rapport over economische instrumenten in de afvalmarkt constateert een onderzoeksgroep van de Europese Commissie dat er een negatief verband bestaat tussen de hoogte van de afvalstortbelasting en de hoeveelheid gestort gemeentelijk afval (BioIS / EC, 2012). De auteurs identificeren grofweg drie categorieën: een categorie landen met een hoge tarieven voor het storten van afval en lage percentages gestort afval, een categorie landen met lage tarieven voor het storten van afval en relatief hoge percentages gestort afval en een categorie met gemiddelde waardes van beide variabelen. Hieruit is uiteraard geen zuiver causaal effect van een afvalstortbelasting vast te stellen, maar het lijkt er toch op te wijzen dat afvalstortbelastingen wel degelijk effectief kunnen zijn. Over de tijd is deze relatie in individuele landen minder zichtbaar.

2.3.2 Empirisch onderzoek in Nederland

Dijkgraaf *et al*. concluderen, in tegenstelling tot Bartelings *et al*., dat een afvalstortbelasting wel degelijk het meest effectieve instrument is om afvalstromen te sturen naar verbranden (Dijkgraaf, Aalbers, & Varkevisser, 2001). In een latere studie wijst Dijkgraaf echter op mogelijke negatieve effecten van een hoge stortbelasting in Nederland, waar omringende landen dit niet hebben (Dijkgraaf E. , 2002). Hierdoor kunnen bijvoorbeeld de Nederlandse beleidsdoelen onder druk komen te staan, doordat afval wordt geëxporteerd. Wanneer ook met dit aspect rekening moet worden gehouden wordt het nog lastiger het optimale niveau van de stortbelasting vast te stellen. Een hogere stortbelasting geeft enerzijds prikkels tot vermindering van de hoeveelheid gestort afval, maar stimuleert anderzijds tot meer export van afval naar het buitenland. Dijkgraaf concludeert dan dat een optimale stortbelasting een niveau zou moeten hebben dat gelijk is aan de verbrandingskosten plus de logistieke kosten naar het buitenland minus de stortkosten.

# 3. Beschrijving afvalstoffenbelasting

In dit hoofdstuk wordt de afvalstoffenbelasting zoals die van 1995 tot en met 2011 in Nederland functioneerde, beschreven. Achtereenvolgens komen de doelstelling, grondslag en uitvoering, tarieven en de afschaffing aan bod. Dit hoofdstuk is descriptief van aard.

## 3.1 Doelstelling

De doelstelling van de afvalstoffenbelasting is tweeledig (Werkgroep afvalstoffenbelasting, 2009). De primaire doelstelling van de afvalstoffenbelasting is om algemene middelen te verwerven. Deze doelstelling was vooral bij de invoering van belang (Spaermon, 2009). Vanuit deze doelstelling bezien is de afvalstoffenbelasting niet zuiver een milieubelasting, in die zin dat zij beslissingen met milieu-externaliteiten probeert te manipuleren, maar meer een algemene belasting die bedoelt is om financiële middelen te verzamelen voor de overheid.

De secundaire doelstelling is om het milieubeleid met betrekking tot afval te ondersteunen door het storten van afval ter ontmoedigen, en het verbranden, hergebruiken en recyclen van afval te stimuleren. De belasting valt onder de noemer milieubelastingen in de *wet belastingen op milieugrondslag*. Een milieubelasting is gedefinieerd als “een betaling aan de overheid, zonder dat daar een directe prestatie tegenover staat, over een belastingbasis met een bijzondere milieurelevantie” (Werkgroep afvalstoffenbelasting, 2009).

De afvalstoffenbelasting droeg dus bij aan de ‘vergroening’ van het Nederlandse belastingstelsel. Hieronder wordt verstaan “het gebruik van fiscale maatregelen om de milieukosten van bepaald gedrag in de marktprijs tot uitdrukking te brengen of bepaalde gedragseffecten te bereiken” (Werkgroep afvalstoffenbelasting, 2009).

Een concrete doelstelling van de afvalstoffenbelasting is om de prijs van het storten van afval op de lange termijn gelijk te trekken met de gemiddelde prijs van het verbranden van afval (Werkgroep afvalstoffenbelasting, 2009). Hiertoe is het tarief verschillende keren opgehoogd (Zie paragraaf 3.3 tarieven.23.3 Tarieven).

## 3.2 Grondslag en uitvoering

Volgens artikel 23 van de wet belastingen op milieugrondslag wordt de afvalstoffenbelasting geheven over ten eerste “de afgifte ter verwijdering van afvalstoffen aan een inrichting” en ten tweede “de verwijdering van afvalstoffen binnen de inrichting waarin ze zijn ontstaan” (Belastingdienst, 2010).

Afvalstoffen zijn hier gedefinieerd als “alle stoffen, preparaten of andere producten die behoren tot de categorieën uit bijlage 1 bij de richtlijn afvalstoffen, waarvan de houder zich ontdoet, voornemens is zich te ontdoen of zich moet ontdoen” (Belastingdienst, 2010). Op deze grondregel zijn verschillende uitzonderingen van toepassing. Onder deze uitzonderingen vallen materialen die gebruikt worden bij de bedrijfsvoering van een afvalstortplaats en stoffen die milieuverantwoord als bouwstof in een stortplaats toepasbaar zijn. De exacte definiëring wordt gegeven in artikel 22 van de wet belastingen op milieugrondslag. Een aantal afvalstoffen valt onder een verlaagd tarief. Dit betreft onder meer stoffen met een massa groter dan 1100 kilogram per m3 en afval wat niet verbrand en niet hergebruikt kan worden. Deze stoffen worden gedefinieerd in artikel 28 lid 2 van de wet belastingen op milieugrondslag.

Verwijdering is gedefinieerd als het storten of verbranden van afval. Een uitzondering hierop is wanneer de afvalstoffen worden gebruikt als brandstof voor energieopwekking. Een inrichting is gedefinieerd als een verbrandingsinrichting of stortplaats met een vergunning van de overheid.

De belastingplichtige is de houder van de inrichting, dus de stortplaats of verbrandingsinrichting. Hiervoor is gekozen om de uitvoering administratief eenvoudig te houden.

## 3.3 Tarieven

De belasting wordt per 1 januari 1995 geheven over het gewicht van de afgegeven afvalstoffen. Er gelden twee tarieven: een tarief voor het storten van afval en een tarief voor het verbranden van afval.

3.3.1 Tarief verbranden van afval

Het tarief voor het verbranden van afval is nihil, zodat er de facto geen belasting wordt geheven op het verbranden van afval, hoewel verbrand afval wel degelijk onder de grondslag van de afvalstoffenbelasting valt. Als rechtvaardiging voor dit nultarief geeft het *Handboek milieubelastingen* een vijftal redenen (Belastingdienst, 2010). Ten eerste, geld het verbranden van afval als minder milieubelastend dan het storten van afval, wat een in ieder geval een lager tarief rechtvaardigt. Ten tweede is het verbranden gemiddeld fors duurder dan storten van afval. Door deze belasting kan het verschil in kostprijs tussen storten en verbranden verkleind worden. Een extra prijsverhoging zou verbranding als relatief milieuvriendelijke manier van afvalverwerking onaantrekkelijker maken. Ten derde past een vrijstelling niet in de systematiek van de wet, omdat verbranding toch geldt als verwijdering van afvalstoffen. Daarom valt het binnen de grondslag van de afvalstoffenbelasting. Ten vierde wordt hiermee aangegeven dat preventie, hergebruik en recycling van afval vanuit milieuoogpunt gezien de voorkeur genieten. Ten slotte noemt het handboek als vijfde reden dat “in een later stadium eventueel alsnog een materieel tarief voor het verbranden [kan] worden ingevoerd, zonder dat de systematiek van de regeling hoeft te worden aangepast” (Belastingdienst, 2010). Het rapport laat dus ruimte om in de toekomst de afvalstoffenbelasting op een bredere grondslag te laten werken dan alleen op het storten van afval. Hier wordt in paragraaf 4.3 verder op ingegaan.

3.3.2 Tarief storten afval

Het tarief op het storten van afval is vele malen gewijzigd (Werkgroep afvalstoffenbelasting, 2009). Figuur 7 laat de ontwikkeling van deze tarieven zien. Duidelijk is de grote stijging van het hoge tarief dankzij hervormingen in de jaren 2000, 2002 en 2010 te zien. Het verlaagde tarief is relatief constant gebleven over de tijd. In de jaren zonder ingrijpende tariefswijziging zijn de tarieven verhoogd met een voor beide tarieven gelijke, jaarlijkse indexeringsfactor (zie bijlage 1 voor de exacte cijfers).

Figuur 7 – Overzicht tarieven afvalstoffenbelasting. Bron: Compendium voor de Leefomgeving

Als de afvalstoffenbelasting in 1995 ingevoerd wordt is er sprake van één tarief van 29,90 gulden (vanaf 1998 is dit €13,25). Differentiatie van tarieven werd toen niet nodig geacht. In 1998 wordt een ingrijpende hervorming doorgevoerd, waarbij naast het regulier tarief (dan nog het lage tarief) een verhoogd tarief wordt ingevoerd voor brandbare afvalstoffen. Het storten van brandbaar afval is op dat moment verboden, maar vanwege beperkte verbrandingscapaciteit is in sommige gevallen een ontheffing te verkrijgen.

Bij een nieuwe hervorming van de belasting in 2000 wordt uitgegaan van de fictie dat alle afvalstoffen brandbaar zijn[[8]](#footnote-8). Zodoende werd het hoge tarief (bedoeld voor brandbaar afval) het reguliere tarief, en bleef het verlaagde tarief alleen voor een aantal uitzonderingen bestaan. Deze uitzonderingen zijn in de loop van de jaren regelmatig gewijzigd, maar de meest actuele lijst betrof niet-reinigbaar straalgrit, gevaarlijke afvalstoffen, afvalstoffen met een massa van meer dan 1100 kilogram per m3 (volumieke massabepaling) en “bepaalde in ministeriële regeling aangewezen afvalstoffen die niet verbrandbaar en niet herbruikbaar zijn en die onvermengd rechtstreeks door de producent worden aangeboden” (Spaermon, 2009). Het betreft hier enkele specifieke afvalstromen van bijvoorbeeld ziekenhuizen (monostromen). Tegelijkertijd werd in 2000 het regulier tarief sterk verhoogd, met het doel het tot dan toe bestaande prijsverschil tussen het storten en verbranden verder te verkleinen. In 2002 en 2010 ten slotte werden verdere tariefsverhoging doorgevoerd om het prijsverschil definitief te dichten.

Een verdere tariefsdifferentiatie voor het storten van verschillende soorten afvalstoffen werd niet wenselijk geacht (Werkgroep afvalstoffenbelasting, 2009). Dit zou immers leiden tot gedetailleerde en complexe regelgeving, met hogere administratieve lasten tot gevolg.

3.3.3 Opbrengsten afvalstoffenbelasting

In figuren 8 en 9 zijn de opbrengsten van respectievelijk het totaal aan milieubelastingen en de afvalstoffenbelasting te zien (CBS, PBL & Wageningen UR, 2013a). Hierbij valt op dat de afvalstoffenbelasting maar een klein deel van de totale opbrengsten van de milieubelastingen genereert. Verder is in Figuur 9 is te zien dat de inkomsten van de afvalstoffenbelasting sterk fluctueren over de tijd. De opbrengst piekt na de tariefsverhoging in 2000 tot 266 miljoen euro, zet dan een daling in en piekt door een forse toename van de hoeveelheid gestort afval opnieuw in 2006 tot 191 miljoen euro. Dit komt onder andere doordat in 2005 het exporteren van brandbaar afval naar het buitenland verboden werd, wat voor 2005 veelvuldig voorkwam (AgentschapNL, 2012). Daarna daalt de opbrengst van de belasting tot ongeveer 46 miljoen euro in 2009. Na de verdere tariefsverhoging in 2010 lopen de inkomsten verder terug tot 16 miljoen euro in 2011. De exacte gegevens zijn te vinden in bijlage 1.

Figuur 8 – Opbrengsten diverse milieubelastingen. Bron: CBS, PBL, Wageningen UR. (2013a)

Figuur 9 – Opbrengst afvalstoffenbelasting. Bron: CBS, PBL, Wageningen UR. (2013a)

## 3.4 Volumeontwikkelingen

In figuur 10 zijn de hoeveelheden jaarlijks gestort afval te zien over de periode 1992 tot 2012. De exacte gegevens zijn te vinden in bijlage 2. Wat in de figuur opvalt is dat reeds voor de invoering van de afvalstortbelasting in 1995 sprake is van een dalende trend in de hoeveelheid gestort afval. Dit komt door flankerend beleid wat ook tot doel had het storten van afval te ontmoedigen. Reeds sinds 1979 beoogt de overheid de afvalvolumes die op de stortplaats eindigen te reduceren (Dijkgraaf & Vollebergh, 1997). Na de invoering van de afvalstoffenbelasting in 1995 zet de dalende trend nog sterker door, tot de hoeveelheden in 1998 stabiliseren en in 1999 zelfs toenemen. Nadat in 2000 het tarief voor brandbaar afval fors wordt verhoogd zet de dalende trend opnieuw in. Ook in de eerste jaren na de verdere tariefsverhoging in 2002 blijft de hoeveelheid gestort afval afnemen. In de jaren 2005 tot 2007 neemt het volume gestort afval echter opnieuw toe. Dit komt doordat in Duitsland per 1 juni 2005 effectief een stortverbod van kracht werd, waardoor minder te storten afval vanuit Nederland werd geëxporteerd naar Duitsland (Compendium voor de Leefomgeving, 2008). In de jaren na 2007 nam het storten van afval opnieuw af, onder meer doordat afvalverbrandingsinstallaties lagere tarieven zijn gaan rekenen als gevolg van overcapaciteit. Na een verdere geleidelijke afname tot 2011 wordt in 2012, het jaar waarin de afvalstoffenbelasting wordt afgeschaft, plotseling weer fors meer afval gestort (zie voor een bespreking paragraaf 3.5.2).

Figuur 10 – Hoeveelheid gestort afval, 1992–2012. Bron: CBS, PBL, Wageningen UR (2013c)

## 3.5 Afschaffing

3.5.1 Argumenten

De afschaffing van de afvalstoffenbelasting is met verschillende redenen gemotiveerd. In het belastingplan 2012 wordt een eenvoudiger, meer solide en fraudebestendig belastingstelsel als belangrijkst argument genoemd voor afschaffing van de zogenoemde ‘kleine belastingen’ (zo genoemd vanwege hun relatief lage opbrengst), waaronder de afvalstoffenbelasting (Ministerie van Financiën, 2011). Door de kleine belastingen af te schaffen hoopt het ministerie de administratieve lasten te verminderen, en kan de Belastingdienst zich richten op de grotere belastingen.

Hieraan verbonden is het streven van om het instrumentalisme van het belastingstelsel te beperken. Instrumentalisme wordt door het ministerie op zich zelf genomen als nastrevenswaardig gezien, maar leidt ook tot “uitdijende wet- en regelgeving, een complexere uitvoering en hoge administratieve lasten” (Ministerie van Financiën, 2011). Volgens Vollebergh past deze argumentatie “in een lange traditie onder fiscalisten waarin het gebruik van belastingen voor andere dan fiscale doeleinden omstreden is” (Vollebergh, 2012). Het ministerie onderkent de afweging tussen een eenvoudig en minder sturend, en een meer sturend maar complexer belastingstelsel, maar kiest hierbij voor het eerste alternatief.

Verder noemt het ministerie van financiën als argument dat er via het bestaande afvalbeleid, zowel nationaal (LAP, zie voetnoot 6) en Europees (Kaderrichtlijn afval) genoeg alternatieven zijn om het storten van afval te ontmoedigen en afvalstromen te sturen richting milieuvriendelijker alternatieven. Hierdoor wordt een aparte belasting om het storten van afval te ontmoedigen niet lange nodig geacht.

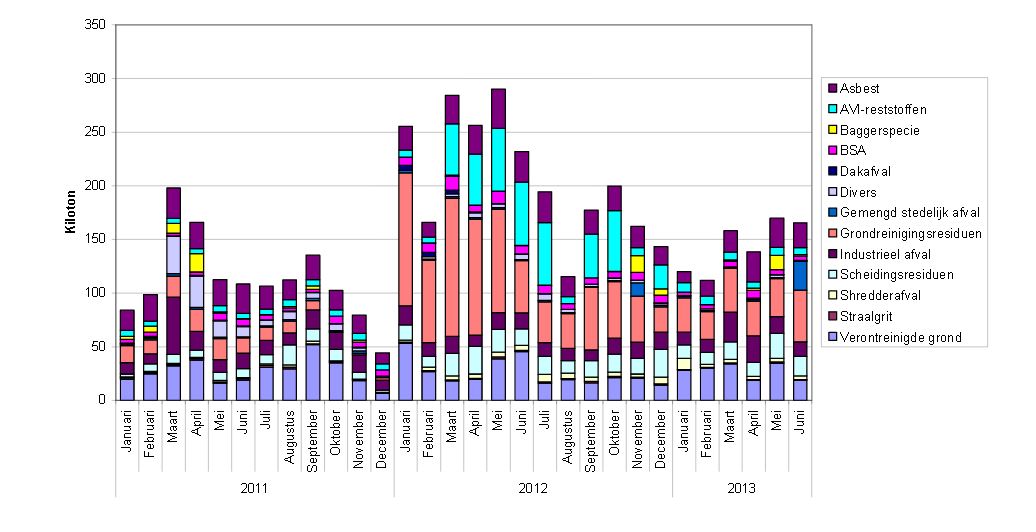
Als argument voor het afschaffen van kleine belastingen noemt het ministerie ook nog het afnemen van irritaties van burgers en bedrijven over de veelheid van belastingen. Dit argument is misschien bij de andere kleine belastingen aan de orde, maar nauwelijks bij de afvalstoffenbelasting gezien het feit dat burgers er niet rechtstreeks mee te maken krijgen, evenals veel bedrijven, uitgezonderd afvalstortplaatsen.

Het feit dat er van afschaffing van de afvalstortbelasting een negatieve prikkel uitgaat op het gebied van duurzaamheid werd echter ook door het ministerie van financiën onderkent in het belastingplan 2012 (Ministerie van Financiën, 2011). Hierna wordt echter aangevoerd dat aanpalend beleid een positief effect zal hebben, zodat het netto effect positief zal uitpakken voor het milieu. Bij dit ‘aanpalend beleid’ wordt echter weer zwaar geleund op regulering, bijvoorbeeld in de vorm van stortverboden (Bssa[[9]](#footnote-9)). In eerder onderzoek wordt echter geconcludeerd dat dergelijke stortverboden moeilijk zijn te handhaven (Dijkgraaf, Aalbers, & Varkevisser, 2001) en daardoor minder effectief zijn.

3.5.2 Hoeveelheden bij afschaffing

Nadat de afvalstoffenbelasting per 1 januari 2012 werd afgeschaft nam de hoeveelheid gestort afval aanvankelijk sterk toe. Omdat de hoeveelheid gestort afval in de laatste maanden van 2011 sterk was teruggelopen leek het erop dat bedrijven afval dat ze wilden storten opspaarden tot begin 2012. Dit effect beïnvloedt echter alleen de maanden net voor en net na het begin van 2012. Desondanks bleef de hoeveelheid gestort afval over alle maanden van 2012 hoger dan in dezelfde maanden in 2011. Ook in de eerste maanden van 2013 liggen de volumes gestort afval structureel hoger dan in 2011. Ondanks de geconstateerde toename is deze toch relatief gering. Zo is de hoeveelheid gestort afval na afschaffing van de afvalstortbelasting niet teruggekeerd naar de niveaus van bijvoorbeeld eind jaren ’90.

Uit de figuur blijkt dat het in de eerste maanden van 2012 vooral de grondreinigingsresiduen zijn die in volume sterk toenemen. Daarnaast ligt de hoeveelheid gestortte reststoffen van afvalverbrandingsinstallaties (AVI’s) fors hoger in de periode van maart tot en met oktober 2012. Ook worden er soms significante hoeveelheden gemengd stedelijk afval gestort (november 2012, juni 2013) terwijl dit voor 2012 nauwelijks voorkwam.



Figuur 11 – Maandelijkse hoeveelheden gestort afval in Nederland. Bron: LAP2 nieuwsbericht, 30-08-2013.

# 4. Evaluatie

In dit hoofdstuk wordt geprobeerd de afvalstortbelasting zoals die in Nederland functioneerde te beoordelen aan de hand van de economische concepten efficiëntie en effectiviteit. In de eerste twee paragrafen worden de effectiviteit, respectievelijk efficiëntie van de belasting in het algemeen behandeld. In de derde paragraaf worden verdere aspecten die voor een evaluatie van belang zijn uitgewerkt. Waar mogelijk worden aanbevelingen gedaan om de belasting zoals die bestond te verbeteren.

## 4.1 Effectiviteit

4.1.1 Evaluatie gedragsprikkels

Studies die afvalstromen van landen vergelijken constateren dat afvalstortbelastingen effectief zijn geweest als instrument om de hoeveelheid gestort afval terug te dringen (BioIS / EC, 2012) (Oosterhuis, Bartelings, Linderhof, & Van Beukering, 2009). Een afvalstortverbod is echter nog effectiever dan een afvalstortbelasting. Een verbod op het storten van afval dat strikt wordt nageleefd reduceert de hoeveelheid gestort afval immers tot nihil. Een afvalstortbelasting geeft echter ook verschillende prikkels (*incentives*) tot gedragswijzigingen. Hoe effectief deze zijn hangt af van de hoogte van de belasting en de veroorzaakte gedragsreacties. De basisidee van een pigouviaanse belasting is dat individuele actoren duurzaam handelen wanneer de prikkels maar correct zijn afgesteld. Beleidsmakers zouden dan ook moeten focussen op het juist afstellen van de gedragsprikkels (Dubois, 2013). In deze paragraaf wordt nagegaan of de prikkels tot verschillende vormen van gedragsverandering vanuit verschillende criteria als positief of negatief zijn te duiden. In Tabel 1 staat een overzicht van de verschillende prikkels.

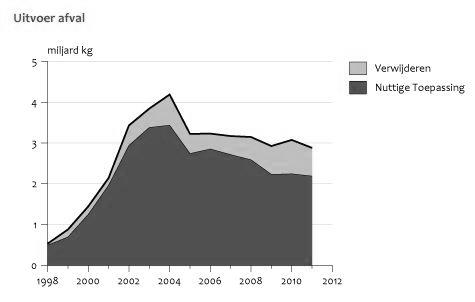
|  |  |
| --- | --- |
| Prikkel tot gedragswijziging | Positief (+) of negatief (–) |
| Meer verbranding | +/– |
| Meer recycling/hergebruik/preventie | + |
| Meer illegale verbranding/lozing/dumping | – |
| Meer uitvoer/export | +/– |
| Minder afvalproductie | + |

Tabel 1 - Overzicht uitwerking prikkels

Ten eerste zorgde de afvalstoffen belasting voor een prikkel om minder afval te storten en te zoeken naar alternatieven die daardoor relatief goedkoper werden. Het goedkoopste alternatief na storting is het verbranden van afval, al dan niet met energieterugwinning. In het jaar 2000 werd het storten van afval gemiddeld (inclusief belasting) duurder dan het verbranden van afval (Bartelings *et al*., 2005). De private kosten van afvalverbranding liggen structureel hoger dan het storten van afval (Dijkgraaf & Vollebergh, 2004). Het is niet zeker of het bevorderen van de verbranding van afval vanuit het criterium van economische efficiëntie positief is, omdat uit paragraaf 2.2.5 blijkt dat het geen uitgemaakte zaak is of de totale maatschappelijke kosten van het storten van afval hoger zijn dan van het verbranden van afval. Daarnaast worden door de belasting hergebruik en recycling van afval ook relatief goedkoper. Dit is in ieder geval vanuit milieuhygiënisch oogpunt als positief te beschouwen, omdat deze vormen van afvalverwerking minder belastend zijn voor het milieu en deze varianten van de afvalketen als geheel netto minder energie verbruiken (Denison, 1996). Of recycling en hergebruik ook lagere totale maatschappelijke kosten kennen ten opzichte van verbranden en storten is niet wetenschappelijk aangetoond. Vanuit beleidskringen wordt echter ook de voorkeur gegeven aan recycling en hergebruik (vanwege het milieuhygiënische voordeel), zodat het uiteindelijke effect toch positief te noemen is.

Omdat de kosten voor het verwerken van afval toenemen doordat storten duurder wordt, nemen de kosten voor individuele huishoudens en bedrijven ook toe. Hierdoor neemt voor hen de prikkel toe om afval illegaal te verbranden, te lozen of te dumpen. De maatschappelijke kosten van illegale verwijdering van afval zijn hoog, zodat dit een prikkel is met negatieve consequenties vanuit milieuhygiënisch en maatschappelijke efficiëntieperspectief. Een pigouviaanse belasting kan door deze effecten de economische uitkomsten zelfs verslechteren ten opzichte van de *status quo* (Fullerton & Kinnaman, 1995)(Fullerton & Wu, 1998).

Daarnaast ontstaat ook de prikkel om afval te exporteren naar buurlanden waar geen of een lagere belastingen op het storten van afval geldt. In Nederland was dit ook daadwerkelijk het geval toen in de eerste jaren van de 21ste eeuw de hoeveelheid geëxporteerd afval naar Duitsland sterk toenam (CBS, PBL & Wageningen UR, 2013b)(zie Figuur 12). Dit komt doordat in Nederland indertijd de belasting op het storten van afval en stortverboden voor bepaalde types afval van kracht waren. In Duitsland was dit tot 2005 niet het geval. In de figuur is te zien dat de hoeveelheid uitgevoerd afval tot 2005 explosief toeneemt, maar daarna iets afneemt en stabiliseert. Dit is ook terug te zien in de ontwikkeling van het volume gestort afval in Nederland, wat iets oploopt in de periode 2005 – 2007 (zie paragraaf 3.4). Omdat niet duidelijk is hoe het geëxporteerde afval wordt verwerkt is niet te zeggen of deze prikkel als positief of negatief te duiden is. Wel is er een lichte neiging tot een negatief effect. Wanneer in Nederland namelijk het beleid erop gericht is om minder afval te storten, en als gevolg van een belasting vervolgens meer afval wordt geëxporteerd om daar te worden gestort is dat een ondermijning van de effectiviteit van de belasting. Het is aannemelijk dat een relatief groot deel van afval wat bestemd is om gestort te worden wordt geëxporteerd. Te verbranden afval bijvoorbeeld hoeft immers niet geëxporteerd te worden.



Figuur 12 – Uitvoer afval uit Nederland in de periode 1998-2011. Bron: CBS, PBL & Wageningen UR. (2013b)

Ten slotte beïnvloedt de afvalstoffenbelasting ook de keuze met betrekking tot de productie van afval. Wanneer de marginale kosten van afvalproductie stijgen zullen de marginale baten van het verminderen van afvalproductie evenredig stijgen. Deze preventieve werking is uiteraard als positief te duiden, omdat hierdoor minder afval wordt geproduceerd, wat een lagere milieudruk tot gevolg heeft, en de externaliteiten als gevolg van afvalbehandeling volledig opheft.

4.1.2 Empirische gegevens

Om de effectiviteit van de afvalstortbelasting nauwkeurig vast te stellen is eigenlijk een grondige empirische analyse nodig, maar dit vereist ingewikkelde econometrische technieken en valt daarmee buiten de bereikbaarheid van deze bachelorscriptie. Het is ontzettend ingewikkeld om uit de spaghetti van beleidsinstrumenten, markttrends en andere ontwikkelingen in de afvalmarkt een causaal effect van de afvalstortbelasting op de hoeveelheid gestort afval te destilleren. Dit is echter wel een aanbeveling voor verder onderzoek. Toch kan wel wat gezegd over de effectiviteit op basis van wat *eyeball econometrics* met de relevante grafieken en gegevens uit paragraaf 3.4. Wanneer de afvalstoffenbelasting in 1995 wordt ingevoerd is er reeds een dalende trend in de hoeveelheid gestort afval. Dit doordat de overheid het storten van afval al sinds 1979 ontmoedigt (Dijkgraaf & Vollebergh, 1997). Maar na 1994 wordt de afname groter. Dit kan duiden op een effect van de afvalstortbelasting. Nadat tot 2001 de afname wat stagneert, daalt het volume gestort afval in 2002 opnieuw sterk. Deze daling valt samen met een sterke stijging van de tarieven van de belasting, opnieuw een sterke aanwijzing voor de effectiviteit van de belasting. Na de afschaffing van de belasting in 2012 neemt het gestorte volume weer toe (paragraaf 3.5.2, zie ook de bespreking in de volgende paragraaf). In de eerste maanden van 2012 is dit weliswaar mede veroorzaakt doordat bedrijven in de laatste maanden van 2011 hun te storten afval opspaarden, maar toch liggen de volumes in alle maanden van 2012 en ook in de eerste maanden van 2013 aanhoudend boven die in 2011. Ook dit feit sterkt het vermoeden dat de afvalstortbelasting in Nederland effectief is geweest in het terugdringen van het storten van afval. Desondanks behoort het volume gestort afval per hoofd van de bevolking in Nederland tot de laagste niveaus relatief ten opzichte van de rest van Europa (BioIS / EC, 2012).

Daarnaast kunnen ook andere empirische studies uit binnen- en buitenland inzicht verschaffen in de effectiviteit van afvalstortbelastingen. De bevindingen uit dit type onderzoek zijn veelal gemixt (zie voor een uitgebreide discussie paragraaf 2.3). Sommige onderzoeken vinden positieve effecten van stortbelastingen op de hoeveelheid gestort afval, andere onderzoeken vinden negatieve correlaties tussen beide variabelen maar durven dit niet toe te schrijven aan een causaal verband, en ten slotte zijn er onderzoeken die helemaal geen verband vinden. Het onderzoeksinstituut BioIS is in een studie over de Europese afvalmarkt voorzichtig positief over de effectiviteit van afvalstortbelastingen (BioIS / EC, 2012).

4.1.3 Hoeveelheid gestort afval na 2012

Uit paragraaf 3.5.2 bleek dat de hoeveelheden gestort afval in 2012 en de eerste maanden van 2013 significant hoger lagen dan in 2011. Toch zijn de volumes niet terug op bijvoorbeeld het niveau van eind jaren ’90. Hiervoor zijn een aantal redenen aan te wijzen. Ten eerste is er in de loop van de jaren veel alternatief beleid ontwikkeld, bijvoorbeeld in de vorm van stortverboden voor brandbaar afval. Institutionele kaders zijn meer gericht op het ontmoedigen van milieubelastende afvalverwerkingsvormen zoals storten. Het ministerie van financiën noemt dit ook als argument tegen de negatieve milieuprikkel als gevolg van afschaffing van de afvalstoffenbelasting (Ministerie van Financiën, 2011) (zie ook paragraaf 3.5.1). Ten tweede is, mede als gevolg van dit beleid, de afvalketen meer gericht op verbranding en recycling van afval. Nederland kent kwalitatief hoogstaande afvalverwerkingsinstallaties (AVI’s) om energie te winnen uit verbrand afval en loopt voorop bij de ontwikkeling van recyclingmethoden. Kortom, de keten is erop ingesteld afval meer milieuvriendelijk te verwerken. Ten slotte kunnen ook langdurige contracten debet zijn aan de geringe stijging van gestort afval. Het kan voorkomen dat bedrijven voor een bepaald aantal jaren contractueel hun afval op een bepaalde manier laten verwerken. Wanneer deze contracten aflopen en het afval niet onder een stortverbod valt kan het voorkomen dat bedrijven voor het door het afschaffen van de afvalstoffenbelasting relatief weer goedkopere storten kiezen.

4.1.4 Combinatie andere beleidsinstrumenten

Naast het stimuleren van verwerkingsmethoden van afval anders dan het storten kan de afvalstortbelasting ook bijdragen aan de ambitie om de totale hoeveelheid geproduceerd afval te verminderen. Een kritiekpunt op de effectiviteit van de afvalstoffenbelasting in het terugdringen van de hoeveelheid geproduceerd afval is dat de keuzes met betrekking tot het aanbieden van afval voor recycling of verwerking voor een deel op een ander niveau worden gemaakt dan waar de belasting wordt geheven (Bartelings *et al*., 2005) (zie ook figuur 3 en de bespreking in paragraaf 2.2.1). Huishoudens bijvoorbeeld beslissen of ze afval aanbieden voor recycling (bijvoorbeeld papier, glas, plastic), terwijl de gemeenten de kosten van de afvalstoffenbelasting dragen, hoewel het soms mogelijk is de afvalstroom die ter verwerking wordt aangeboden te filteren op recyclebare materialen. De externaliteiten die in de vorm van een belasting worden geheven over het storten van afval worden in een situatie waarin afval niet per eenheid geprijsd is niet doorgegeven aan de economische speler die juist veel verschil kan maken: de consument. Dit pleit ervoor om de kosten van de afvalbelasting door te berekenen in de afvalketen naar de plaats waar de keuzes wel worden gemaakt, bijvoorbeeld door een prijssysteem per eenheid product wat een gemeente kan introduceren (zie paragraaf 2.2.3). Dit kan de effectiviteit van de belasting in het terugdringen van de totale hoeveelheid geproduceerd afval verhogen.

Nog effectiever voor deze doelstelling zou zijn om een statiegeldsysteem op afval te introduren, zoals Fullerton en Kinnaman aantonen in hun theoretisch model wat uitgebreid besproken is in paragraaf 2.2.2 (Fullerton & Kinnaman, 1995). Hierdoor worden huishoudens geconfronteerd met de volledige kosten inclusief externaliteiten van afvalproductie, waardoor ze hun geproduceerde hoeveelheid afval zullen verminderen tot hun private optimum, wat in dit geval gelijk is aan het maatschappelijke optimum. Ook worden hierdoor gedragsprikkels die de effectiviteit van de belasting kunnen ondermijnen, zoals het illegale dumpen van afval, voorkomen.

Ten slotte concludeert Dubois dat ook een de combinatie met een *extended producer responsibility-*systeem de effectiviteit en vooral de efficiëntie van afvalstortbelastingen kan verhogen, en zo tot meer efficiëntere uitkomsten kan leiden (Dubois, 2013).

Deze drie vormen van additionele beleidsinstrumenten hebben alle te maken met de transmissie van prikkels van de actoren die keuzes maken met betrekking tot het verwerken van afval naar een hoger gedeelte in de afvalketen, namelijk waar de keuzes met betrekking tot het produceren van afval worden gemaakt. Tot nu toe zijn vooral gemeentes erg voorzichtig in het prijzen van afval, vanwege prikkels die leiden tot wangedrag zoals het illegaal dumpen van afval (zie ook de bespreking van deze prikkel in paragraaf 4.1.1). Een verdere bespreking van instrumenten die prikkels doorgeven naar bijvoorbeeld consumenten en de effecten daarvan ligt buiten de reikwijdte van dit onderzoek. Daarover is meer te vinden in bijvoorbeeld Dijkgraaf en Gradus (2004). Wel is het belangrijk om de prikkels van de afvalstortbelasting beter over te brengen op individuen die hoger in de afvalketen belangrijke keuzes maken, zoals consumenten en bedrijven. Verder onderzoek kan uitwijzen wat hiervoor het meest geschikte systeem is.

Ten slotte is er nog de vraag of een afvalstortbelasting wel nodig is in combinatie met een afvalstortverbod. Een afvalstortverbod is een instrument wat in Nederland en andere landen gebruikt wordt om het storten van afval te reduceren. Het afvalstortverbod in Nederland is in 1995 ingevoerd, en betreft het storten van recyclebaar of brandbaar afval. In principe is een stortverbod effectiever dan een stortbelasting, omdat het de hoeveelheid gestort afval direct tot nul reduceert. Waarom is dan toch nog een afvalstortbelasting nodig? In de praktijk blijkt een stortverbod niet zo bindend als het lijkt. Er zijn ten eerste categoriën afval (onbrandbaar) waarvoor het verbod niet geld, en ten tweede zijn er voor specifieke omstandigheden (bijvoorbeeld een tijdelijk capaciteitstekort) ontheffingen te verkrijgen. In het eerste geval is een afvalstortbelasting benodigd om afvalproducenten te prikkelen hun productie van deze types afval te verminderen. In het tweede geval is de afvalstortbelasting benodigd om afval in deze situatie een minder milieubelastende maar duurdere weg te laten volgen, bijvoorbeeld meer recycling of transport over een grotere afstand naar meer verwerkingscapaciteit. Daarnaast zorgt een afvalstortbelasting er voor dat men geen prikkel heeft om zo vaak mogelijk een ontheffing aan te vragen omdat dit anders goedkoper zou zijn. Daarnaast is een afvalstortverbod minder efficiënt dan een stortbelasting, maar hier wordt in paragraaf 4.2.2 verder op ingegaan.

## 4.2 Efficiëntie

4.2.1 Efficiënte keuzes door marktspelers

Hoe efficiënt is een belasting op het storten van afval? Met efficiëntie wordt hier maatschappelijke efficiëntie bedoeld, zoals uitgelegd in de inleiding (paragraaf 1.2.1). Een afvalstortbelasting is volgens de economische theorie efficiënter dan een volledig verbod op het storten van afval. Dit komt doordat door middel van een pigouviaanse (theoretisch optimale) belasting iedere economische actor de marginale maatschappelijke kosten van een extra eenheid storten van het storten van afval gelijk stelt aan de marginale maatschappelijke kosten daarvan, zoals uitgelegd in hoofdstuk 2.1. Wanneer het storten van afval inderdaad vanuit maatschappelijk oogpunt slechter is dan het verbranden van afval zou een stortbelasting door middel van het internaliseren van de externaliteiten het maatschappelijke optimum herstellen.

Uit de bespreking van de maatschappelijke kosten van de verschillende vormen van afvalverwerking in paragraaf 2.2.5 bleek echter dat het niet zeker is of het storten van afval maatschappelijk gezien minder efficiënt is dan het verbranden of recyclen van afval (Eshet, Ayalon, & Shechter, 2006) (Dijkgraaf & Vollebergh, 2004). Hierdoor kan niet met zekerheid gezegd worden of het storten van afval überhaupt wel belast zou moeten worden. Echter, zoals gezegd heeft de Nederlandse overheid in navolging van andere Europese landen de beleidsvoorkeur opgesteld om het storten van afval te ontmoedigen (Ladder van Lansink, paragraaf 2.2.4). Wanneer voor deze alternatieve beleidsdoelstelling wordt gekozen kan economische theorie toch zorgen voor de ontwikkeling van instrumenten die de gekozen beleidsdoelstelling zo efficiënt mogelijk dichterbij brengen. Een milieubelasting is daarvoor een efficiënt instrument, zoals uitgelegd in paragraaf 2.1. Een belasting op het storten van afval zorgt er voor dat iedere marktspeler zelf de voor hem meest efficiënte keuze maakt, die door de belasting in theorie gelijk is aan de maatschappelijk optimale keuze. Hierdoor wordt de beleidsdoelstelling op een efficiënte behaald.

Een belasting houdt dus rekening met de heterogeniteit die er is in de aanbieders van afval. Dit betreft voornamelijk gemeenten en bedrijven. Zij hebben echter niet alle dezelfde kostenstructuur, en produceren niet allen hetzelfde afval. Voor de een kan bijvoorbeeld recycling dus duurder zijn dan voor de ander. Het voorkomen van de aanbieders met de hoogste marginale relatieve opbrengsten van het storten van afval kost relatief erg veel (Bartelings *et al.*, 2005). Een verbod op het storten van afval houdt hier geen rekening mee en dit gaat ten koste van de efficiëntie. Heterogeniteit van aanbieders zorgt ook voor heterogeniteit in afvalstromen. Hier wordt in paragraaf 4.3.1 verder op ingegaan.

4.2.2 Inefficiëntie afvalstortverbod

In paragraaf 4.1.4 is reeds besproken waarom een afvalstortbelasting vanuit het oogpunt van effectiviteit naast of in plaats van een afvalstortverbod zou moeten blijven bestaan. Maar het belangrijkste argument wat pleit voor een afvalstortbelasting ten opzichte van een stortverbod is echter dat een belasting efficiënter is dan een verbod (Bartelings *et al.*, 2005). Bij een belasting maakt iedereen op basis informatie zijn eigen private kosten-batenanalyse over de afweging tussen de verschillende afvalverwerkingsvormen, waarbij de afweging door middel van een belasting die de exterrnaliteiten internaliseert in lijn gebracht wordt met de maatschappelijke kosten-batenanalyse. Een stortverbod echter dwingt alle economische actoren te kiezen voor een andere afvalverwerkingsvorm, ongeacht of dit efficiënt is vanuit maatschappelijk oogpunt of niet. Door omstandigheden kan het immers zo zijn dat het storten van afval voor een individuele actor toch goedkoper is dan het verbranden, zelfs inclusief belasting. Een belasting laat ruimte voor de heterogene kostenstructuren van individuen, iets waar in paragraaf 4.3.1 verder op in wordt gegaan. De optimale hoeveelheid gestort afval hoeft dus niet gelijk aan nul te zijn. De marginale kosten van het terugdringen van dit laatste volume gestort afval kunnen erg hoog zijn (Bartelings *et al*., 2005).

4.2.3 Onderkenning efficiëntie

Het lijkt erop dat juist het voordeel van de afvalstortbelasting, het op een efficiënte wijze bereiken van een beleidsdoelstelling, in het verleden niet genoeg is onderkent. De belasting is consequent aangeduid als ‘kleine belasting’ (Ministerie van Financiën, 2011). Nu is dat gezien haar financiële opbrengsten inderdaad juist, maar vanuit economisch perspectief bezien biedt de afvalstoffenbelasting juist een kans om marktfalen op de afvalmarkt op een efficiënte wijze te corrigeren. De budgettaire functie van de afvalstortbelasting zou moeten worden losgelaten, en de instrumentele functie van de afvalstortbelasting zou moeten worden aangemerkt als primaire functie. Feitelijk zou gezegd kunnen worden dat de afvalstoffenbelasting aan haar eigen succes ten onder is gegaan. De hoeveelheid gestort afval is in de eerste jaren van het millennium sterk afgenomen, en daarmee namen ook de opbrengst van de belasting af. Dat de afvalstoffenbelasting succesvol is geweest is echter geen reden tot afschaffing, sterker nog, het zou juist een argument moeten zijn om te zoeken naar mogelijkheden om dit efficiënte economische instrument breder in te zetten.

4.2.4 Uitbreiden afvalstoffenbelasting

In de voorgaande paragrafen en hoofdstukken is geconstateerd dat de afvalstortbelasting in de geest van een pigouviaanse heffing op een efficiënte manier beleidsdoelstellingen of maatschappelijk efficiënte uitkomsten kan bereiken. In het geval van het storten van afval is dit gelukt, het volume gestort afval in Nederland behoort tot de laagste in Europa (BioIS / EC, 2012). Daarom zou hetzelfde principe ook gebruikt kunnen worden om milieuhygiënisch schonere vormen van afvalverwerking verder te stimuleren. Zo zou er ook een tarief op het verbranden van afval kunnen komen. In paragraaf 3.2 is aangegeven dat het verbranden van afval reeds onder de grondslag van de belasting valt, maar alleen met een tarief wat gelijk is aan nul. In de beschrijving van de afvalstoffenbelasting werd aangegeven dat later eventueel alsnog een tarief voor het verbranden van afval kon worden geïntroduceerd(Belastingdienst, 2010).

De afvalstoffenbelasting zou nu verbreed en verhoogd kunnen worden om de dalende kosten van afvalverwerking te compenseren, externaliteiten van de verwerking van afval te internaliseren, en zo een prikkel te geven tot meer hergebruik, recycling en preventie (Dijkgraaf & Vollebergh, 1997). De afvalstoffenbelasting zou zo als pigouviaanse belasting kunnen worden ingezet om de negatieve externaliteiten van andere verwerkingsvormen van afval te corrigeren. Nu de hoeveelheid gestort afval is afgenomen de afgelopen decennia wordt immers het grootste gedeelte van het afval verbrand (AgentschapNL, 2012). Afvalverbranding gaat echter ook gepaard met externaliteiten. Een belasting op het verbranden van afval is dan economisch gezien een goede keuze om het prijssignaal te corrigeren. Hierdoor wordt de prijs voor het verbranden van afval hoger, waardoor ten eerste overconsumptie wordt tegengegaan. Het produceren van afval wordt immers duurder, dus het invoeren van afvalbesparende technieken wordt relatief goedkoper, waardoor minder afval wordt geproduceerd. Ten tweede worden hierdoor milieuhygiënisch gezien schonere alternatieven, zoals hergebruik en recycling, relatief goedkoper, waardoor het lonender wordt om deze technieken te gebruiken in plaats van verbranding van afval. Het is de doelstelling van het Nederlandse afvalbeleid om afvalverwerking door schonere alternatieve verwerkingsvormen te stimuleren (paragraaf 2.2.4). Ten derde is het mogelijk dat door een intensiever gebruik van recylings- en hergebruikinstallaties en –technieken investeringen in deze technieken ook goedkoper worden, bijvoorbeeld door benutting van potentiële schaalvoordelen. Ten slotte zijn er door een toenemende toepassing van hergebruik en recycling minder grondstoffen (*virgin materials*) benodigd waardoor *avoided burdens* ontstaan (zie voetnoot 7).

Meer onderzoek is gewenst om de mogelijkheden, effecten en wenselijkheid van de invoering van een dergelijke “brede afvalstoffenbelasting” te onderzoeken.

## 4.3 Overige aspecten

4.3.1 Heterogeniteit van afval

Tot nu toe is er steeds over afval gesproken als zijnde een homogeen goed. Echter, in de praktijk blijkt afval juist een erg heterogene productcategorie te zijn, met niet alleen veel variatie tussen, maar ook ín afvalstromen (Dubois, 2013). Door deze heterogeniteit van afval is een ‘*one size fits all*’-beleid niet optimaal. In een *first best* (optimale) oplossing zouden gedifferentieerde tarieven voor alle (sub-)vormen van afval ingesteld moeten worden. Dit komt overeen met de correctie voor heterogeniteit van afval door middel van subscripts zoals Fullerton en Kinnaman (1995) deze in hun model toepassen (paragraaf 2.2.2). Dit is in de praktijk echter zeer complex en administratief ingewikkeld.

Een oplossing voor dit probleem is het vaststellen van een gemiddeld tarief voor alle afvalstromen, of een aantal tarieven voor een aantal hoofdstromen. Dit gebeurde in Nederland bij de afvalstoffenheffing, en ook in het buitenland, door verschillende tarieven te hanteren voor de categorieën brandbaar en onbrandbaar afval. Gemiddelde tarieven kunnen echter leiden tot efficiëntieverliezen, doordat het optimale tarief voor iedere vorm van afval niet bereikt wordt, en daardoor ook de optimale geconsumeerde (in dit geval gestortte) hoeveelheid niet bereikt wordt. Voor sommige, minder schadelijke categorieën is een gemiddelde belasting te hoog, waardoor onderconsumptie ontstaat, maar voor andere, schadelijker categorieën is een gemiddelde belasting juist te laag, waardoor meer afval gestort wordt dan optimaal zou zijn. Het onvermogen om hier op een efficiënte manier mee om te kunnen gaan is een belangrijke tekortkoming van een afvalstortbelasting.

4.3.2 Internationale coördinatie

Internationale weglekeffecten kunnen de effectiviteit en efficiëntie van de afvalstortbelasting en het milieubeleid in het algemeen ondermijnen. Internationale overwegingen zijn nodig om het Nederlandse milieubeleid in breder perspectief te plaatsen, en daarnaast omdat de praktijk laat zien dat het dimensies zijn die meespelen. Noorwegen en Zweden bijvoorbeeld hebben beide een belasting op het verbranden van afval afgeschaft omdat deze tot grote exporten van afval naar buurlanden leidde. Dubois (2013) concludeert dan ook dat door een intensievere coördinatie van afvalbeleid op Europees niveau efficiëntievoordelen te behalen zijn. Een betere coördinatie op supra-nationaal niveau is dan ook een aanbeveling die kan worden gedaan om de effectiviteit en efficiëntie van de afvalstoffenbelasting te verhogen. Efficiëntie in een internationale markt wordt alleen bereikt wanneer de externaliteiten worden geïnternaliseerd en er gelijke marktomstandigheden en concurrentiemogelijkheden zijn in verschillende regio’s (*level playing field[[10]](#footnote-10)*) (Dubois, 2013). Een lichte variatie in regels is toegestaan, mede op basis van verschillen in lokale milieuhygiënische omstandigheden en capaciteiten. Omdat volledig gelijke minimumtarieven voor afvalstortbelastingen in de verschillende Europese lidstaten niet de optimale oplossing is, zou een uniforme manier om minimumtarieven voor de lidstaten te berekenen, ontwikkeld kunnen worden (BioIS / EC, 2012). Voor lidstaten die een effectief stortverbod kennen is een verplichte afvalstortbelasting niet nodig. Daarnaast kunnen open grenzen leiden tot significante schaalvoordelen (Dubois, 2013).

4.3.3 Elasticiteiten

De effectiviteit van een afvalstortbelasting hangt ook af van de relatieve reactie van de marktspelers, ofwel de elasticiteit van de vraag naar afvalstortcapaciteit of het aanbod van te storten afval[[11]](#footnote-11). Een hogere elasticiteit van de vraag naar stortcapaciteit betekent dat de hoeveelheid sterker reageert op een verandering in de prijs. Een belasting is dan effectiever in het bereiken van de doelstelling om de hoeveelheid gestort afval te verminderen[[12]](#footnote-12). Opnieuw moet hierbij worden opgemerkt dat het te storten afval echter een heterogene categorie is, waarbij de verschillende soorten afval vermoedelijk ook verschillende elasticiteiten zullen kennen. Het kan dus zijn dat de ene categorie afval sterker reageert op een afvalstortbelasting dan een andere categorie. Dit heeft ook weer te maken met het relatieve nut wat het storten van afval voor die categorie oplevert, wat de elasticiteit deels bepaalt. Voor de efficiëntie zou de elasticiteit niet uit moeten maken. Het verminderen van de vraag naar stortcapaciteit gaat immers door totdat de marginale kosten van het verminderen van het storten van afval gelijk zijn aan de opbrengsten daarvan, inclusief belasting. Bij een lagere elasticiteit zal de vraag naar stortcapaciteit minder snel afnemen naar mate de belasting verhoogd wordt, maar dit heeft geen invloed op de efficiëntie, maar wel op de effectiveit in het behalen van de beleidsdoelstelling.

# 5. Conclusies en aanbevelingen

## 5.1 Conclusies

* De afvalstoffenbelasting is in 1995 ingevoerd om ten eerste algemene middelen te verwerven, en ten tweede om milieubeleid met betrekking tot afval te ondersteunen, en droeg zodoende bij aan de ‘vergroening’ van het Nederlandse belastingstelsel, maar vanwege de primaire doelstelling tot het vergaren van algemene middelen niet ‘zuiver’ en milieubelasting. – *pagina 25*
* Tot de grondslag behoorden alle afvalstoffen, met een aantal uitzonderingen zoals gedefinieerd in artikel 22 van de wet belastingen op milieugrondslag. De belasting was verschuldigd door houders van een inrichting ter verwijdering van afval (stortplaatshouders). – *pagina 25*
* Er bestond een regulier tarief voor de meeste soorten afval en een verlaagd tarief voor afval met een massa boven de 1100 kg/m3. Het tarief begon in 1995 op 13,25 gulden en werd in de loop van de tijd verhoogd met als doelstelling de prijs voor het storten van afval gelijk te maken aan het verbranden van afval. Het tarief op het verbranden van afval was nihil, hoewel het verbrand afval wel onder de grondslag van afvalbelasting viel. – *pagina 26*
* De afschaffing van de afvalstoffenbelasting in 2012 werd gemotiveerd door het ministerie van financiën met een aantal redenen. Ten eerste was het doel een eenvoudiger, meer solide en fraudebestendig belastingstelsel, ten tweede het gebruik van minder instrumentalisme van het belastingstelsel, ten derde is er volgens het ministerie genoeg flankerend beleid, ten vierde het verminderen van irritaties van burgers en bedrijven over de veelheid van belastingen. Na de afschaffing van de belasting neemt de hoeveelheid gestort afval in de eerste maanden sterk toe door het vrijkomen van door bedrijven gebufferd afval, om daarna iets af te nemen en te stabiliseren. – *pagina 29*
* De afvalstoffenbelasting is effectief geweest om de hoeveelheid gestort afval terug te verkleinen. De belasting geeft verschillende prikkels tot gedragswijzigingen. Deze zijn wisselend positief of juist negatief te noemen. Hoe effectief deze zijn hangt af van de hoogte van de belasting en de veroorzaakte gedragsreacties. De afvalstortbelasting zorgt voor minder afvalstorting en meer verbranding (onbekend), recycling (onbekend) en preventie van afval (positief), meer illegale lozing (negatief), meer export (onbekend), en minder afvalproductie (positief). – *pagina 36*
* Empirisch is de effectiviteit van de afvalstoffenbelasting moeilijk te toetsen. Verschillende (internationale) studies vinden wisselende effecten van afvalstortbelastingen op volumes gestort afval. Soms worden wel correlaties gevonden, maar kan geen causaal verband worden geïdentificeerd. Interpretatie van de gegevens over de Nederlandse afvalstortbelasting lijkt er echter op te wijzen dat de belasting effectief is geweest. – *pagina 37.*
* De effectiviteit van de afvalstoffenbelasting in het reduceren van de hoeveelheid geproduceerd afval kan verder worden verhoogd door andere beleidsinstrumenten in te zetten. De keuzes met betrekking tot productie en het aanbieden van afval worden immers op een ander niveau gemaakt. Prijssystemen per eenheid product zijn een optie, maar een statiegeldsysteem op afval is nog effectiever. Ook de combinatie met extended producer responsibility-systemen kan de effectiviteit verhogen. – *pagina 39*
* Een afvalstortverbod is in theorie wel effectiever, maar maakt een afvalstortbelasting niet overbodig omdat een verbod niet zo binden is als het lijkt. Ten eerste zijn er categorieën waarvoor het verbod niet geldt, ten tweede zijn vrijstellingen te verkrijgen en ten derde zorgt het ervoor dat men geen prikkel heeft om zo vaak mogelijk een vrijstelling aan te vragen. – *pagina 40*
* De afvalstortbelasting is efficiënter dan een verbod omdat het er voor zorgt dat door een pigouviaanse belasting iedere economische actor de marginale maatschappelijke kosten van een extra eenheid storten van het storten van afval gelijk stelt aan de marginale maatschappelijke kosten daarvan. Ook als blijkt dat het storten van afval maatschappelijk gezien goedkoper is dan het verbranden van afval kan een afvalstortbelasting de beleidsdoelstelling om het storten van afval te ontmoedigen en gebaseerd is op andere criteria (bijvoorbeeld milieuhygiënische kosten) op een efficiënte manier helpen bereiken. De belasting houdt rekening met de heterogeniteit van de aanbieders van afval. – *pagina 40*
* Een afvalstortverbod kent deze efficiëntie niet omdat het actoren dwingt alle economische actoren te kiezen voor een andere afvalverwerkingsvorm, ongeacht of dit efficiënt is vanuit maatschappelijk oogpunt of niet. – *pagina 41*
* De afvalstoffenheffing zou door haar effectiviteit en efficiëntie een goed instrument kunnen zijn om de verdere afvaldoelstellingen in Nederland te realiseren. Zo zou er een heffing kunnen worden geheven op het verbranden van afval, om zo recycling, hergebruik en preventie van afval te stimuleren. In de geest van een pigouviaanse belasting zou de afvalstoffenheffing zo de externaliteiten van zowel het storten als verbranden van afval internaliseren, waardoor overconsumptie wordt tegengegaan, milieuhygiënisch gezien schonere alternatieven goedkoper worden en door een intensiever gebruik van recylings- en hergebruikinstallaties en –technieken investeringen in deze technieken ook goedkoper worden. – *pagina 43*
* De heterogeniteit van de afvalstroom vermindert de effectiviteit en efficiëntie van een afvalstortbelasting, en kan het ontwerp van geschikte beleidsinstrumenten bemoeilijken. – *pagina 43*
* Door een intensievere coördinatie van afvalbeleid op Europees niveau zijn efficiëntievoordelen te behalen. Efficiëntie in een internationale markt wordt alleen bereikt wanneer de externaliteiten worden geïnternaliseerd en er gelijke marktomstandigheden en concurrentiemogelijkheden zijn in verschillende regio’s (level playing field). – *pagina 44*
* De effectiviteit van de afvalstortbelasting in het terugdringen van de hoeveelheid gestort afval hangt ook af van de elasticiteit van de vraag naar stortcapaciteit. De efficiëntie wordt hierdoor niet beïnvloedt. – *pagina 44.*

## 5.2 Aanbevelingen

* Omdat de afvalstortbelasting een efficiënt en effectief instrument is in de beleidsmix met betrekking tot het Nederlandse afvalbeleid, zou de afschaffing van de afvalstoffenbelasting in 2012 heroverwogen moeten worden.
* De combinatie van de afvalstortbelasting met andere beleidsinstrumenten moet worden onderzocht om te zorgen voor een goede transmissei van de prikkels van de afvalstoffenbelasting naar individuen die keuzes maken hoger in de afvalketen.
* Verder empirisch onderzoek kan het causale effect van de afvalstoffenbelasting op de hoeveelheid gestort afval ontwarren van de rest van de beleidsmix en wisselende marktomstandigheden, om de effectiviteit van de belasting goed te beoordelen.
* Vanwege de efficiëntie en de effectiviteit van de afvalstortbelasting is het een optie om de belasting breder in te zetten in de beleidsmix. Hiervoor is verder onderzoek vereist hoe dit het beste vorm te geven is.
* Meer internationale coördinatie in het afvalbeleid is nodig, bijvoorbeeld op Europese schaal, omdat dit kan leiden tot efficiëntievoordelen.

# Bibliografie

AgentschapNL. (2012). *Afvalverwerking in Nederland: gegevens 2011 / Werkgroep Afvalregistratie.* Utrecht: AgentschapNL.

Barde, J.-P. (1994). Economic instruments in environmental policy: lessons from the OECD experience and their relevance to developing economies. *OECD Working Paper, 092.* Paris: OECD Development Centre.

Bartelings, H., Van Beukering, P., Kuik, O., Linderhof, V., & Oosterhuis, F. (2005). *Effectiveness of landfill taxation.* Amsterdam: Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit.

Belastingdienst. (2010). *Handboek milieubelastingen.* Den Haag: Belastingdienst.

BioIS / EC. (2012). *Use of economic instruments and waste management performances.* Parijs: Bio Intelligence Services S.A.S.

Bovenberg, L., & Goulder, L. H. (2002). Chapter 23: Environmental Taxation and Regulation. In A. J. Auerbach, R. Chetty, M. Feldstein, & E. Saez, *Handbook of Public Economics* (pp. 1471-1545). Amsterdam: Elsevier.

Brancheorganisaties afvalsector. (2011, 05 27). Brief aan Staatssecretaris van Infrastructuur en Milieu. Den Haag: Brancheorganisaties afvalsector.

CBS, PBL & Wageningen UR. (2013a, maart 05). *Opbrengsten van de belastingen op een milieugrondslag, 1987-2011*. Opgeroepen op juli 20, 2013, van Compendium voor de Leefomgeving: http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl0359-Belastingen-op-een-milieugrondslag.html?i=10-72

CBS, PBL & Wageningen UR. (2013b, augustus 22). *Invoer en uitvoer van afvalstoffen, 1998-2011, indicator 0520*. Opgeroepen op augustus 22, 2013, van Compendium voor de Leefomgeving: http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl0520-Invoer-en-uitvoer-van-afvalstoffen.html?i=1-3

CBS, PBL & Wageningen UR. (2013c, 10 27). *Stortplaatsen, aantal en capaciteit, 1991-2012*. Opgeroepen op 11 30, 2013, van Compendium voor de Leefomgeving: http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl0393-Stortplaatsen.html?i=1-3

Choe, C., & Fraser, I. (1999). An Economic Analysis of Household Waste Management. *Journal of Environmental Economics and Management*, 234-246.

Compendium voor de Leefomgeving. (2008, 12 16). *Stortplaatsen, aantal en capaciteit, 1991-2007*. Opgeroepen op 11 30, 2013, van Compendium voor de Leefomgeving: http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl039308-Stortplaatsen.html?i=1-3

Dengsøe, N., & Andersen, M. (1999). *Effects of the increase in the Danish waste tax - with special focus on waste from industry and commerce.* Copenhagen: Danish Environmental Protection Agency.

Denison, R. (1996). Environmental life-cycle comparisons of recycling, landfilling, and incineration: a review of recent studies. *Annual Review of Energy and the Environment, 21*(1), 191-237.

Dijkgraaf, E. (2002). *Doeltreffend afvalsturen.* OCFEB Research Memorandum 0206.

Dijkgraaf, E., & Gradus, R. (2004). Cost savings in unit-based pricing of household waste: The case of The Netherlands. *Resource and Energy Economics, 26*(4), 353-371.

Dijkgraaf, E., & Vollebergh, H. (2004). Burn or bury? A social cost comparison of final waste disposal methods. *Ecological economics, 50*, 233-247.

Dijkgraaf, E., & Vollebergh, H. R. (1997). Storten of verbranden. *Economisch Statistische Berichten, 82*(4094), 148-153.

Dijkgraaf, E., Aalbers, R., & Varkevisser, M. (2001). *Afvalprijzen zonder grens. Een analyse van de Nederlandse afvalverbrandingsinstallaties in een Europese markt.* Rotterdam: OCFEB.

Dinan, T. M. (1993). Economic efficiency effects of alternative policies for reducing waste disposal. *Journal of Environmental Economics and Management, 25(3)*, 242-256.

Dubois, M. (2013). *Economic instrumentens for European waste management.* Leuven: KU Leuven.

EEA. (2000). *Environmental taxes: recent developments in tools for integration.* Copenhagen: European Environmental Agency.

Eshet, T., Ayalon, O., & Shechter, M. (2005). A critical review of economic valuation studies of externalities from incineration and landfilling. *Waste management & research, 23*, 487-504.

Eshet, T., Ayalon, O., & Shechter, M. (2006). Valuation of externalities of selected waste management alternatives: a comparative review and analysis. *Resources, conservation and recycling, 46*, 335-364.

Europese Commissie. (2011). *Roadmap to a Resource Efficient Europe.* Brussel: Europese Commissie.

Eurostat. (2013, 05 17). *Environment Database*. Opgehaald van Eurostat: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/environment/data/database

Frank, R. H. (2010). *Microeconomics and behaviour, eight edition.* New York: McGraw-Hill.

Fullerton, D., & Kinnaman, T. C. (1995). Garbage, recycling, and illicit burning or dumping. *Journal of environmental economics and management*, 78-91.

Fullerton, D., & Kinnaman, T. C. (1996). Household responses to pricing by the bag. *The American Economic Review, 86(4)*, 971-984.

Fullerton, D., & Wu, W. (1998). Policies for green design. *Journal of Environmental Economics and Management, 36*, 131-148.

Fullerton, D., Leicester, A., & Smith, S. (2008). *Environmental Taxes.* Oxford: Institute for Fiscal Studies.

Kinnaman, T. C., & Fullerton, D. (1999). *The economics of residential solid waste management.* NBER Working Paper 7326.

Martin, A., & Scott, I. (2003). The effectiveness of the UK landfill tax. *Journal of Environmental Planning and Management. 46(5)*, 673-689.

Mendelsohn, R., & Olmstead, S. (2009). The economic valuation of environmental amenities and disamenities: methods and applications. *Annual review of environment and resources, 34*, 325-347.

Ministerie van Financiën. (2011). *Wijziging van enkele belastingwetten en enige andere wetten (Belastingplan 2012) - Memorie van toelichting.* Den Haag: Ministerie van Financieën.

Ministerie van VROM. (2010). *Landelijk afvalbeheerplan 2009-2021.* Den Haag: Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

OECD. (2013, 08 24). *Economic instruments - glossary of statistical terms*. Opgehaald van OECD: http://stats.oecd.org/glossary/detail.asp?ID=6408

Oosterhuis, F., Bartelings, H., Linderhof, V., & Van Beukering, P. (2009). *Economic instruments and waste policies in the Netherlands: inventory and options for extended use.* Amsterdam: Institute for Environmental Studies.

Perman, R., Ma, Y., Common, M., Maddison, D., & McGilvray, J. (2011). *Natural Resource and Environmental Economics.* Harlow: Pearson Education Ltd.

Planbureau voor de leefomgeving. (2012). *Voorwaarden voor vergroening van de economie in Nederland.* Den Haag: PBL.

Rosen, H. S., & Gayer, T. (2010). *Public Finance* (Ninth edition ed.). New York: McGraw-Hill.

Spaermon, H. (2009). *Milieu en fiscus.* Deventer: Kluwer.

Stevens, L. G. (2011). *Elementair belastingrecht voor economen en bedrijfsjuristen.* Deventer: Kluwer.

Vollebergh, H. (2012). *Milieubelastingen en groene groei.* Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.

Waste economics team, Defra. (2012). *The economics of waste and waste policy.* London: Department for environment, food and rural affairs.

Werkgroep afvalstoffenbelasting. (2009). *Tariefstructuur afvalstoffenbelasting. Onderzoek naar de mogelijkheden van een herziening van de tariefstructuur van de afvalstoffenbelasting.* Den Haag: Werkgroep afvalstoffenbelasting.

# Bijlages

## Bijlage 1: Tarieven en opbrengsten afvalstoffenbelasting

*Opbrengsten afvalstoffenbelasting 1995 – 2011*

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | *1995* | *1996* | *1997* | *1998* | *1999* | *2000* | *2001* | *2002* | *2003* |
| Opbrengsten *(lopende prijzen), in mln. euro’s* | 110 | 91 | 80 | 80 | 99 | 220 | 191 | 182 | 121 |
| Inflatie gecorrigeerd *(prijspeil 2009), in mln euro’s* | 149 | 120 | 104 | 101 | 123 | 266 | 221 | 204 | 133 |

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | *2004* | *2005* | *2006* | *2007* | *2008* | *2009* | *2010* | *2011* |
| Opbrengsten *(lopende prijzen)*, *in miljoenen euro’s* | 88 | 124 | 181 | 170 | 112 | 46 | 41 | 17 |
| Inflatie gecorrigeerd *(prijspeil 2009), in miljoenen euro’s* | 95 | 132 | 191 | 176 | 113 | 46 | 40 | 16 |

*Tarieven afvalstoffenbelasting 1995 – 2011*

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | *1995* | *1996* | *1997* | *1998* | *1999* | *2000* | *2001* | *2002* | *2003* |
| Hoog tarief*, in euro’s* |  |  |  | 29,13 | 29,75 | 64,28 | 65,44 | 78,81 | 81,65 |
| Verlaagd tarief, *in euro’s* | 13,25 | 13,25 | 13,25 | 13,25 | 13,53 | 12,38 | 12,61 | 13 | 13,47 |

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | *2004* | *2005* | *2006* | *2007* | *2008* | *2009* | *2010* | *2011* |
| Hoog tarief, in euro’s | 83,61 | 84,78 | 85,54 | 86,91 | 88,21 | 89,71 | 107,49 | 108,13 |
| Verlaagd tarief, in euro’s | 13,79 | 13,98 | 14,11 | 14,34 | 14,56 | 14,81 | 16,79 | 16,89 |

## Bijlage 2: Aantal afvalstortplaatsen, hoeveelheden gestort afval en capaciteit

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
|  | **Aantal stortplaatsen in bedrijf** | **Hoeveelheid gestort afval, *in miljard kg*** | **Resterende capaciteit, *in miljoen m3*** |
| ***1992*** | 72 | 13,3 | 65,7 |
| ***1993*** | 69 | 13,0 | 82,3 |
| ***1994*** | 56 | 12,2 | 83,9 |
| ***1995*** | 46 | 9,8 | 80,0 |
| ***1996*** | 47 | 8,5 | 76,0 |
| ***1997*** | 44 | 7,4 | 73,9 |
| ***1998*** | 41 | 7,1 | 69,4 |
| ***1999*** | 38 | 7,6 | 63,9 |
| ***2000*** | 36 | 6,5 | 58,4 |
| ***2001*** | 33 | 6,5 | 56,5 |
| ***2002*** | 31 | 5,2 | 54,2 |
| ***2003*** | 31 | 4,8 | 51,0 |
| ***2004*** | 29 | 3,3 | 52,2 |
| ***2005*** | 27 | 3,5 | 50,2 |
| ***2006*** | 23 | 4,0 | 48,3 |
| ***2007*** | 22 | 4,2 | 55,4 |
| ***2008*** | 22 | 3,6 | 53,7 |
| ***2009*** | 22 | 2,7 | 55,2 |
| ***2010*** | 22 | 2,1 | 54,7 |
| ***2011*** | 22 | 1,9 | 51,2 |
| ***2012*** | 22 | 3,3 | 48,6 |

1. Het verschil tussen hergebruik en recycling is dat bij hergebruik producten onbewerkt rechtstreeks worden hergebruikt, terwijl bij recycling het afval wordt gebruikt als grondstof voor nieuwe producten en dus wel bewerkingsmethodes ondergaat. [↑](#footnote-ref-1)
2. Belevingswaarde (*amenity values*) duidt op de waarde die een zeker goed of scene biedt in termen van beleving van bijvoorbeeld de visuele aspecten van dit goed of deze scene. Het genieten van een mooi natuurgebied is een voorbeeld van een amenity value. Een disamenity zou dus bijvoorbeeld de milieuvervuiling van dat natuurgebied kunnen zijn, waardoor de belevingswaarde afneemt. Amenity values zijn moeilijk te meten, zie voor een bespreking bijvoorbeeld Mendelsohn & Olmstead (Mendelsohn & Olmstead, 2009). [↑](#footnote-ref-2)
3. Ruwe grondstoffen. Het gebruik hiervan kan een verlies van nut opleveren voor de maatschappij door bijvoorbeeld het bederf van natuurgebieden door de winning van mineralen, verlies van biodiversiteit of versnelde opwarming van de aarde. [↑](#footnote-ref-3)
4. Het 'de vervuiler betaalt-principe' is door de OESO in 1972 geformuleerd, en gebaseerd op het principe dat “the polluter should bear the expenses of carrying out the [pollution, prevention and control] measures decided by public authorities to ensure that the environment is in an acceptable state. In other words, the cost of these

   measures should be reflected in the cost of goods and services which cause pollution in production and/or consumption.” (Barde, 1994). Later is dit begrip door ook de EC vastgelegd in de Europese Akte in artikel 174, lid 2 EG. Het zijn dan ook vooral deze twee organisaties die het principe promoten en beleid erop baseren. [↑](#footnote-ref-4)
5. De ladder van Lansink is de Nederlandse standaard op het gebied van afvalbeheer, vernoemd naar de motie die deze standaard initieerde van de politicus Ad Lansink. Het heeft de facto dezelfde opbouw als de internationale afvalhiërarchie. [↑](#footnote-ref-5)
6. Het Landelijk Afvalbeheerplan (LAP) is een plan voor het afvalbeheerbeleid in Nederland, uitgewerkt tot op het niveau van specifieke afvalstoffen en verwerkingsmethodes (Ministerie van VROM, 2010). In 2003 is het eerste LAP in werking getreden, in 2009 de tweede versie met een looptijd tot 2015 en lange termijnvisie tot 2021. [↑](#footnote-ref-6)
7. Letterlijke vertaling is zoiets als ‘vermeden of ontweken lasten’. Hiermee wordt bedoeld de baten die worden gewonnen door hergebruik van een product of energie uit een product, doordat hiermee wordt voorkomen dat een andere bron van grondstoffen of energie wordt gebruikt. In het geval van afval bijvoorbeeld levert verbranding hiervan met terugwinning van energie door elektriciteitsproductie opbrengsten op doordat er minder energie uit andere bronnen (bijvoorbeeld steenkool of gas) gewonnen hoeft te worden. [↑](#footnote-ref-7)
8. In de praktijk is het lastig om van verschillende afvalsoorten te bepalen of ze brandbaar of niet brandbaar zijn. Daarom werd in 2000 deze fictiebepaling ingesteld, dat men er standaard van uit ging dat alle afvalstoffen brandbaar waren, en dus onder het hoge tarief zouden vallen. Alleen voor bepaalde categorieën afval bleef het lage tarief gelden. [↑](#footnote-ref-8)
9. Het besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen (Bssa) uit 1997 legt vast voor welke afvalstoffen een stortverbod geldt. [↑](#footnote-ref-9)
10. Een level playing field is een concept wat met eerlijkheid te maken heeft. Het impliceert niet dat iedereen gelijke kansen heeft om te winnen, maar dat iedereen het “spel speelt met gelijke spelregels.” [↑](#footnote-ref-10)
11. Het aanbod van te storten afval en de vraag naar stortcapaciteit zijn eigenlijk twee zijden van dezelfde medaille, hetzelfde product, alleen anders verwoord. Hier kies ik er voor om de term vraag naar stortcapaciteit te hanteren, omdat dit het eigenlijke product is wat wordt verhandelt. Afvalstortplaatsen hebben feitelijk geen vraag naar afval, maar bieden een manier aan om afval te verwerken. [↑](#footnote-ref-11)
12. Voor een belasting die vooral dient om hoge belastingopbrengsten te genereren is een lage elasticiteit juist wenselijk, hierdoor kan immers een hoge opbrengst worden behaald met relatief weinig verstoring als gevolg. [↑](#footnote-ref-12)