

Rechtseconomische analyse van de handhavingsnood in het milieubeleid

Sandra Rousseau ^a en Carole M. Billiet ^b

^a *Centrum voor Economische Studiën, K.U.Leuven*

^b *Centrum voor Milieurecht, U.Gent*

2008

Gepubliceerd in *Review of Business and Economics*, 2008/53

Abstract

In deze interdisciplinaire analyse ligt de nadruk op het rechtseconomische basismodel van milieurechtshandhaving. We gaan daarbij na waarom bepaalde bedrijven de milieureglementering schenden in twee probleemsituaties (de binaire en de continue) en welke factoren deze beslissing beïnvloeden. Het basismodel toont aan dat de maatschappelijke baten van handhaving het hoogst zijn wanneer de marginale kosten gelijk zijn aan de marginale baten. Dit betekent dat optimale handhaving niet per definitie gelijk is aan maximale handhaving. Het is vrij eenvoudig om dit inzicht over te brengen in een theoretisch model. Het is echter veel moeilijker om het optimale handhavingsbeleid te bepalen en richtlijnen op te stellen voor daadwerkelijke toepassingen in de realiteit. Het is echter wel duidelijk dat de wetgever door een paar eenvoudige wetgevingsaanbevelingen voor ogen te houden, een substantieel verschil kan maken voor een handhavingsbeleid dat een kans maakt op maatschappelijke kosteffectiviteit.

Sleutelwoorden: Milieubeleid; Handhaving; Rechtseconomie; Overtredingskosten; Wetgevingsbeleid

Abstract

This interdisciplinary analysis focuses on a simple law & economics model of environmental law enforcement. We investigate why certain firms violate environmental regulations in two problem settings (binary and continuous) and which factors determine their compliance decision. The basic model shows that the costs and benefits of enforcement have to be considered jointly and that the total net benefits from enforcing environmental policies are maximal if the marginal cost of enforcement equals its marginal benefit. It is important to clearly show to a broad audience that optimal enforcement does not have to imply maximal enforcement. Even though this insight is quite easily to convey in a theoretical framework by using a simple model, it is much harder to calculate optimal enforcement in real life applications. However, by considering some simple recommendations, the legislator can make a substantial difference to the enforcement policy and significantly improve its cost effectiveness.

Keywords: Environmental Regulation; Monitoring and Enforcement; Law & Economics; Violation Costs; Regulation Management

I. INLEIDING

Milieureglementering kan niet op zich bestaan en de nood aan een complementair handhavingsbeleid dringt zich op. Als de wetgever wil dat de milieuwetgeving wordt nageleefd, dan zijn toezicht en sanctionering een noodzakelijke voorwaarde. Individuen en bedrijven zullen uit zichzelf immers niet allemaal de wetgeving geheel naleven. Overtredingen van de milieuwetgeving worden in de praktijk dan ook frequent vastgesteld. In de Verenigde Staten werd geschat dat 65 procent van de gereguleerde bronnen de emissienormen voor lucht overtreden (Heyes, 1998). Magat and Viscusi (1990) rapporteren een gemiddeld overtredingsniveau van 25 procent in de pulp- en papierindustrie in de Verenigde Staten tussen 1982 en 1985. Ook in het Verenigd Koninkrijk neemt de milieu-inspectie aan dat een belangrijk deel van de bedrijven in overtreding zijn (Heyes, 1998). In Noorwegen werd bij 79 procent van de uitgevoerde milieu-inspecties tussen 1997 en 2002 één of meer overtredingen gevonden (Nyborg and Telle, 2006). Eenzelfde beeld vinden we terug in de Vlaamse textielsector, waar bij meer dan 38 procent van de inspecties uitgevoerd tussen 1991 en 2003 een overtreding werd vastgesteld (Billiet en Rousseau, 2005). Deze observaties maken duidelijk dat de letter van de wet grondig kan verschillen van het effectieve milieubeleid dat in een bepaalde regio tot stand komt.

In deze tekst zullen we aan de hand van een eenvoudig model de basisprincipes van de rechtseconomische analyse van de handhavingsnood voor het milieubeleid beschrijven. Dit model – in het vervolg van de tekst gebruiken we hiervoor de term ‘basismodel’ – weerspiegelt de algemene consensus bij milieu(rechts)economen en de grondslag ervan ligt bij de analyse van Becker (1968)¹ inzake criminaliteit in het algemeen. Aan de hand van een economisch model beantwoordt Gary Becker een aantal normatieve vragen, zoals hoeveel misdrijven toegelaten zouden mogen worden en hoeveel overtreders ongestraft zouden mogen weggelaten worden. De methode die hij hiervoor gebruikt is gebaseerd op het meten van het maatschappelijk verlies dat samengaat met overtredingen en misdaden. Het optimale aantal overtredingen wordt dan door Becker gedefinieerd als het aantal dat dit maatschappelijk verlies zo klein mogelijk maakt.

Dit rechtseconomisch analysekader van beleidshandhaving is relevant voor een brede waaier problemen zoals, onder meer, overtredingen van de sociale wetgeving, fiscale fraude, verkeersveiligheid en de aanpak van zware criminaliteit. In deze bijdrage concentreren we ons echter op de milieurechtshandhaving. Een omvangrijk overzicht van de literatuur in verband met het toezicht op en de sanctionering van het milieubeleid wordt gegeven door Cohen (1999). We richten ons in de analyse op de algemene principes en geven geen gedetailleerd verslag van de werking en samenstelling van de handhavende overheid noch van de procedures die in de realiteit worden gevolgd. In het vervolg van de tekst gebruiken we de term ‘overheid’ om de handhavende overheid aan

¹ Dit werk werd op zijn beurt voorafgegaan door de achttiende eeuwse bijdragen van Montesquieu (1748), Beccaria (1770) en, vooral, Bentham (1789). Deze wetenschappers bestudeerden op een hoogstaande en uitgebreide manier de economische analyse van publieke rechtshandhaving.

te duiden. Deze handhavende overheid omvat – tenzij specifiek anders vermeld – zowel het strafrechtelijke afhandelingsspoor (met rechters en openbaar ministerie) als het bestuursrechtelijke spoor (met de verschillende besturen en bestuursorganen met handhavingsbevoegdheid). We negeren ook het feit dat een redelijke wetgever rekening houdt met imperfecte naleving wanneer de wetgeving wordt opgesteld. We nemen de milieuwetgeving dus als gegeven en concentreren ons op het handhavingsproces op zich.

Eerst gaan we na waarom bepaalde bedrijven de milieureglementering schenden en welke factoren deze beslissing beïnvloeden. Vervolgens gaan we dieper in op de bepalende factoren van de verwachte overtredingskosten en toetsen deze aan de realiteit. Daarna bespreken we de handhavingsinspanning die de overheid dient na te streven. De kern van ons betoog is het bepalen van het optimale handhavingsniveau. Dit optimale niveau wordt zodanig gekozen dat de maatschappij het hoogst mogelijke voordeel haalt uit het handhavingsbeleid. We gaan ook kort in op de keuze tussen toezicht en sanctionering. In het vijfde deel bekijken we de meest essentiële gevolgen op het vlak van wetgevingsbeleid en tenslotte trekken we enkele besluiten.

II. GEDRAG VAN BEDRIJVEN

Om inzicht te krijgen in de nood aan handhaving binnen het milieubeleid, bekijken we eerst waarom sommige bedrijven de wet overtreden. In essentie is het voor bepaalde bedrijven voordeliger om een milieumisdrijf te begaan dan om zich te conformeren met de regels. Om één of meerdere redenen valt de afweging van de kosten en baten die met een overtreding samengaan positief uit en heeft het bedrijf er voordeel bij om de milieuwetgeving te schenden².

Het basismodel, dat we hier uitwerken, vertrekt van de veronderstelling dat bedrijven tot milieuvriendelijk gedrag worden gedwongen door de overtredingskost die ze kunnen verwachten. Deze verwachte overtredingskost is gelijk aan de pakkans vermenigvuldigd met de nadelen verbonden aan de overtreding. Bedrijven besluiten in dit model om de wetgeving te overtreden als dat de goedkoopste optie is.

De bedrijven zullen hun verwachte winst op lange termijn zo hoog mogelijk willen maken om de belangen van aandeelhouders, managers en personeel optimaal te dienen. Om de relevante milieuwetgeving na te leven zal een bedrijf echter kosten oplopen. Het aanvragen van een milieuvergunning kost bijvoorbeeld tijd en moeite. Het bouwen van een waterzuiveringsinstallatie of het aanpassen van het productieproces kan honderdduizenden euro's kosten. Het invullen van de nodige formulieren en het uitvoeren van de metingen om milieuheffingen, zoals de afvalwaterheffing of de

² Naast deze bewuste beslissing van bedrijven om de milieuwetgeving te overtreden, is het mogelijk dat bedrijven onbewust de wet overtreden (zie bv. Brehm and Hamilton, 1996). Zo heeft de bedrijfsleider dikwijls geen perfecte controle op de uiteindelijke emissies door externe factoren zoals stormweer, door een gebrek aan informatie of door het voorkomen van menselijke fouten bij werknemers. Op deze accidentele overtredingen gaan we verder niet in.

grondwaterheffing, correct te betalen is geen eenvoudige taak. Een rationele bedrijfsleider zal deze kosten dan ook afwegen tegen de mogelijke nadelen wanneer het bedrijf zou besluiten de wet te overtreden.

Typisch kan een bedrijfsleider met twee soorten problemen geconfronteerd worden: binaire en continue problemen. We spreken van een *binair* probleem wanneer het bedrijf kan kiezen om de wet na te leven of niet, maar wanneer de graad van overtreding niet kan gekozen worden. Een bedrijf is ofwel in overtreding ofwel niet en er zijn geen gradaties mogelijk. De overtredingsbeslissing is dan een 0/1-beslissing. We denken hierbij onder meer aan de installatie van bepaalde technologieën, het aanvragen van een certificaat of het opstellen van een bepaald verslag. Concrete voorbeelden zijn:

- een roetfilter is aanwezig of is dat niet
- een emissiejaarverslag is opgesteld of is dat niet
- een evacuatieplan is er of is er niet
- een debietmeter is er of is er niet.

We spreken daarentegen van een *continu* probleem wanneer een bedrijf niet enkel kan kiezen of het de wetgeving zal overtreden maar ook in welke mate de regels worden overtreden. Typische voorbeelden van dergelijke problemen het naleven van de emissiebeperkingen voor lozing van afvalwater of van gasvormige emissies en de aangifte van de bedrijfsuitstoot als basis voor de betaling van emissiebelasting.

We bespreken enkel het continu probleem aangezien dit het meest algemene is. We veronderstellen dat het gedrag van bedrijven uitsluitend wordt gestuurd door de verwachte overtredingskost en niet door de exacte samenstelling van die verwachte overtredingskost. Hun reactie op een pakkans van 10 % en een boete van 1000 euro is dan dezelfde als op een pakkans van 5 % en een boete van 2000 euro aangezien de verwachte boete, namelijk 100 euro, identiek is in beide gevallen. In economische termen is een bedrijf dan *risiconeutraal*.

2.1 Overtredingsbeslissing

Het milieubeleid gaat gepaard met kosten voor een bedrijf en de bedrijfsleider zal – volgens het basismodel – een afweging maken van de kosten om de wetgeving na te leven en de verwachte overtredingskost. We gebruiken de volgende notatie:

$C(x)$ = kosten om de wetgeving na te leven = toepassingskosten

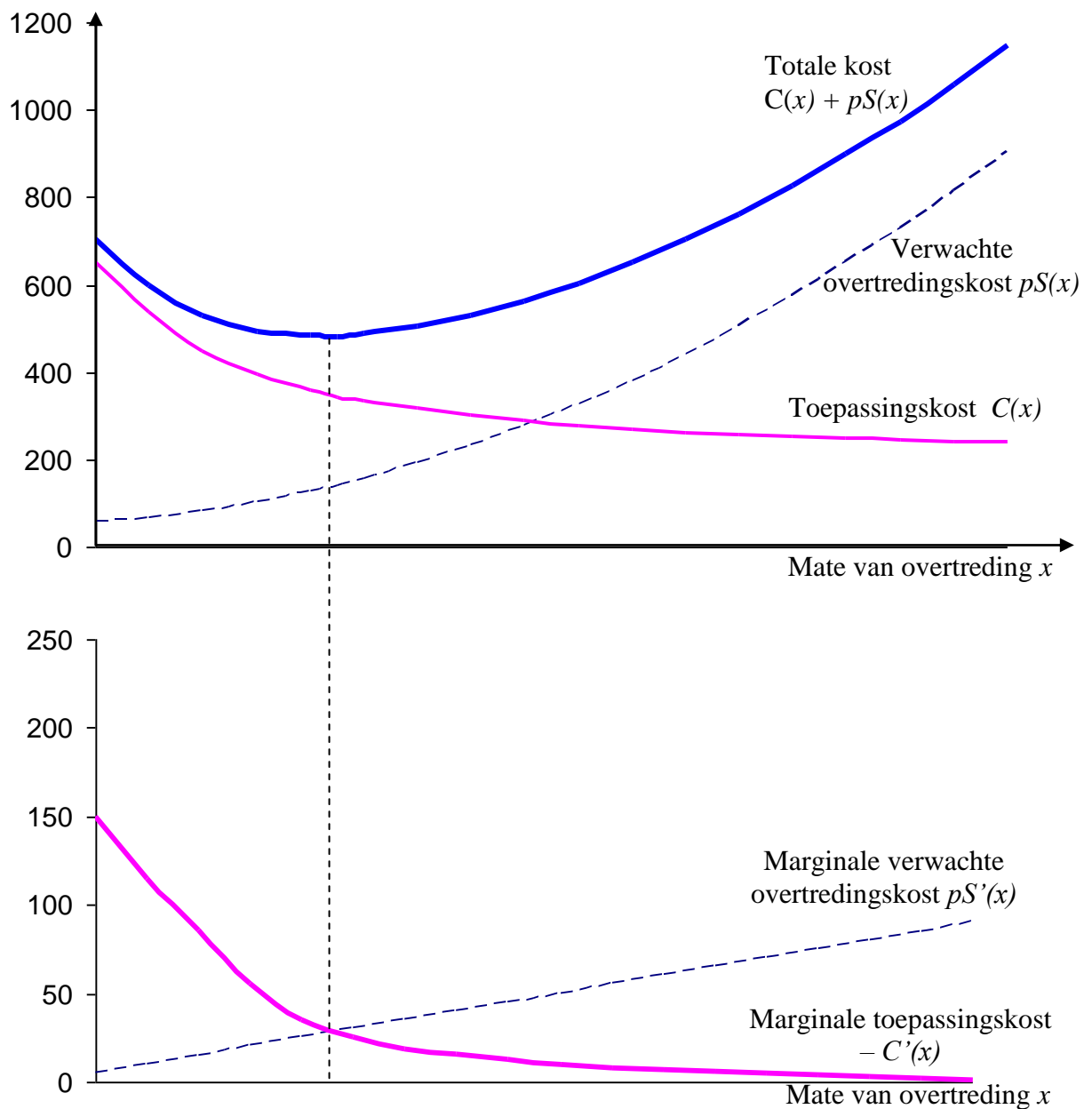
x = mate van overtreding

p = kans dat een bedrijf in overtreding wordt betrapt

$S(x)$ = de overtredingskost waarmee een bedrijf in overtreding wordt geconfronteerd, waarbij de verwachte overtredingskost gelijk is aan $pS(x)$.

De toepassingskosten die gepaard gaan met het milieubeleid worden voorgesteld door de functie $C(x)$ waarbij x de mate van overtreding is. We nemen aan dat de

toepassingskosten degressief dalen en de overtredingskost progressief stijgt naarmate de overtreding groter is.³ De wetgeving toepassen ($x = 0$) zal een bedrijf $C(0)$ kosten en de verwachte overtredingskost is dan nul. Wanneer een bedrijf de regels overtreedt, zal het lagere toepassingskosten hebben maar wel een positieve verwachte overtredingskost. De hoogte van deze twee factoren – toepassingskosten en overtredingskosten – zal afhangen van de mate waarin de wet wordt overtreden (i.e. van de variabele x). Deze relatie wordt voorgesteld in figuur 1.



Figuur 1: Continue overtredingsbeslissing

³ De eerste en tweede afgeleide van de functie $C(x)$ zijn dus allebei negatief: $C'(x) < 0$ en $C''(x) < 0$. De eerste en tweede afgeleide van de functie $S(x)$ zijn allebei positief: $S'(x) > 0$ en $S''(x) > 0$.

Dit laat ons toe om de beslissingsregel voor een bedrijf met betrekking tot het al dan schenden van milieureglementering te formuleren. Als de kosten om de regels toe te passen voor het bedrijf lager zijn dan de totale kosten bij om het even welk niveau van overtreding, dan zal het bedrijf de milieuwetgeving naleven. Analytisch drukken we dit als volgt uit:

$$\begin{array}{ll} \text{Als} & C(x) \leq C(x) + pS(x) \quad \forall x > 0, \\ \text{dan} & x = 0 \end{array}$$

Wanneer de bedrijfsleider besluit de wetgeving niet volledig na te leven, zal hij/zij de mate van overtreding kiezen die ervoor zorgt dat de totale kosten voor het bedrijf zo laag mogelijk zijn. De variabele x wordt dus bepaald door de som van de toepassingskosten $C(x)$ en de verwachte sanctie $pS(x)$ te minimaliseren:

$$\min C(x) + pS(x)$$

Dit minimum wordt bepaald door de eerste orde voorwaarde:

$$C'(x) + pS'(x) = 0$$

Of anders geschreven geeft dit:

$$-C'(x) = pS'(x)$$

Figuur 1 illustreert deze redenering. Op de figuur is te zien dat het minimum van de totale kosten wordt bereikt op het punt waar de marginale toepassingskosten $-C'(x)$ gelijk zijn aan de marginale verwachte overtredingskost $pS'(x)$. De totale kosten voor het bedrijf zijn dus het laagst wanneer de besparing in toepassingskosten van een extra eenheid overtreding gelijk is aan de extra stijging van de verwachte overtredingskost. Zolang het bedrijf meer kan besparen aan toepassingskosten door de milieunormen meer te overschrijden dan de bijhorende stijging in de verwachte overtredingskost, zal het dit doen. Het optimum wordt bereikt als het bedrijf de totale kosten niet meer kan laten dalen en dit is het punt waar de extra besparing in toepassingskosten exact gelijk is aan de toename van de overtredingskosten die het bedrijf kan verwachten.

2.3 Bepalende factoren van de verwachte overtredingskost

De verwachte kosten van een overtreding (pS) voor een bedrijf hangen af van verschillende factoren. We bespreken kort zeven aspecten van de verwachte overtredingskost (Polinsky and Shavell, 2000; Proost en Rousseau, 2007).

A. De subjectieve pakkans

De beslissing om de regels te schenden hangt af van hoe bedrijven de pakkans inschatten. Deze inschatting noemen we de subjectieve pakkans en deze kan verschillen van de

objectieve of werkelijke pakkans⁴. Wanneer de subjectieve pakkans, die wordt gebruikt bij de overtredingsbeslissing, hoger is dan de objectieve pakkans, zal het aantal overtredingen lager zijn dan verwacht op basis van de traditionele modellen waarin het onderscheid tussen objectieve en subjectieve pakkans niet werd gemaakt. Aangezien mensen niet goed zijn in het schatten van de kans dat infrequente gebeurtenissen plaats vinden, is het best mogelijk dat bedrijven de pakkans te hoog in schatten.

B. De overtredingskost

1. De monetaire sanctie (boete)

Monetaire sancties, zoals bestuurlijke of strafrechtelijke boetes, zijn uiteraard een belangrijk bestanddeel van de verwachte overtredingskost. Kwantitatief beschouwd is de geldboete vandaag de belangrijkste straf, omdat zij in de praktijk het meest frequent wordt toegepast (Van den Wyngaert, 2006).

2. De niet-monetaire sanctie

De handhaver heeft naast monetaire sancties ook verschillende niet-monetaire sancties ter beschikking zoals de bedrijfssluiting, het tijdelijke exploitatieverbod, het schorsen van een milieuvergunning of het opleggen van een gevangenisstraf. Niet-monetaire sancties worden in rechtseconomische modellen dikwijls gelijk gesteld aan monetaire sancties die maatschappelijke kosten met zich meebrengen (zie bijvoorbeeld Polinsky and Shavell, 1984; Shavell, 1987 en Kaplow, 1990). Dit in tegenstelling tot boetes die enkel als transfers (en dus zonder maatschappelijke kosten) worden gemodelleerd. Voorbeelden van deze maatschappelijke kosten zijn de werkloosheid veroorzaakt door een bedrijfssluiting, de oprichting en werking van gevangnissen en het verlies aan productie bij het stilleggen van een productielijn. We plaatsen hier twee opmerkingen bij. Ten eerste is niet altijd evident om de niet-monetaire sancties monetair te waarderen. Hoe kan bijvoorbeeld worden bepaald hoeveel men verliest doordat een bedrijf voor een maand wordt gesloten of wanneer het één bepaalde productielijn niet meer kan gebruiken? Deze waardering is nochtans noodzakelijk om een vergelijking tussen sancties mogelijk te maken. Ten tweede zijn de maatschappelijke kosten niet het enige verschil tussen monetaire en niet-monetaire sancties. Sommige niet-monetaire sancties, zoals een sluiting, brengen immers automatisch het einde van de overtreding met zich mee en dit kan niet worden gezegd van boeten aangezien die niet ingrijpen op de probleemsituatie die met de inbreuk is ontstaan.

⁴ Sah (1991) ontwikkelde een model om uit te leggen hoe verschillende inschattingen van de kans op sancties tot stand kunnen komen en wat de impact hiervan op het aantal gepleegde misdrijven kan zijn. Bebchuk and Kaplow (1992) bespreken hoe deze verschillende inschattingen de optimale handhavingsstrategie beïnvloeden. Zij tonen dat het niet optimaal kan zijn om de hoogst mogelijk sanctie op te leggen wanneer individuen imperfecte informatie over de pakkans hebben.

In de rechtseconomische literatuur wordt bijzonder veel aandacht geschonken aan gevangenisstraffen (zie bijvoorbeeld Polinsky and Shavell, 1984; Kaplow, 1990 en Garoupa and Klerman, 2004). We geven daarom enkele belangrijke inzichten in verband met deze sanctie mee. Wanneer monetaire sancties beperkt zijn door bijvoorbeeld de mogelijkheid van faillissement kunnen gevangenisstraffen een effectieve oplossing zijn. Het kost de maatschappij echter meer om iemand in een gevangenis op te sluiten dan om hem een boete te laten betalen. De optimale strategie in het basismodel zal daarom zijn om eerst de boete zo hoog mogelijk zetten en pas daarna een gevangenisstraf op te leggen. Elk jaar krijgen tientallen managers in de VS een gevangenisstraf omwille van een milieuovertreding. Daar gaat een groot afschrikkingseffect van uit. Een voordeel van gevangenisstraf is ook dat het fysiek onmogelijk is voor de gevangene om opnieuw een misdrijf te begaan. Dit noemt men in de literatuur het opsluitingseffect.

3. De verwachte gevolgen voor het toekomstig inspectiebeleid

Handhaving kan in bepaalde gevallen afhankelijk zijn van het verleden van de overtredders. Dit punt is vooral relevant voor een bepaald type vervuilers, namelijk de bedrijven, aangezien die zijn en blijven waar ze zijn. Het zal minder relevant zijn voor bijvoorbeeld een wandelaar in Meerdaalwoud. Over de jaren heen komen de milieu-inspectie en de bedrijven immers meerdere keren met elkaar in contact en zullen er meerdere interacties tussen de handhaver en de (potentiële) overtredders zijn. Dit betekent dat de milieu-inspectie niet lukraak bedrijven hoeft te controleren maar dat ze doelgericht te werk kan gaan. Harrington (1988) is een van de eersten om de doelgerichte strategie van milieu-inspecties theoretisch te analyseren⁵. Een handhavingsinstantie kan een groter afschrikkingseffect bereiken door de bedrijven, op basis van de inbreuken die zij in het verleden begingen, in te delen in een groep ‘goede’ en een groep ‘slechte’ bedrijven en door het grootste deel van haar middelen te besteden aan het inspecteren van de bedrijven uit de ‘slechte’ groep. De ‘slechte’ bedrijven ondergaan de relatief hogere handhavingsdruk als een soort van straf en zullen gestimuleerd zijn om de regelgeving na te leven omdat zij terug naar de ‘goede’ groep kunnen verhuizen als ze tijdens een inspectie niet in overtreding worden bevonden. Deze inspectiestrategie heeft een gedragsrichtend effect en stimuleert preventie. Een nadeel van de strategie is echter wel dat ‘goede’ bedrijven het zich kunnen veroorloven om de regels te schenden aangezien ze minder worden geïnspecteerd en hierom een relatief lagere overtredingskost in het vooruitzicht hebben.

Het indelen van de doelgroep in twee groepen die elk een ander handavingsregime hebben, brengt dynamische of tijdsgebonden overwegingen op de voorgrond in het

⁵ Daaropvolgende publicaties hebben de robuustheid van Harringtons resultaten getest in aanwezigheid van asymmetrische informatie (Raymond, 1999), de implicaties voor het maatschappelijke optimum (Harford, 1991 en Harford and Harrington, 1991), en hebben alternatieve verklaringen gezocht voor de relatief hoge nalevingsratio, zoals zelfrapportering (Livernois and McKenna, 1999) en onderhandelingen (Heyes and Rickman, 1999). Friesen (2003) heeft het optimale doelgerichte beleid in Harringtons theoretisch model afgeleid.

denken over handhaving van de milieuwetgeving. Verscheidene empirische studies hebben het verband onderzocht tussen het aantal overtredingen in het verleden en de inspecties die bij de bedrijven gebeuren. Daarbij werden voor verschillende sectoren en verschillende landen aanwijzingen gevonden van het voorkomen van een doelgericht handhavingsbeleid in de praktijk: Gray en Deily (1996) vonden bewijzen van een dergelijk handhavingsbeleid voor de staalindustrie in de Verenigde Staten, Laplante en Rilstone (1996) voor de Canadese pulp- en papierindustrie, Stafford (2002) voor de Amerikaanse regelgeving in verband met gevaarlijk afval, Eckert (2004) voor de Canadese petroleumindustrie. Billiet en Rousseau (2005) en Rousseau (2007) hebben voor de Vlaamse textielsector aangetoond dat het routinematige inspectiebeleid van de afdeling Milieu-inspectie wordt bepaald door de nalevingshistoriek van de bedrijven. De resultaten van dit onderzoek getuigen op consequente wijze van een beleidsvisie die probleemgericht is. Ook al is er dus sprake van een doelgericht routinematig inspectiebeleid, toch kan er geen gewag worden gemaakt van een gedragsrichtende inspectiestrategie met preventieve werking zoals degene die aan bod komt in Harringtons theoretisch model.

4. De verwachte overtredingskost ingevolge sociale normen

In de realiteit zullen personen dikwijls vrijwillig de regels naleven. Een reden hiervoor is te vinden in het bestaan van sociale normen. Managers of bedrijven zullen de regels volgen omdat ze milieubewust, eerlijk of ethisch zijn. In het dagelijkse leven wordt in situaties waarop geen wetten van toepassing zijn en waaruit geen economisch voordeel kan gehaald worden toch veel milieuvriendelijk gedrag vastgesteld. Wanneer een individu sociale normen niet naleeft, dan kan het wroeging krijgen, een gevoel van schuld ondervinden of een sociaal stigma opgekleefd krijgen. De rol van sociale normen in het naleven van wetgeving wordt, onder meer, gemodelleerd door Posner and Rasmussen (1999), Lai et al. (2003) en Bénabeou and Tirole (2006).

5. De risicopremie

Vergeleken met risiconeutrale bedrijven, is er een kleinere boete nodig om hetzelfde resultaat te bereiken wanneer het gedrag van bedrijven risicoafkerig is (Polinsky and Shavell, 1979). Risicoafkerige bedrijven ondervinden immers een extra nadeel bij het nemen van risico's. Ze zullen zich willen beschermen tegen deze risico's door het nemen van extra verzekeringen, door meer frequent onderhoud van de installatie of door het uitvoeren van metingen. Een bepaalde verwachte overtredingskost weegt voor risicoafkerige vervuilers zwaarder door precies omdat zij onzeker is. Zij zullen er als het ware voor kiezen om zich te verzekeren tegen het risico van een verwachte overtredingskost door een grotere inspanning op het vlak van het terugdringen van emissies te leveren dan wettelijk en maatschappelijk van hen wordt verwacht.

Hoewel de economische wetenschap er in principe vanuit gaat dat een bedrijf risiconeutraal is, zijn er verschillende redenen waarom toch risicoafkerig gedrag kan geobserveerd worden. Zo zullen de financiële middelen van een bedrijf en de transactiekosten een rol spelen: grotere bedrijven kunnen een meer risicoafkerig gedrag

vertonen (en dus meer middelen gebruiken om zich te ‘verzekeren’ tegen risico’s) omdat ze potentieel meer te verliezen hebben en omdat ze meer middelen kunnen inzetten (Leyden and Link, 2004). Verder kan er ook worden verondersteld dat managers en bedrijfsleider risicoaferig kunnen zijn als reactie op bijvoorbeeld hun verloningsstructuur en hun tegenzin om werkloos te worden (Oosterhof, 2001).

6. De informele nadelige gevolgen

Naast de wettelijk geregelde sancties, zijn er ook informele nadelige gevolgen verbonden aan het overtreden van de milieuregelgeving. Zo loopt een grote, regelmatige vervuiler de kans om een slecht imago op bouwen. De slechte publiciteit die gepaard gaat met de detectie van milieuovertredingen, kan het gedrag van consumenten, werknemers en investeerders beïnvloeden (zie bijvoorbeeld Karpoff et al., 2005, Helland, 2006 en Brennan, 2006). Consumenten kunnen producten boycotten die als milieuvriendelijk worden aanzien. Een bedrijf dat veel vervuiling veroorzaakt kan ook voor werknemers een onaantrekkelijke werkgever zijn omdat de risico’s op de werkplaats groter zullen zijn. Verder zijn ook investeerders zoals ethische beleggingsfondsen en verzekeringsmaatschappijen geïnteresseerd in de milieuperformantie van bedrijven.

III. TOETS AAN DE REALITEIT

Het overtreden van de milieuwetgeving gaat gepaard met allerlei nadelige gevolgen, zoals in het vorige deel werd beschreven. De overheid heeft een (beperkte) invloed op een aantal ervan, namelijk:

- de subjectieve en objectieve pakkans
- het toekomstig inspectiebeleid
- de monetaire sanctie
- de niet-monetaire sanctie
- het bedrijfsimago (via publiciteit in verband met de vastgestelde overtredingen en opgelegde sancties).

Wanneer we kijken naar deze verschillende factoren in de praktijk zien we een aantal mogelijke verklaringen voor het gegeven dat bedrijven de milieuwetgeving niet altijd naleven. Ten eerste worden milieu-overtredingen deels verklaard door de beperkte middelen die beschikbaar zijn voor het uitvoeren van inspecties en het bepalen van de pakkans. De verantwoordelijke administraties moeten binnen beperkte budgetten en strikte tijdschema’s werken. Uit het jaarverslag van de Afdeling Milieu-Inspectie (AMI) kunnen we afleiden dat de gemiddelde inspectiekans in Vlaanderen voor één bepaald bedrijf kleiner was dan 5 procent in 2005. Er werden immers 4721 bedrijven gecontroleerd en als we ervan uitgaan dat het totale aantal bedrijven in Vlaanderen ten minste 100000 bedraagt, dan bezoekt AMI jaarlijks minder dan vijf bedrijven op honderd.

Daarenboven zijn de monetaire sancties voor overtredingen vaak erg laag. Billiet en Rousseau (2005) beschrijven de gemiddelde minnelijke schikking en strafrechtelijke

boete over het voorbije decennium voor Vlaamse textielbedrijven en daar zien we dat de gemiddelde minnelijke schikking 260 euro bedroeg, de gemiddelde boete in eerste aanleg 2800 euro en in beroep ongeveer 7200 euro⁶. De sanctie voor het overtreden van milieuwetgeving was dus gering. En daarbij stopt het niet, de kans dat een overtreder een dergelijke straf krijgt, is klein. Voor de Vlaamse textielveredelaar zien we dat in 72 procent van de gevallen geen nieuw proces-verbaal van overtreding⁷ wordt opgesteld nadat een overtreding werd vastgesteld tijdens een inspectiebezoek (Billiet en Rousseau, 2005). Hierbij moeten we wel opmerken dat er dikwijls meerdere inspecties nodig zijn om een overtreding vast te stellen. Verder is er ook (veel) tijd nodig om de nodige aanpassingen te maken om de wet na te leven. Eenzelfde problematiek kan dus gedurende verschillende inspectiebezoeken worden vastgesteld zonder telkens opnieuw om een handhavend optreden te vragen. Als er een proces-verbaal van overtreding werd opgesteld, dan werd de helft van deze overtredingen geseponneerd zonder verdere gevolgen. Dat betekent dat ongeveer zeven procent van de vastgestelde overtredingen met een minnelijke schikking wordt afgesloten en dat een andere zeven procent in de rechtzaal eindigt. De verwachte minnelijke schikking of boete na een vastgestelde overtreding is hier gemiddeld 176 euro en is dus erg laag in deze steekproef.

De data in verband met monetaire boeten in het buitenland geven een beeld dat soms helemaal niet vergelijkbaar is (VS) en soms eerder wel (VK). In de ECHO databank⁸ van de US EPA vinden we dat er in 2001 een gemiddelde strafrechtelijke boete van \$835.902 en een gemiddelde administratieve boete van \$11.316 werd uitgesproken voor overtredingen van de *Clean Water Act*. In 2006 was de gemiddelde strafrechtelijke boete \$473.117 en de gemiddelde administratieve boete bedroeg \$9.486 voor overtredingen van diezelfde regulering. Volgens het jaarverslag van 2001 van de EPA – het *Enforcement and Compliance Assurance Accomplishments Report 2001* (ECAAR 2001) – was de gemiddelde strafrechtelijke boete voor milieucriminaliteit in het algemeen dat jaar per beklagde gelijk aan \$255.000. De gemiddelde administratieve boete opgelegd door de US EPA in 1995 was \$10.181 en dus van dezelfde grootteorde als die van 2001 en 2006 (Lear, 1998).

Voor het Verenigd Koninkrijk zijn er aanwijzingen dat de milieu-administratie een weinig strikt verbaliseringsbeleid voert (Ogus and Abbot, 2002). Ook al is verbalisering de normale reactie op incidenten uit categorie 1 ('major'), toch leidde slechts 23 procent van dergelijk incidenten, waarbij de overtreder werd geïdentificeerd, tot het opstellen van een proces-verbaal en in 17 procent van de gevallen werd geen enkele actie ondernomen. Wat incidenten van categorie 2 ('significant') betreft, zijn het opstellen van een proces-verbaal of het geven van een formele waarschuwing ('formal caution') de aangewezen

⁶ De boetebedragen geven de reële boetes weer: de bedragen die de veroordeelden na verrekening van de toepasselijke opdecimen moesten betalen.

⁷ Dit in tegenstelling tot een proces-verbaal van opvolging.

⁸ Het acroniem ECHO staat voor *Enforcement and Compliance History Online* en de databank is terug te vinden op het volgende webadres: www.epa-echo.gov .

acties. Opnieuw werd slechts in 27 procent van de incidenten waarbij de overtreder werd geïdentificeerd één van beide acties ondernomen en in 30 procent van de gevallen werd er geen actie ondernomen. Ook bij de categorie 3 ('minor') incidenten is de opvolging laag: een aanmaning ('warning letter') werd in 4 tot 29 procent, afhankelijk van de regio, van de gevallen opgestuurd en in 2 tot 10 procent, weerom afhankelijk van de regio, van de gevallen werd een proces-verbaal of een formele waarschuwing opgesteld. Het gemiddelde niveau van de boetes opgelegd door de rechtbanken was £2786 in 1998 en £4750 in 1999.

Tenslotte bespreken we kort de rol van informatieverspreiding in handhaving (zie bijvoorbeeld Pawson, 2002). Het openbaar maken van informatie in verband met de milieustatus van bedrijven en individuen kan een belangrijke rol spelen in het stimuleren van een marktreactie en in het verhogen van de externe druk uitgeoefend door belangengroepen. Verschillende landen gebruiken momenteel een dergelijk informatiebeleid. Eén welgekend voorbeeld is het *Toxic Release Inventory (TRI)* programma waarbij informatie over de uitstoot van toxische stoffen openbaar wordt gemaakt in de Verenigde Staten. Konar and Cohen (2000) vergelijken emissies tussen 1989 en 1992 en vinden dat grotere bedrijven meer geneigd zijn om hun emissies te verminderen nadat nieuwe milieu-informatie openbaar werd gemaakt in kader van het TRI programma. Voor Canada rapporteren Foulon et al. (2002) dat de publicatie van lijsten met bedrijven in overtreding met de limieten betreffende BZV en ZS⁹ of bedrijven waarvan het gedrag reden tot ongerustheid geeft een positieve invloed had op de nalevingsstatus van de bedrijven in de pulp- en papierindustrie. Een Vlaams voorbeeld, dat voorlopig nog geen toepassing heeft gevonden, is de publieke bekendmaking van de namen van bedrijven die onvoldoende verhandelbare emissierechten bezitten om hun CO₂-uitstoot te dekken¹⁰. Deze publicatie komt bovenop de boete die de overtreder moet betalen. In de België is er naast de informatieverspreiding als een brede maatregel die niet noodzakelijk focust op overtreders, nog een tweede modaliteit: de publicatie als een straf die wordt opgelegd door de rechter in veroordelende uitspraken, bv. op grond van art. 7bis, 4° Strafwetboek (rechtspersonen enkel) of art. 17 § 3, 1°, Wet 1998 Productnormen (natuurlijke zowel als rechtspersonen). Beide bekendmakingsmiddelen zijn volkomen verschillend en goed te onderscheiden.

⁹ De biologische zuurstofvraag of BZV wordt bepaald door de hoeveelheid zuurstof die bepaalde bacteriën nodig hebben om biologisch afbreekbaar materiaal (in afvalwater) af te breken. De hoeveelheid zwevende stoffen (ZS) is ook een belangrijke parameter van de kwaliteit van afvalwater.

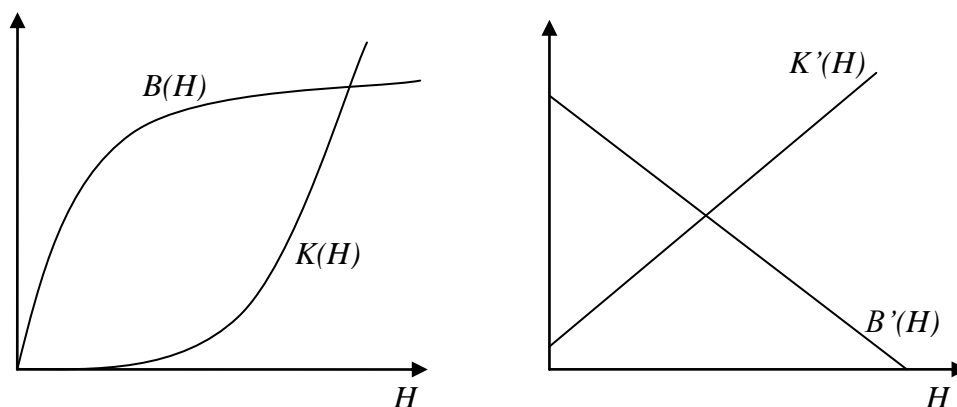
¹⁰ Zie art 26 lid 2 Decreet 2 april 2004 tot vermindering van de uitstoot van broeikasgassen in het Vlaamse Gewest door het bevorderen van het rationeel energiegebruik, het gebruik van hernieuwbare energiebronnen en de toepassing van flexibiliteitsmechanismen uit het Protocol van Kyoto (B.S., 23 juni 2004), zoals uitgevoerd door art 22 § 6 B. Vl. R. 4 februari 2005 inzake de verhandelbare emissierechten voor broeikasgassen en tot wijziging van het besluit van de Vlaamse regering van 6 februari 1991 houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de milieuvergunning en van het besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende de algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne (B.S., 28 februari 2005). Artikel 22, §6 stelt letterlijk "De lijst met de namen van de exploitanten die onvoldoende emissierechten hebben ingeleverd om te voldoen aan hun verplichtingen onder artikel 4.10.1.2. van titel II van het VLAREM wordt jaarlijks uiterlijk op 31 mei bekendgemaakt op het internet en in het Belgisch Staatsblad".

IV. OPTIMALE HANDHAVINGSINSPANNING

We bepalen eerst de voorwaarde waaraan de optimale handhavingsinspanning moet voldoen om de maatschappelijke baten ervan zo hoog mogelijk te maken. Daarna gaan we even in op de keuze tussen toezicht en sanctionering.

4.1 Bepaling van het optimale handhavingsniveau

Handhavingsinspanningen brengen maatschappelijke kosten met zich mee, maar leiden ook tot baten voor de maatschappij. De kosten omvatten – onder meer – tijd, geld en het gebruik van schaarse goederen. De kosten van een bepaalde handhavingsinspanning H stellen we analytisch voor door de functie $K(H)$. De handhavingskosten kunnen onderverdeeld worden in kosten om overtreders te pakken (toezicht), kosten om overtredingen tegen te gaan (sanctionering) en kosten om de opgelegde sanctie uit te voeren (dwanguitvoering van sancties). Deze kosten kunnen door verschillende partijen worden gedragen: bedrijven, administraties, rechtbanken of zelfs, in bepaalde gevallen, burgers. We veronderstellen dat de kosten in toenemende mate stijgen wanneer er meer handhaving nodig is (zie figuur 2).



Figuur 2: Kosten en baten van handhaving

De baten van de handhaving van het milieubeleid zijn in hoofdzaak verbeteringen in de milieukwaliteit en de publieke gezondheid, maar ook meer rechtszekerheid en vertrouwen in de rechtsstaat. De waardering van de baten is een complexe materie¹¹.

¹¹ Het probleem is dat veel milieugoederen niet op markten worden verhandeld en dat we dus geen marktprijs kunnen gebruiken als richtlijn voor de waardering van die goederen. Als de regelgever mensen gewoon naar hun bereidheid tot betalen voor milieugoederen vraagt, gaan ze strategisch antwoorden omdat het hier om publieke goederen gaat. De antwoorden zullen gekleurd worden door vrijbuitergedrag. Mensen zullen een lagere bereidheid tot betalen opgeven dan wat ze eigenlijk bereid zijn te betalen omdat ze ervan uitgaan dat ze niet kunnen uitgesloten worden wanneer het publiek goed wordt aangeboden. Ze zullen ook

Nochtans zijn zowel de baten als de waardering ervan maatschappelijk bijzonder belangrijk, om niet te zeggen vitaal. Om de nettobaten van het handhavingsbeleid te modelleren moet eveneens de toename in de toepassingskosten voor de bedrijven worden meegenomen. De nettobaten zijn dan gedefinieerd als de milieu- en andere baten verminderd met de daarmee geassocieerde toepassingskosten voor de bedrijven. Formeel, kunnen we de nettobaten die samenhangen met handhaving voorstellen als de functie $B(H)$, waarbij H het handhavingsniveau is. We veronderstellen dat de baten in afnemende mate stijgen met een toename van de handhavingsinspanning (zie figuur 2).

Om er voor te zorgen dat de maatschappij het grootst mogelijke voordeel haalt uit de handhavingsactiviteit, moet het niveau van handhaving zodanig gekozen worden dat de maatschappelijke baten zo hoog mogelijk zijn. De maatschappelijke baten van handhaving zijn het verschil tussen de totale nettobaten (i.e. de baten verminderd met de toepassingskosten van de bedrijven) en de totale kosten van handhaving:

$$\text{maatschappelijke baten} = B(H) - K(H)$$

De handhavingsinspanning H moet dus zodanig gekozen worden dat:

$$\max_H B(H) - K(H)$$

Een andere benadering is dat de overheid het niveau van handhaving zodanig bepaald dat de maatschappelijke kosten verbonden aan milieumisdrijven zo laag mogelijk zijn. Deze maatschappelijke kosten worden dan gedefinieerd als de som van de nettoschade aangericht door de overtredingen en de kosten van handhaving. Dit is dus $-B(H) + K(H)$ of net het omgekeerde van de maatschappelijke baten van handhaving die we hierboven definieerden. De problemen om de maatschappelijke baten van handhaving zo groot mogelijk te maken of om de maatschappelijke kosten van milieumisdrijven zo laag mogelijk te maken, zullen een identieke oplossing hebben.

Deze oplossing moet voldoen aan de volgende vergelijking¹²:

$$B'(H) - K'(H) = 0$$

Of:

$$B'(H) = K'(H)$$

De opbrengst van een extra eenheid handhavingsinspanning moet, met andere woorden, gelijk zijn aan de kost van die additionele inspanning om de grootste maatschappelijke baten van handhaving te bekomen.

meer van een bepaald milieugoed vragen dan ze werkelijk wensen als ze denken dat de anderen ervoor zullen betalen. (Proost en Rousseau, 2007) Een voorbeeld van een Vlaamse waarderingstudie is Moons et al. (2000) en een recent overzicht van de verschillende methoden die werden ontwikkeld om milieubaten te schatten, is te vinden in Freeman (2003).

¹² We nemen hierbij aan dat er een interne oplossing bestaat en dat er geen hoekoplossing is.

Wanneer de administraties en lagere overheden een eigen agenda hebben, zal het voor de regelgevende overheid minder eenvoudig zijn om een optimaal handhavingsbeleid uit te bouwen. De doelstellingen van individuele milieu-ambtenaren kunnen immers gekleurd worden door de wens om hun carrièrekansen te optimaliseren en daardoor zullen ze niet meer overeenstemmen met de doelen van het inspectie- en milieubeleid. De kosten van handhaving zullen onder deze omstandigheden hoger liggen. Een bespreking van de invloed van de bureaucratie en agency-problemen op de handhaving is, onder meer, terug te vinden in Keeler (1995) en Cohen (1999).

4.2 Keuze toezicht en sanctionering

Binnen het kader van het eenvoudige model dat we hierboven bespraken is de keuze tussen inspecties (toezicht) en sancties eenvoudig. Wanneer we – in navolging van de literatuur – enkel boetes bekijken, dan volstaat het om de boete zo hoog mogelijk en de pakkans zo laag mogelijk te zetten om een bepaalde verwachte overtredingskost te scheppen (Becker, 1968; Polinsky and Shavell, 2000). Het verhogen van de boete is immers veel goedkoper dan een toename van de inspectiefrequentie en door de veronderstelling van risiconutraliteit is het effect van beide opties evenwaardig.

Wanneer we veronderstellen dat bedrijven en individuen risicoafkerig zijn, dan is er aan het verhogen van monetaire sancties een extra maatschappelijke kost verbonden. Om de kans op de hogere boete te ontlopen is het immers mogelijk dat bedrijven zullen overreageren en dit is nadelig voor de maatschappij. Zoals Polinsky and Shavell (2000) aantonen, is het in dat geval beter om de milieu-inspanningen te controleren via een lagere boete en een hogere pakkans; ook al verhoogt dit de totale handhavingskosten aangezien het verhogen van het aantal inspecties duurder is dan het opleggen van een hogere boete.

Als er meerdere handhavingsopties mogelijk zijn, kunnen we in het algemeen stellen dat het handhavingsdoel aan de laagste kost wordt gehaald wanneer elke optie in die mate gebruikt wordt dat de marginale kosten van de verschillende opties onderling gelijk zijn. Bij elke beleidsaanpassing moeten de extra baten en de extra kosten worden afgewogen. Een aanpassing is dan aan te raden zolang de additionele baten de additionele kosten overtreffen. Zodoende moeten we ons ervoor hoeden om te snel te denken dat een hogere naleving van de milieuwetgeving het beste wordt bekomen door het verhogen van de opgelegde boetes en dus niet door het inspectiebeleid te intensifiëren.

V. WETGEVINGSBELEID

Het economische inzicht dat de maatschappelijke impact van het handhavingsbeleid het grootst is wanneer de maatschappelijke kosten van een extra eenheid handhavingsinspanning gelijk zijn aan de maatschappelijke baten van een extra eenheid handhavingsinspanning, een inzicht dat inhoudt dat een maatschappelijk optimaal

handhavingsniveau niet gelijk te stellen is met een maximaal handhavingsniveau, heeft implicaties voor het wetgevingsbeleid en de handhavingspraktijk.

De meest essentiële gevolgen liggen op het vlak van het wetgevingsbeleid en betreffen o.i. (1) de noodzaak van beslissingsvrijheid in het sanctioneringstraject en (2) de noodzaak van een sanctioneringsinstrumentarium dat maximaal beantwoordt aan het evenredigheidsbeginsel.

5.1. De noodzaak van beslissingsvrijheid

De idee dat een afweging van de maatschappelijke kosten en baten van handhavingsinspanningen cruciaal is voor het voeren van een handhavingsbeleid, brengt mee dat de wet de handhavers de mogelijkheid moet geven om prioriteiten te stellen en in voorkomend geval te beslissen niet of slechts informeel op te treden tegen een inbreuk. Het toekennen van beslissingsvrijheid realiseert deze mogelijkheid.

In het penale afhandelingspoot ligt beslissingsvrijheid vooral besloten in de fase waar het openbaar ministerie een dossier beheert, o.m. in de mogelijkheid tot een technisch sepot en een opportuniteitsepot. In het bestuurlijke afhandelingspoot ligt de meest belangrijke niche voor beslissingsvrijheid o.i. in de toekenning van facultatieve sanctiebevoegdheden, sanctiebevoegdheden waar de wetgever het bestuursorgaan waaraan hij de bevoegdheid toekent de keuze geeft om bij het vaststellen van een inbreuk de sanctie op te leggen of niet op te leggen. Het economische inzicht van het maatschappelijk optimale handhavingsniveau verzet zich m.a.w. tegen obligatoire sanctiebevoegdheden, waar het bevoegde bestuur bij het vaststellen van een inbreuk een sanctie moet opleggen. De wetgever behoort dit te weten. Mede wegens de groeiende maatschappelijke waardering van het leefmilieu, manifesteert zich belangstelling voor obligatoire sanctiebevoegdheden. Zo bv. heeft het Meststoffendecreet 1991 een reeks bestuurlijke beboetingsbevoegdheden ingevoerd die, op een enkele uitzondering na, als obligatoire bevoegdheden zijn uitgewerkt¹³. Bij de parlementaire voorbereiding van deze bevoegdheden, werd o.m. vanuit de milieubeweging en *Groen!* bepleit dat de vaststelling van een inbreuk “*automatisch*” tot het aanrekenen van een bestuurlijke geldboete moest leiden¹⁴. Het feit terzijde gelaten dat een wettelijke verplichting tot het opleggen van een sanctie in de praktijk omzeggens steeds onhaalbaar is nu de overheidsdiensten die instaan voor handhavingstaken over beperkte middelen beschikken, zodat sanctieverplichtingen tot een onzindelijke beleidsvoering leiden, waar de plicht min of meer flagrant wordt geschonden of, in het beste geval, wordt omzeild door vermijdingsgedrag in het

¹³ Art. 25 Decreet 23 januari 1991 inzake de bescherming van het leefmilieu door meststoffen (*B.S.*, 28 februari 1991), zoals gewijzigd bij decreten van 20 december 1995 (*B.S.*, 30 december 1995), 11 mei 1999 (*B.S.*, 20 augustus 1999), 21 december 2001 (*B.S.*, 29 december 2001) en 28 maart 2003 (*B.S.*, 8 mei 2003).

¹⁴ Ontwerp van decreet tot wijziging van het decreet van 23 januari 1991 inzake de bescherming van het leefmilieu tegen de verontreiniging door meststoffen en tot wijziging van het decreet van 28 juni 1985 betreffende de milieuvergunning, *Parl. St.*, VI. Parl., 1998-99, nr. 1317/1, 174, en nr. 1317/4, 2.

verbaliseringsbeleid, moet er gewoonweg worden ingezien dat het middel het doel voorbijschiet. Met het oog op de grotere maatschappelijke doeltreffendheid van het handhavingsbeleid moet een sterk voorbehoud worden geplaatst bij obligatoire sanctiebevoegdheden. Als regel moet de voorkeur gaan naar facultatieve sanctiebevoegdheden. Deze voorkeur impliceert wel een afgeleid wetgevingsprobleem, m.n. het probleem van eventuele waarborgen voor een sanctiepraktijk die de toegekende beslissingsvrijheid benut in overeenstemming met het algemene belang dat door de betrokken wetgeving wordt nagestreefd. Wetgevingstechnisch gezien, bestaan hier uiteenlopende specifieke oplossingen voor, bovenop de waarborgen die het gemene recht behelst, zoals de motiveringsplicht op grond van de Wet 1991 Motivering bestuurshandelingen. Specifieke opvangmogelijkheden gaan van het preciseren van materiële criteria voor de bevoegdheidsuitoefening, bv. door het formuleren van prioriteiten in de bevoegdheidsvoorwaarden, tot het inbouwen van procedurele waarborgen in de besluitvormingsprocedure, bv. door het toekennen van initiatiefrechten.

Een afhandelingsbevoegdheid, die de toezichhouders de vrijheid geeft om bij de vaststelling van een misdrijf al of niet te verbaliseren, vormt een andere mogelijke belangrijke niche voor beslissingsvrijheid in het sanctioneringstraject. Anders dan een facultatieve sanctiebevoegdheid, leent een afhandelingsbevoegdheid zich echter niet goed tot een wettelijke omkadering van en controle op het gebruik dat van de beslissingsvrijheid wordt gemaakt. Daarom moet er met deze mogelijkheid omzichtig worden omgegaan. Niet te vergeten is dat ook een verbaliseringsplicht ruimte inhoudt voor een eigen oordeel van de verbalisant, een marge voor niet-verbalisering¹⁵.

5.2. De noodzaak van een sanctioneringsinstrumentarium dat maximaal presteert aan minimale kost

De idee van een maatschappelijk optimaal handhavingsniveau onderlijnt het belang van een sanctioneringsinstrumentarium dat het mogelijk maakt om met zo min mogelijk maatschappelijke kosten zoveel mogelijk maatschappelijk handhavingsbaten te genereren.

A. Omtrent maximale kosteffectiviteit en evenredigheid

De noodzaak van een maximaal kosteffectief sanctioneringsinstrumentarium is minder vreemd aan de rechtswetenschappelijke denkwereld en logica als op het eerste gezicht kan lijken. Er bestaat o.m. een verwantschap met bepaalde kwaliteitseisen voor wetgeving en, specifiek naar milieurechtshandhaving toe, met de basishandhavingsverplichting die het Europese Hof van Justitie heeft ontwikkeld.

¹⁵ Voor een toepassing, zie bv. de verbaliseringsrichtlijnen in AFDELING MILIEU-INSPECTIE, *Code van goede praktijk voor het proces-verbaal van de toezichhoudend ambtenaar van de afdeling Milieu-inspectie*, Brussel, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, december 2000, 4.

In de stroom literatuur die de voorbije jaren het licht heeft gezien omtrent kwaliteitseisen waaraan wetgeving dient te voldoen, neemt POPELIER een bijzondere plaats in. De kwaliteitseisen die zij vooropstelt zijn afgeleid uit algemene rechtsbeginselen die ons staatsbestel dragen en hun precieze uitdrukking in de rechtsorde is afgetoetst aan o.m. rechtspraak, in het bijzonder de rechtspraak van de hoge rechtscolleges die ons recht mede bepalen (o.m. Popelier, 2004). Bij de kwaliteitseisen die aldus zijn gedistilleerd uit het evenredigheidsbeginsel, beschrijft de auteur o.m. de noodzakelijkheidsvereiste en de vereiste van evenredigheid in de stricte zin.

- De regelgeving dient noodzakelijk te zijn: ze moet adequaat zijn voor het nagestreefde doel, d.i. geschikt voor doelbereiking, en er mag geen minder ingrijpend alternatief voorhanden zijn dat even doeltreffend is.
- De regelgeving moet proportioneel zijn met het nagestreefde doel: de ernst van de door de regelgeving veroorzaakte nadelen of belemmeringen mag niet buiten alle verhouding staan tot het nagestreefde doel of het bereikte resultaat.

De basishandhavingsverplichting die het Europese Hof van Justitie in zijn rechtspraak heeft ontwikkeld, en die als volkomen gevestigd moet worden beschouwd¹⁶, verplicht ons o.m. tot een evenredige, afschrikwekkende en doeltreffende handhaving van de milieuwetgeving die haar oorsprong vindt in Europese verordeningen en richtlijnen, m.a.w. het gros van onze milieuwetgeving. Ook de evenredigheid die hier wordt vereist, omvat als deeleis doelmatigheid, in de zin van geschiktheid voor doelbereiking, gekoppeld aan de deeleis van onmisbaarheid, te begrijpen als de afwezigheid van een doelmatig maar minder belastend alternatief (o.m. Lenaerts en Van Nuffel, 2003). Zoals in de kwaliteitseis voor wetgeving, beoogt ook hier de deeleis van het minst belastende alternatief in wezen de bescherming van de individuele vrijheid.

B. Kansen voor de wetgever

De mogelijkheden voor de uitwerking van een optimaal kosteffectief sanctioneringsinstrumentarium liggen in de vormgeving van elk van de aparte instrumenten en op het vlak van de samenstelling en organisatie van het sanctioneringsinstrumentarium als geheel. Een apart punt hierin betreft de toewijzing van de sanctioneringsbevoegdheden. Ook al bestaat een breed gamma aan instrumenten dat, mede gelet op de ruime diversiteit aan mogelijke inbreuken, erg gevarieerd en genuanceerd is, toch staat de kosteffectiviteit van dit instrumentarium nergens als één handhaver net één instrument bedient, een volgende een ander, enzovoort. Dit probleem van versnippering is niet denkbeeldig. Waar in het penale afhandelingspoot de verschillende afhandelingsmogelijkheden binnen het meest gebruikelijke stroomschema in een eerste fase alle bij het openbaar ministerie liggen en vervolgens consequent in volledigheid doorschuiven naar de strafrechter, wordt het bestuurlijke afhandelingspoot

¹⁶ Basisarrest: H. v. J. 21 september 1989, *Commissie / Griekenland*, zaak 68/88, *Jur.* 1989 (“Griekse maïs-zaak”).

gekenmerkt door een systematische versnippering. Zo bv. ligt de bevoegdheid voor het opleggen van situationele sancties, die rechtstreeks ingrijpen op de probleemsituatie die met de inbreuk is ontstaan, van oudsher bij toezichthoudende ambtenaren, behoren de rechtontnemende sancties, in essentie schorsingen en opheffingen van vergunningen en erkenningen, in regel tot de bevoegdheidssfeer van politiek benoemde bestuursorganen, en wordt de bevoegdheid tot bestuurlijke beboeting stelselmatig toegewezen aan leidend ambtenaren van milieudiensten en –besturen. Het contrast met het penale afhandelingspoor, waar het openbaar ministerie en vervolgens de strafrechter steeds een sanctioneringsmenu beheren, is groot. Algemeen gesproken, zijn de mogelijkheden tot optimalisatie van het sanctioneringsinstrumentarium - en we denken hierbij enkel en alleen aan de mogelijkheden op het vlak van de wetgeving, met uitsluiting van deze op het vlak van de handhavingspraktijk - momenteel opmerkelijk belangrijker in het bestuurlijke afhandelingspoor dan in het penale. Dit blijkt duidelijk uit een vergelijking van de wetgevingsvoorstellen die thans in het Vlaamse Parlement in behandeling zijn, het voorstel van handhavingsdecreet Dua & Daems¹⁷ en het ontwerp van handhavingsdecreet Peeters¹⁸, met de huidige wetgeving (Billiet, 2004). Deze bijdrage is de plaats niet voor een bespreking van de merites van beide wetgevingsvoorstellen op het vlak van de kosteffectiviteit van de er voorgestelde bestuurlijke sanctioneringsmogelijkheden. Laat het volstaan te zeggen dat er algemeen gesproken een aanzienlijke vooruitgang wordt geboekt t.o.v. de huidige wetgeving maar dat er ook onbenutte kansen zijn. Zo bv. valt het vanuit de logica van een optimaal kosteffectief sanctie-instrumentarium niet te begrijpen dat het ontwerp Peeters niet voorziet in de mogelijkheid om kleine en verspreid gepleegde milieucriminaliteit (zogenaamde ‘*Confetti – criminaliteit*’), typisch inbreuken gepleegd door particulieren in de privésfeer van hun dagelijks bestaan, te beteugelen aan de hand van een bestuurlijke transactie. Enkel de mogelijkheid van een bestuurlijke geldboete is voorzien daar waar nochtans is geweten dat deze minder kosteffectief is dan de bestuurlijke transactie (Billiet en Rousseau, 2002). Dit is des te spijtiger nu vooral de beteugeling van kleine criminaliteit, die vaak slechts kleine baten per dossier oplevert maar waaraan grote gecumuleerde baten kunnen verbonden zijn, uit de boot van de handhavingsprioriteiten kan vallen wanneer er geen instrument is dat met evenredig kleine kosten een handhavend optreden mogelijk maakt.

¹⁷ Voorstel van decreet Dua & Malcorps tot wijziging van het decreet van 5 april 1995 houdende algemene bepalingen inzake het milieubeleid en tot aanvulling ervan door toevoeging van een titel inzake handhaving en veiligheidsmaatregelen, *Parl. St.*, VI. Parl., 2003 – 04, nr. 2266/1, na hernieuwing van de legislatuur opnieuw ingediend als Voorstel van decreet Dua & Daems houdende wijziging van het decreet van 5 april 1995 houdende algemene bepalingen inzake het milieubeleid en houdende aanvulling ervan door toevoeging van een titel inzake handhaving en veiligheidsmaatregelen, *Parl. St.*, VI. Parl., 2004 – 05, nr. 80/1.

¹⁸ Ontwerp van decreet tot aanvulling van het decreet van 5 april 1995 houdende algemene bepalingen inzake milieubeleid met een Titel XVI ‘Toezicht, handhaving en veiligheidsmaatregelen’, *Parl. St.*, VI. Parl., 2006 – 07, nr. 1249/1.

Ook de uitwerking van een optimaal kosteffectief sanctioneringsinstrumentarium kan een afgeleid wetgevingsprobleem meebrengen. Het kan aangewezen zijn, met het oog op het meest kosteffectieve gebruik van de verschillende mogelijkheden, om de beslissingsvrijheid inzake de keuze tussen deze mogelijkheden te beperken, bv. door het uitdrukken in de wetteksten van een voorkeursorde of een watervalscenario.

VI. BESLUIT

De opzet van deze bijdrage was na te gaan wat de rechtseconomie leert over de zin en onzin van handhavingsinspanningen. Het basismodel toont aan dat de handhavingskosten en -baten samen moeten bekeken worden en dat de maatschappelijke baten van handhaving het hoogst zijn wanneer de marginale kosten gelijk zijn aan de marginale baten. Dit betekent dat optimale handhaving niet per definitie gelijk is aan maximale handhaving. Het is dikwijls niet het meest voordelig voor de maatschappij om er voor te zorgen dat alle wetgeving ten alle tijd door alle betrokkenen wordt nageleefd. De schaarse middelen die daarvoor zouden moeten ingezet worden hebben immers een substantiële opportunitetskost, waarbij de opportunitetskost van een maatregel de waarde van de verloren gegane best mogelijke alternatieve aanwending van de middelen vertegenwoordigt. De materialen waaruit staalnameapparatuur wordt gemaakt, kunnen immers niet meer gebruikt worden om andere producten te maken. De tijd die een rechter spendeert aan de veroordeling van milieudelicten, is verloren voor de handhaving van andere misdrijven.

Het is vrij eenvoudig om dit inzicht (afweging marginale kosten en baten) over te brengen in een simpel theoretisch model. Het is echter veel moeilijker om het optimale handhavingsbeleid te bepalen voor daadwerkelijke toepassingen in de realiteit. Het empirisch schatten van de marginale kosten en baten van verschillende handhavingsacties is een complexe uitdaging die zelden of nooit wordt aangegaan. We kunnen ook opmerken dat het, in de economische wetenschappen, dikwijls eenvoudiger is om gemiddelde kosten en baten te schatten dan om de marginale tegenhangers te bepalen. Het is daarom belangrijk om de verschillende factoren te bepalen die de handhavingskosten en -baten in Vlaanderen beïnvloeden. Zolang er geen betrouwbare schattingen van de marginale handhavingskosten en -baten bestaan, hebben we geen echte leidraad om het optimale handhavingsbeleid verbonden aan milieureglementering te bepalen. De – vrij duidelijke – theoretische beslissingsregels zijn bijgevolg niet gemakkelijk toepasbaar in realiteit.

Wel is het duidelijk dat de wetgever door een paar eenvoudige wetgevingsaanbevelingen voor ogen te houden, een substantieel verschil kan maken voor een handhavingsbeleid ten velde dat een kans maakt op maatschappelijke kosteffectiviteit. Een eerste wetgevingsaanbeveling betreft het belang van beslissingsvrijheid in het handhavingstraject, in het bijzonder in het sanctioneringstraject. Het moet mogelijk zijn niet of slechts informeel op te treden tegen een inbreuk die nochtans met zekerheid is vastgesteld. In het bestuurlijke afhandelingsspoor pleit deze aanbeveling in het bijzonder

voor facultatieve sanctiebevoegdheden. Een tweede wetgevingsaanbeveling betreft de noodzaak van een sanctioneringsinstrumentarium dat het mogelijk maakt om met zo min mogelijk maatschappelijke kosten zo veel mogelijk maatschappelijke baten te genereren. De mogelijkheden in dit verband liggen in de vormgeving van elk van de aparte instrumenten en op het vlak van de samenstelling en organisatie van het instrumentarium als geheel. Een apart aandachtspunt hierin betreft de toewijzing van sanctioneringsbevoegdheden. Een versnippering ervan over handhavers is te vermijden; er moet minstens één handhaver zijn die het geheel van het instrumentarium bespeelt, door beslissingsbevoegdheden of anderszins, bv. een combinatie van beslissingsbevoegdheden en formele initiatiefrechten.

REFERENTIES

- Afdeling Milieu-Inspectie, 2005, Milieuhandhavingsrapport (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap).
- Bebchuk, L.A. and Kaplow, L., 1992, Optimal sanctions when individuals are imperfectly informed about the probability of apprehension, *Journal of Legal Studies* 21, 365-370.
- Beccaria, C., 1770, On crimes and punishments, and other writings, Bellamy, R. (ed), Davies, R. et al. (trans. 1995) (New York, Cambridge University Press).
- Becker, G.S., 1968, Crime and punishment: An economic approach, *Journal of Political Economy* 76(2), 169-217.
- Bénabeou, R. and Tirole, J., 2006, Incentives and prosocial behavior, *American Economic Review* 96(5), 1652-1978.
- Bentham, J., 1789, An introduction to the principles of morals and legislation, in *The Utilitarians*, 1973 (Rept. Garden City, New York, Anchor Books).
- Brehm, J. and Hamilton, J., 1996, Noncompliance in environmental reporting: are violators ignorant or evasive of the law, *American Journal of Political Science* 40(2), 444-477.
- Billiet, C.M., 2004, Bestuurlijke sanctionering van het milieurecht in Vlaanderen, in F.C.M.A. Michiels en L. Lavrysen (eds.), *Milieurecht in de lage landen. Rechtsvergelijkende studies over de milieuvergunning, emissiehandel, de watertoets, natuurbescherming en bestuurlijke handhaving in Vlaanderen en Nederland*. (Den Haag, Boom Juridische Uitgevers), 255 – 287.
- Billiet, C.M. en Rousseau, S., 2002, Rechtseconomische analyse van milieubeleidsinstrumenten: het belang van de handhavingfase, in J. Van den Berghe (ed.), *De handhaving van het milieurecht*, (Mechelen, Kluwer Uitgevers), 195 – 347.
- Billiet, C.M. en Rousseau, S., 2005, Zachte rechtshandhaving in het bestuurlijke handhavingsspoor: de inspectiebeslissing en het voortraject van bestuurlijke sancties. Een rechtseconomische benadering, *Tijdschrift voor Milieurecht* 1, 2-33.
- Brennan, T.J., 2006, ‘Green’ preferences as regulatory policy instrument, *Ecological Economics* 56, 144-154.
- Cohen, M.A., 1999, Monitoring and enforcement of environmental policy, in T.Tietenberg en H. Folmer (eds.), *International yearbook of environmental and resource economics*, volume III, (Cheltenham UK, Edward Elgar Publishers), 44-106.
- ECAAR, 2001, Enforcement and Compliance Assurance Accomplishments Report. (Environmental Protection Agency)
- Eckert, H., 2004, Inspections, warnings, and compliance: the case of petroleum storage regulation, *Journal of Environmental Economics and Management* 47, 232-259

- Foulon, J., Lanoie, P. and Laplante, B., 2002, Incentives for pollution control: Regulation or information? *Journal of Environmental Economics and Management* 44, 167-187.
- Freeman, A.M. III, 2003, The measurement of environmental and resource values. Theory and Methods, (Resources for the Future).
- Friesen, L., 2003, Targeting enforcement to improve compliance with environmental regulations, *Journal of Environmental Economics and Management* 46, 72-85.
- Garoupa, N. and Klerman, D., 2004, Corruption and the optimal use of nonmonetary sanctions, *International Review of Law and Economics* 24, 219-225.
- Gray, W.B. and Deily, M.E., 1996, Compliance and enforcement: Air pollution regulation in the US steel industry, *Journal of Environmental Economics and Management* 31, 96-111.
- Harford, J.D., 1991, Measurement error and state-dependent pollution control enforcement, *Journal of Environmental Economics and Management* 21, 67-81.
- Harford, J.D. and Harrington, W., 1991, A reconsideration of enforcement leverage when penalties are restricted, *Journal of Public Economics* 45, 391-395.
- Harrington, W., 1988, Enforcement leverage when penalties are restricted, *Journal of Public Economics* 37, 29-53
- Helland, E., 2006, Reputational penalties and the merits of class-action securities litigation, *Journal of Law and Economics* 49, 365-395
- Heyes, A.G., 1998, Making things stick: enforcement and compliance, *Oxford Review of Economic Policy* 14(4), 50-63
- Heyes, A. and Rickman, N., 1999, Regulatory dealing – revisiting the Harrington paradox, *Journal of Public Economics* 72(3), 361-378.
- Kaplow, L., 1990, A note on the optimal use of nonmonetary sanctions, *Journal of Public Economics* 42, 245-247.
- Karpoff, J.M., Lott Jr, J.R. and Wehrly, E.W., 2005, The reputational penalties for environmental violations: empirical evidence, *Journal of Law and Economics* 48, 653-675
- Keeler, A.G., 1995, Regulatory objectives and enforcement behaviour', *Environmental and Resource Economics* 6, 73-85.
- Konar, S. and Cohen, M., 2000, Why do Firms Pollute (and Reduce) Toxic Emissions?, *SSRN Working paper*.
- Lai, C., Yang, C. and Chang, J., 2003, Environmental regulation and social norms, *International Tax and Public Finance* 10, 63-75
- Laplante, B. and Rilstone, P., 1996, Environmental inspections and emissions for the pulp and paper industry in Quebec, *Journal of Environmental Economics and Management* 31, 19-36.

- Lear, K.K., 1998, An empirical estimation of EPA administrative penalties, *Working paper, Kelley School of Business, Indiana University*.
- Lenaerts, K. en Van Nuffel, P., 2003, Europees recht in hoofdlijnen, (Antwerpen – Apeldoorn, Maklu).
- Leyden, D.P. and Link, A.N., 2004, Transmission of risk-averse behaviour in small firms, *Small Business Economics* 23(3), 255-259.
- Livernois, J. and McKenna, C.J., 1999, Truth or consequences – enforcing pollution standards with self-reporting, *Journal of Public Economics* 71, 415-440.
- Magat, W. and Viscusi, W.K., 1990, Effectiveness of the EPA's regulatory enforcement: the case of industrial effluent standards, *Journal of Law and Economics* 33, 331-360
- Montesquieu, C., 1748, *The spirit of the laws*. Rept. edn, Berkeley, University of California Press. 1977.
- Moons, E., Eggermont, K., Hermy, M., Proost, S., Nunes, P., Loomis, J. en Van Ierland, E., 2000, Economische waardering van bossen: Een case-study van Heverleebos-Meerdaalwoud. (Garant Leuven).
- Nyborg, K. and Telle, K., 2006, Firms' compliance to environmental regulation: is there really a paradox? *Environmental and Resource Economics* 35(1), 1-18.
- Ogus, A. and Abbot, C., 2002, Pollution and penalties, in Swanson, T. (ed.), *An introduction to the law and economics of environmental policy: issues in institutional design*, 493-516
- Oosterhof, C.M., 2001, *Corporate risk management: an overview*, SOM report University of Groningen.
- Pawson, R., 2002, Evidence and policy and naming and shaming, *Policy Studies* 23 (3/4), 211- 230.
- Polinsky, A.M. and Shavell, S., 1979, The optimal tradeoff between the probability and magnitude of fines, *American Economic Review* 69(5), 880-891.
- Polinsky, A.M. and Shavell, S., 1984, The optimal use of fines and imprisonment, *Journal of Public Economics* 24, 89-99.
- Polinsky, A.M. and Shavell, S., 2000, The economic theory of public law enforcement. *Journal of Economic Literature* 38, 45-76
- Popelier, P., 2004, *De wet juridisch bekeken*. (Brugge, die Keure).
- Posner, R.A. and Rasmussen, E.B., 1999, Creating and enforcing norms, with special reference to sanctions, *International Review of Law and Economics* 19, 369-382
- Proost, S. en Rousseau, S., 2007, *Inleiding tot de milieueconomie*, (Acco, Leuven).
- Raymond, M., 1999, Enforcement leverage when penalties are restricted: a reconsideration under asymmetric information, *Journal of Public Economics* 73, 289-295.

- Rousseau, S., 2007, Timing of environmental inspections: Survival of the compliant, *Journal of Regulatory Economics* 32 (1), 17-36
- Sah, R.K., 1991, Social osmosis and patterns of crime, *Journal of Political Economy* 99(6), 1272-1295
- Shavell, S., 1987, The optimal use of nonmonetary sanctions as a deterrent, *American Economic Review* 77(4), 584-592.
- Stafford, S.L., 2002, The effect of punishment on firm compliance with hazardous waste regulations, *Journal of Environmental Economics and Management* 44, 290-308.
- Van den Wyngaert, C., 2006, Strafrecht, strafprocesrecht & internationaal strafrecht in hoofdlijnen. (Maklu, Antwerpen).