

WORKING PAPER SERIES
n° 2006-08

**HANDLEIDING VOOR EEN ECONOMISCHE EVALUATIE VAN
HET MILIEUBELEID: TOEPASSING OP HET VLAAMSE
BOSBELEID**

S. ROUSSEAU (ETE – CES, KULEUVEN)
E. MOONS (ETE – CES, KULEUVEN)

November 2006



secretariat:

Isabelle Benoit
KULeuven-CES

Naamsestraat 69, B-3000 Leuven (Belgium)

tel: +32 (0) 16 32.66.33

fax: +32 (0) 16 32.69.10

e-mail: Isabelle.Benoit@econ.kuleuven.ac.be

<http://www.kuleuven.be/ete>

Handleiding voor een Economische Evaluatie van het Milieubeleid:

Toepassing op het Vlaamse Bosbeleid*

Sandra ROUSSEAU en Ellen MOONS

2006

Centrum voor Economische Studiën

K.U.Leuven

Naamsestraat 69

3000 Leuven

E-mail: Sandra.Rousseau@econ.kuleuven.be

E-mail: Ellen.Moons@econ.kuleuven.be

** Published in: Handleiding voor een Economische Evaluatie van het Milieubeleid: Toepassing op het Vlaams Bosbeleid - Tijdschrift voor Economie en Management, 2007, vol. 52 (1), p. 95–118*

Abstract

Evaluaties van het milieubeleid zijn in Vlaanderen een relatief recent fenomeen. Milieueffecten rapportering (MER) en regulatory impact analysis (RIA) zijn wettelijke verplichtingen voor projecten en beleidsmaatregelen met een mogelijk belangrijke impact op het leefmilieu. Om zinvolle resultaten uit deze milieubeleidsanalyses te krijgen, is het echter belangrijk om op een systematische manier te werken. De tien stappen die we in dit artikel uitwerken bieden een algemeen kader dat op verschillende types milieuproblemen toepasbaar is. Elke stap wordt geïllustreerd aan de hand van het Vlaamse bosbeleid.

Abstract (English)

Environmental policy evaluations are a relatively recent phenomenon in Flanders. Environmental impact reports (MER) and regulatory impact analyses (RIA) are legal obligations for projects and policy measures with a potentially important impact on the environment. To obtain meaningful results from these environmental policy evaluations, it is important to work in a systematic way. The ten steps we describe in this article offer a general framework that can be implemented for different categories of environmental problems. Every step is illustrated for the Flemish afforestation policy.

1. Inleiding

Beleidsvaluaties zijn belangrijke instrumenten om het milieubeleid te ontwikkelen en, indien nodig, bij te sturen. Wanneer ze voorafgaand (ex-ante) aan het beleid worden uitgevoerd, helpen milieubeleidsvaluaties bij het formuleren van zinvolle doelstellingen en bij de keuze van het meest geschikte milieubeleidsinstrument. Evaluaties van bestaande regelgeving (ex-post evaluaties) kunnen derden, zoals belangengroepen of onderzoekers, inzicht in het beleid geven. Verder helpen beleidsvaluaties om zicht op de overheidsuitgaven te houden en om de resultaten van het milieubeleid duidelijk in kaart te brengen. Om zinvolle resultaten te verkrijgen moeten de evaluaties systematisch en binnen een vast kader gebeuren. Bovendien is er informatie nodig om een goede beleidsvaluatie uit te voeren: via literatuur, samenwerking met administratie of het uitvoeren van enquêtes. In dit artikel bieden wij daarom een handleiding voor het uitvoeren van evaluaties aan en we bespreken ook verschillende manieren om informatie te verzamelen.

In Vlaanderen zijn evaluaties van het milieubeleid een relatief recent fenomeen: zie, bijvoorbeeld, de publicatie *'MIRA-BE 2005: 24 beleidsvaluaties'* en *'Het vademecum milieubeleidsvaluatie'* van Crabbé et al. (2006). Op internationaal vlak kenden de economische beleidsvaluaties op het vlak van milieubeleid de laatste decennia een grote groei. In 1970 trad in de Verenigde Staten de "Environmental Policy Act" in werking. Deze wet verplichtte de overheid om voor projecten met een mogelijk belangrijke impact op de milieukwaliteit en milieueffectenrapport (MER) op te stellen, waarop dan de beslissing voor de uitvoering van een project werd gebaseerd. De Europese Unie volgde dit voorbeeld in de jaren tachtig (Richtlijn 85/337/EEG) en sinds 1988 zijn de lidstaten verplicht om via goedkeuring in hun nationale of regionale regelgeving de milieueffectenrapportage toe te passen.

In Vlaanderen geldt de MER-plicht of milieueffectenrapportage als een manier om de milieu-impact van publieke en private projecten met een mogelijk aanzienlijke impact op het milieu in te schatten en zo het milieubeleid mee te helpen sturen (www.mervlaanderen.be). Het voornaamste doel is om het milieu naast sociale, economische en technische belangen een gelijkwaardige plaats bij de besluitvorming te geven. Een MER blijft evenwel enkel een informatief en geen beslissingsinstrument.

Het uitvoeren van een milieubeleidsevaluatie gebeurt in een aantal opeenvolgende stappen. Wij onderscheiden tien stappen die hierna stap voor stap worden besproken.

Verder wordt elke stap geïllustreerd aan de hand van het Vlaamse bosbeleid (Moons et al., 2006 en Moons en Rousseau, 2005).

2. Situering van het bosbeleid

Vlaanderen kent een lage bosindex aangezien minder dan tien procent van de landoppervlakte bebost is. Verder heeft de streek een hoge bevolkingsdichtheid van ongeveer 400 inwoners per km². Dit betekent dat er aan de ene kant een belangrijke vraag is naar natuur en groen maar dat er aan de andere kant weinig beschikbare plaats is om nieuwe bossen aan te plannen. Het spanningsveld met andere landfuncties, zoals bebouwing en industriële ontwikkeling, is dan ook groot.

In het Vlaamse bosbeleid vinden we verschillende doelstellingen terug. Zo vinden we in het lange termijn regionaal bosplan dat de Vlaamse overheid een bosindex van 12% tegen 2010 vooropstelt. In het Milieubeleidsplan 2003-2007 vinden we dan weer dat de overheid de totale oppervlakte groengebied tegen 2007 wil uitbreiden met 38000 ha natuur en met 10000 ha bosgebied en bosuitbreidingsgebied ten opzicht van begin 1994. Het bosbeleid rust op drie pijlers: de Vlaamse administratie, lokale administraties zoals gemeentes en provincies en, tenslotte, de private sector met, onder andere, de

landbouwsector. De beleidsinstrumenten die hierbij worden gebruikt zijn subsidies en een aankoopbeleid.

Tabel 1: Overzicht subsidies voor bebossing van landbouwgrond

	<i>Populieren</i>	<i>Loofbomen</i>	<i>Naaldbomen</i>
Aanplanting: basis subsidie	850 €/ha	1500-3700 €/ha	1000 €/ha
Aanplanting: onderetage	500	500	500
Aanplanting: rand	100€/100m	100€/100m	100 €/100 m
Onderhoud	1100 €/ha	1750 €/ha	875 €/ha
Supplement voor bos of bosuitbreidingsgebied	250 €/ha	250 €/ha	250 €/ha
Supplement voor aanbevolen herkomsten	250 €/ha	250 €/ha	250 €/ha
Inkomenscompensatie	375 €/ha/jaar voor 5 jaar	500 €/ha/jaar voor 20 jaar voor inheemse boomsoorten, 375 €/ha/jaar voor 5 jaar anders	375 €/ha/jaar voor 5 jaar

In deze illustratie concentreren wij ons op de subsidies voor de bebossing van landbouwgronden. In Vlaanderen is al sinds 1996 een dergelijk subsidiebeleid van kracht. Dit beleid leverde tussen 1996 en 2000 663 ha op (NARA 2005). In 2003 werd het nieuwe Besluit van de Vlaamse regering (B.VI.Reg. 28/03/2003) van kracht en daarin wordt een forse verhoging van de inkomenscompensatie voor landbouwers voorzien. Ook niet-landbouwers kunnen voortaan een inkomenscompensatie krijgen. Een belangrijke wijziging slaat op de periode waarin het bos als bos behouden moet blijven. Alle nieuwe aanplantingen moeten nu 25 jaar als bos gehouden blijven (behalve populier) en kunnen daarna niet zomaar gerooid worden. In [Tabel 1](#), worden de huidige subsidiebedragen samengevat (Afdeling Bos en Groen, 2003). Om de subsidies aan te vragen moet minstens een halve hectare grond bebost worden en verder mag het landbouwgebruik van de grond niet meer dan vijf jaar voor de aanvraag zijn stopgezet.

Deleted: Tabel 1

Deleted: Tabel 1

Formatted: Font: 12 pt

Formatted: Font: 12 pt

Iedereen die landbouwgrond bezit of pacht komt in aanmerking, zowel particulieren en openbare besturen, als natuurlijke personen en rechtspersonen.

De probleemstelling die het uitgangspunt vormt bij de beleidsevaluatie in deze bijdrage kan als volgt worden geformuleerd: *Is het subsidiebeleid voor de bebossing van landbouwgronden in Vlaanderen effectief en efficiënt?*

3. Beleidsevaluatie in tien stappen

Bij het uitvoeren van een beleidsevaluatie is het belangrijk om consistent te werk te gaan en dat kan door binnen een vast kader te werken. We stellen hier een schema voor dat uit tien stappen bestaat en dat voldoende algemeen is om op verschillende problemen toepasbaar te zijn. De tien stappen zijn:

1. Situering en probleemstelling
2. Keuze van evaluatiemethode
3. Keuze van evaluatiecriteria
4. Bepaling welke informatie nodig is
5. Literatuurstudie
6. Verfijning onderzoeksvraag
7. Data inzameling
8. Analyse uitvoeren
9. Onzekerheidsanalyse
10. Besluit en beleidsaanbevelingen

Vervolgens bespreken we elk punt in meer detail.

3.1 Situering en probleemstelling

Een eerste belangrijke stap is de situering en de beschrijving van het milieuprobleem dat het beleid moet aanpakken. We kunnen ons hierbij vier vragen stellen: Wat? Wie? Waar? en Wanneer?. Het antwoord op de eerste vraag vertelt ons wat het doel is van het beleid dat wordt geanalyseerd. De tweede vraagstelling vraagt naar de personen en de

instellingen die door het beleid worden beïnvloed. Ten derde wordt bepaald voor welke geografische regio het beleid relevant is. Als laatste wordt gevraagd naar het tijdsverloop van het beleid en wordt er nagegaan welke tijdshorizon relevant is.

Illustratie

Wat? Voor onze illustratie is het doel van het beleid het stimuleren van herbebossing en het aanplanten van nieuwe bossen op landbouwgronden.

Wie? Het subsidiebeleid beïnvloedt landbouwers, de Vlaamse overheid en, meer in het algemeen, alle inwoners van Vlaanderen.

Waar? Het beleid dat we evalueren is relevant voor de regio Vlaanderen.

Wanneer? Het is niet evident om de tijdshorizon van het beleid te bepalen. De beleidsdoelstellingen zijn 10000 ha nieuwe bossen tegen 2007 en een bosindex van 12% tegen 2010. In de wetgeving vinden we terug dat een bos minstens 25 jaar een bos moet blijven met als uitzondering aanplantingen van populieren die minstens 15 jaar moeten behouden blijven. Als we dan gaan kijken naar de levensduur van een bos dan zien we dat de rotatietijd van een gemengd loofbos gemiddeld 150 jaar bedraagt en voor een populierbos is dat 25 jaar. De politieke tijdshorizon loopt dan weer dikwijls tot aan de volgende verkiezingen. Om de volledige impact van het beleid in rekening te brengen is het best om de langste tijdshorizon te gebruiken voor de beleidsevaluatie ook al vergroot dit de onzekerheid van de ramingen van de kosten en baten. Dit is in ons geval 150 jaar aangezien de baten van het beleid via de aanplant van loofbossen gedurende die periode worden verkregen.

3.2 Keuze van evaluatiemethode

Bij een beleidsevaluatie zal de keuze van een evaluatiemethode afhangen van de karakteristieken van het milieuprobleem en van de beschikbare informatie over kosten

en baten verbonden aan het beleid. De analist kan kiezen uit verschillende methoden: de kosten-batenanalyse, de kosteffectiviteitsanalyse, de risico-batenanalyse, de impactanalyse of de multi-criteria analyse (Proost en Rousseau, 2006). De voor- en nadelen van de verschillende benaderingen worden vervolgens kort besproken.

Kosten-batenanalyse

Om te beginnen zal een kosten-batenanalyse (KBA) verschillende beleidsscenario's definiëren: het *business-as-usual* (BAU) beleid en de alternatieve beleidsscenario's die een mogelijke oplossing bieden voor het milieuprobleem. De doelstelling van een kosten-batenanalyse is het maken van een welvaartsmaximaliserende keuze tussen verschillende scenario's. Het selectie criterium waarop een KBA zich baseert is het bepalen van de netto sociale baat (*NSB*):

$$NSB = TB - TK$$

De *NSB* is het verschil tussen de totale maatschappelijke baten (*TB*) verbonden aan een project en de totale maatschappelijke kosten (*TK*). Wanneer we slechts één project bekijken, zal dat aanvaard worden als de netto sociale baat positief is:

$$NSB = TB - TK > 0$$

In het geval dat er meerdere opties worden vergeleken, zal het scenario met de hoogste netto sociale baat worden gekozen zolang die positief is en de budgetbehoefte van het scenario het beschikbare budget niet overschrijdt. Intuïtief ligt het voor de hand dat dat scenario wordt verkozen dat de hoogste *NSB*/budget of opbrengstratio heeft. De kern van het gebruik van kosten-batenanalyses is dat de evaluatie gebaseerd is op monetaire waarden en dat de afweging gebeurt op een objectieve en duidelijke manier.

De maatschappelijke baten worden gedefinieerd als de bereidheid tot betalen voor de extra outputs die verbonden zijn aan het beleidsalternatief. Deze outputs kunnen

verbeteringen in milieukwaliteit, tijdsbesparingen, veiligheid of marktgoederen zijn. De baten die verbonden zijn aan bestaande markten, kunnen via de marktprijs worden gewaardeerd. De baten die niet via bestaande markten kunnen gewaardeerd worden, kunnen daarentegen geschat worden aan de hand van de waarderingstechnieken die verder worden besproken.

De maatschappelijke kosten worden bepaald als de opportuniteitskost van de extra inputs die nodig zijn voor het uitvoeren van het beleidsscenario. De inputs kunnen opnieuw milieugoederen, tijd, veiligheid of marktgoederen zijn.

Kosteffectiviteitsanalyse

Indien er geen raming van de baten of onvoldoende betrouwbare schattingen van de baten beschikbaar zijn, dan kan men een kosteffectiviteitsanalyse uitvoeren. De procedure bestaat uit drie stappen. Als eerste is het belangrijk om het beleidsdoel te fixeren. De overheid kan ervoor kiezen om de hoeveelheid emissies te verminderen (bijv. CO₂ emissies met 7.5 % verminderen ten opzichte van 1990-niveau), om een bepaald niveau van milieukwaliteit voorop te stellen (bijv. het onderhouden een gezonde populatie zeehonden in de Schelde) of om een bepaald risico te verminderen (bijv. geen risico op sterfgevallen door asbest). In een tweede stap worden de kosten van de mogelijke beleidsalternatieven berekend. Alleen de alternatieven die het doel bereiken komen in aanmerking, anders is het beleid niet effectief. Ten slotte, wordt het alternatief met de laagste kost gekozen.

Een kosteffectiviteitsanalyse is eenvoudiger uit te voeren dan een kosten-batenanalyse aangezien er geen inschatting van de baten verbonden aan de beleidsalternatieven nodig is. Er zijn echter ook nadelen aan verbonden. De marginale kost van emissievermindering zal niet gelijk zijn aan de marginale baat van het milieuresultaat. Dit betekent dat de beleidskeuze niet allocatief efficiënt zal zijn. Verder verschilt bij

meerdere pollutanten de milieu-impact. Als men voor een bepaalde kost CO₂ emissies reduceert of voor dezelfde kost SO₂ uitstoot vermindert, dan zal de kosteffectiviteit van de twee projecten hetzelfde zijn (want de kost is hetzelfde) maar de milieu-impact van beide projecten kan erg verschillend zijn.

Risico-batenanalyse

Een risico-batenanalyse is specifieke kosten-batenanalyse voor milieugevaarlijke activiteiten. Risico kan worden gedefinieerd als de kans dat er 'iets' gebeurt. Vrijwillig risico is het gevolg van individuele acties, terwijl onvrijwillig risico het gevolg is van beslissingen genomen door derden. Milieurisico's zijn meestal onvrijwillige risico's. Individuen kunnen hun risico wel kleiner maken door, bijvoorbeeld, te verhuizen of bepaalde voorzorgen te nemen, maar ze kunnen het risico niet volledige uitschakelen.

Als het risico dat wordt gelopen door de invoering van het project niet gemakkelijk monetair kan worden gewaardeerd, dan kan men een risico-batenanalyse gebruiken. Daarbij zal men de baten verbonden aan het projecten willen maximaliseren en tegelijkertijd het risico minimaliseren. Een risico-batenanalyse kan, bijvoorbeeld, gebruikt worden bij de locatiekeuze van een kerncentrale. Daarbij kan de overheid het mogelijk aantal sterfgevallen bij een ongeluk vergelijken over de verschillende locaties. Het is immers zo dat de bronnen van bepaalde soorten vervuiling baten met zich meebrengen voor de maatschappij. Benzine veroorzaakt, bijvoorbeeld, allerlei emissies bij verbranding maar biedt aan de andere kant de maatschappij ook voordeel door transport mogelijk te maken. Indien men enkel naar de risico's kijkt, zou men kunnen besluiten om het gebruik van benzine te verbieden. Wanneer men ook de baten van gemotoriseerd transport in rekening brengt, dan zal de beslissing volledig anders uitvallen.

Impactanalyse

Wanneer er onvoldoende informatie over kosten en baten beschikbaar is en de overheid dus geen kosten-batenanalyse of kosteffectiviteitsanalyse kan uitvoeren, kan een poging worden gedaan om de impact van het beleid te becijferen in een impactanalyse. Zowel de economische impact als de effecten voor het milieu kunnen hierin opgenomen worden. Een milieu-effecten rapport (MER) is hiervan een typisch voorbeeld. De impact van een beleid hoeft hierbij niet noodzakelijk in monetaire termen worden uitgedrukt. Deze analyses worden meestal voorafgaand aan een bepaald project of beleidsvoorstel opgesteld om de impact ervan op het milieu in te schatten. Impactanalyses kunnen uitgevoerd worden voor om het even welke sociale actie, publiek of privaat, industrieel of huishoudelijk, lokaal of nationaal. Milieugerelateerde impactanalyses zijn meestal het werk van natuurwetenschappers die zich concentreren op de fysische impact van het project of programma met een nadruk op de complexe interacties die deze impact over het ecosysteem verspreiden. Deze wetenschappers houden zich niet direct bezig met het sociaal waarderen van deze gevolgen.

Multi-criteria analyse

Bij een multi-criteria analyse worden meerdere criteria naast elkaar gezet om een beslissing te nemen. Elk criterium krijgt dan een specifiek gewicht naar gelang het belang dat de overheid aan een bepaald aspect hecht. Zo kan de overheid, bijvoorbeeld, bij de inplanting van het Deurganckdok in Europees beschermd vogelrichtlijngebied rekening houden met de extra toegevoegde waarde en de tewerkstelling tegenover het aantal bedreigde vogelsoorten.

De manier waarop de verschillende criteria worden gewogen kan voor problemen zorgen bij deze benadering. Vooral de objectieve bepaling van de gewichten is niet

evident. Dikwijls ligt er een impliciete monetaire waardering aan de basis van multicriteria analyse. Een expliciete monetaire waardering is in dat geval duidelijker en biedt een objectieve manier om de verschillende aspecten tegen elkaar af te wegen.

Illustratie

De keuze van de evaluatiemethode voor het subsidiebeleid voor de bebossing van landbouwgrond wordt samen met de keuze van de evaluatiecriteria besproken.

3.3 Keuze van evaluatiecriteria

Er zijn verschillende evaluatiecriteria die kunnen gebruikt worden om het milieubeleid te analyseren. We halen kort een aantal mogelijkheden aan. De keuze van het passend criterium zal afhangen van de opdrachtgever en de uitvoerder van de evaluatie.

Het beleid kan beoordeeld worden op de mate waarin *allocatieve efficiëntie* wordt bereikt: zijn de kosten in overeenstemming met de baten? Wanneer de marginale maatschappelijke kosten gelijk zijn aan de marginale maatschappelijke baten, zal het hoogst mogelijke niveau van welvaart bereikt zijn. Door te kijken naar de verdeling van de inspanningen die worden geleverd om het beleidsdoel te halen, kan de analist de *kostefficiëntie* van het beleid nagaan: wordt het beleidsdoel gehaald aan de minimale kost en zijn de marginale kosten van de verschillende doelgroepen gelijk? Wanneer het beleid de ontwikkeling van nieuwe technologieën stimuleert en continu prikkels geeft om (toekomstige) emissies te verminderen, dan is het *dynamisch efficiënt*.

Verder kan men ook controleren in welke mate een instrument erin slaagt om de doelstellingen die het moet halen ook te halen. Een beleid is *effectief* als het de vooropgestelde doelstelling bereikt. De beleidsmaker kan ook begaan zijn met de *billijkheid* van het milieubeleid en de verdeling van kosten en baten over regio's of bevolkingsgroepen bekijken. Bij het bepalen van het milieubeleid en het selecteren van

een beleidsinstrument is het belangrijk om na te gaan of de resultaten kunnen worden opgevolgd en of handhaving mogelijk is. Dit betekent dat zowel de doelstelling als de behaalde resultaten *meetbaar* en *controleerbaar* moeten zijn. Die meetbaarheid is essentieel om de implementatie en de vooruitgang van het beleid op te volgen. De *politieke haalbaarheid* van het gebruik van bepaalde milieubeleidsinstrumenten is ook een mogelijk evaluatiecriterium. Tenslotte kan het ook belangrijk zijn om na te gaan of een instrument *flexibel* kan aangepast worden aan nieuwe omstandigheden.

Illustratie

Voor de evaluatie van de subsidies voor de bebossing van landbouwgrond gebruiken we, ten eerste, het criterium van effectiviteit. Daarbij gaan we na of het beleid het vooropgestelde doel bereikt. In het Natuurrapport 2005 (Dumortier et al., 2005) lezen we dat er per jaar gemiddeld 205 ha nieuw bos bij komt in Vlaanderen. Tegelijkertijd wordt er echter ook gemiddeld 126 ha grond per jaar ontbost. Dit betekent dat het aan dit tempo 127 jaar duurt voordat het doel van 10000 ha wordt behaald. Het bebossingbeleid lijkt dus niet effectief te zijn.

Verder willen we ook het beleid beoordelen aan de hand van het criterium allocatieve efficiëntie en gaan we na of het beleid zorgt voor hoogst mogelijke sociale welvaart:

$$\max(TB - TK)$$

Dit optimum wordt bereikt op het punt waar de marginale kosten (*MK*) gelijk zijn aan de marginale baten (*MB*) die aan het milieubeleid verbonden zijn:

$$MK = MB$$

Aangezien de overheid rekening moet houden met de oppervlaktebeperking uit het milieubeleidsplan, werken we met het criterium ‘beperkte efficiëntie’: wat is de hoogst mogelijk welvaart die kan worden bereikt gegeven de oppervlaktebeperking?

$$\begin{aligned} \max \quad & (TB - TK) \\ \text{s.t.} \quad & OPP \leq 10000 \text{ ha} \end{aligned}$$

De meest aangewezen methode om deze evaluatie uit te voeren is dus een kosten-batenanalyse.

3.4 Bepaling welke informatie nodig is

De volgende stap van de analyse behelst de definitie van het referentiescenario. Het is belangrijk om de benchmark waarmee de verschillende beleidsalternatieven worden vergeleken duidelijk te specificeren. Naast het BAU scenario zullen ook alternatieve beleidsscenario's worden beschreven. Voor elk alternatief worden voor *alle* betrokken partijen *alle* baten en kosten bepaald die ermee verbonden zijn. Deze kosten en baten kunnen, onder meer, extra tijd, milieu-aspecten, veiligheid en marktgoederen omvatten. Het is van belang om de situatie met en zonder beleid te vergelijken en niet die voor en na het beleid. In deze stap van de evaluatie wordt duidelijk gedefinieerd welke informatie nodig zal zijn om de beoordeling tot een goed einde te brengen.

Het is belangrijk om te beseffen dat de maatschappelijke of sociale kosten van een maatregel niet enkel gelijk zijn aan de private bedrijfskosten. Naast de bedrijven, kunnen er aan een bepaald milieu-instrument ook kosten voor consumenten, derden en de overheid vasthangen. Het begrip opportunitetskosten zal hier een belangrijke rol spelen. De opportunitetskosten van een maatregel vertegenwoordigen de waarde van de verloren gegane best mogelijke alternatieve aanwending van de middelen (Berlage en Decoster, 2005). De staalplaat waaruit een auto wordt gemaakt, kan immers niet meer gebruikt worden om een schip te maken. De tijd die de pendelaar spendeert aan de verplaatsing, is verloren voor andere activiteiten. Op de plaats waar een autoweg of treinspoor ligt, kunnen we geen groene zone meer aanleggen.

We maken een onderscheid tussen vier soorten kosten die verbonden zijn aan een bepaalde milieumaatregel (Proost en Rousseau, 2006). Ten eerste zijn er de directe kosten voor vervuilers: de investerings- en operationele kosten van afvalrecyclage, rookwasinstallaties of waterzuivering. Het netto welvaartsverlies is een tweede categorie en dat bestaat uit de waardering van het output- en/of consumptieverlies. Ten derde heeft de overheid ook bepaalde reguleringskosten voor de administratie, inspectie en sanctionering. Tenslotte zijn er ook de aanpassingskosten voor bijkomende opleiding van personeel en indirecte effecten op andere markten.

De maatschappij heeft op verschillende manieren voordeel van het bestaan van milieugoederen. De totale waarde van milieugoederen kan dan ook worden opgesplitst in drie categorieën: de gebruikswaarde, de optiewaarde en de bestaanswaarde (Moons et al., 2000). De gebruikswaarde van een goed refereert naar de waarde die een individu hecht aan het gebruik van of de toegang tot een milieugoed. Deze directe gebruikswaarde kan, onder meer, bestaan uit voordelen door recreatieve activiteiten (wandelen, varen, zwemmen, fietsen...), uit houtopbrengsten, drinkwater of de verkoop van vissen uit een meer. Naast die directe gebruikswaarden zijn er ook indirecte gebruiksvoordelen zoals het genot van het kijken naar een zonsondergang of naar een prachtig gelegen meer. Het voordeel vloeit hier voort uit de esthetische waarde van de goederen en niet uit het direct gebruik.

De optiewaarde van een goed reflecteert de waarde van potentieel gebruik. Individuen kunnen het belangrijk vinden dat ze de optie hebben om, bijvoorbeeld, de Lesse af te varen, om de steenmarters in de vrije natuur te bewonderen of om te wandelen in zeeduin en ook al hebben ze dat tot nu nog niet gedaan.

In contrast is de bestaanswaarde het nut of het voordeel van het loutere bestaan van het milieugoed zonder dat het individu er zelf ooit gebruik van kan maken. Het is een maat

van de natuurwaarde op zich maar ook de waarde van het bestaan voor toekomstige generaties. Zo hechten veel mensen een positieve waarde aan het bestaan van tropische regenwouden ook al is de kans klein dat ze zelf ooit ter plaatse de wouden zullen bezoeken. Ook zullen individuen, bijvoorbeeld, het verdere bestaan van olifanten en walvissen positief waarderen omdat ze willen dat hun kinderen en kleinkinderen de dieren ook zouden kunnen zien.

In de afwezigheid van marktprijzen is het moeilijk om te ontdekken hoe de maatschappij een goed waardeert. Zelfs als het probleem van de revelatie van voorkeuren kan opgelost worden, dan nog is het problematisch om de waarde van een goed zoals propere lucht te bepalen door de ontastbare aspecten die eraan verbonden zijn. Sommige van deze aspecten zijn onmeetbaar maar toch kan men door het gebruik van bepaalde technieken een idee krijgen van hoe die baten door de maatschappij worden opgevat.

Illustratie

Als benchmark vergelijken we met het status-quo waarbij geen subsidies worden aangeboden. Het is ook mogelijk om het huidig subsidiebeleid met andere instrumenten, zoals belastingen of veilingen, te vergelijken (zie Moons en Rousseau, 2005).

Aan de kostenzijde van het bosbeleid vinden we de kosten voor aanplanting en management van de nieuwe bossen, het verlies aan landbouwproductie (de opportuniteitskost), het verlies aan plaats voor het uitrijden van mest en het verlies van de recreatie- en niet-gebruikswaarde van landbouwgrond. Tegenover deze kosten staan meerdere soorten baten: commerciële houtopbrengsten, jachtopbrengsten, recreatie, CO₂-captatie, de optiewaarde en de bestaanswaarde van bossen.

3.5 Literatuurstudie

Nadat de informatienoden werden bepaald, kan men gaan zoeken welke informatie al werd verzameld door andere onderzoekers. Hiervoor kan worden gezocht op het internet, in academische tijdschriften of in online databanken (bijv. REPEC of ENVALUEⁱ). Een vergelijking met de resultaten van eenzelfde beleidsevaluatie in andere landen en met de resultaten van een beoordeling van een ander, gelijkaardig beleid kan erg nuttig zijn. Verder moet ook worden nagegaan welke gegevens er beschikbaar zijn. Daarvoor kan men gaan grasduinen in jaarverslagen van administraties, interne data van vorig onderzoek, bij Statistics Belgium of Eurostatⁱⁱ. De creatie van een opzoekbaar overzicht is in dit stadium erg belangrijk.

Illustratie

Een zoektocht door de literatuur leverde het volgende resultaat:

Moons et al. (2000). Economische waardering van bossen: een case-study van Heverleebos-Meerdaalwoud.

Van Elegem et al. (2002). A methodology to select the best locations for new urban forests using multicriteria analysis. *Forestry*

Blauwens, G. (1988). Welvaartseconomie en kosten-batenanalyse.

Pearce et al. (2006). Cost-benefit analysis and the environment.

Bij de administraties is relevante informatie over het Vlaamse bosbeleid terug te vinden op de volgende websites:

Bos en groen: www.bosengroen.be

Natuurrapportering Vlaanderen: www.nara.be

3.6 Verfijning onderzoeksvraag

Het lezen van de bestaande literatuur en het opzoeken van relevante data en resultaten, geeft de analist nieuwe inzichten in de problematiek. De nieuw verkregen informatie kan dan worden omgezet in extra veronderstellingen of extra beperkingen. In bepaalde gevallen zal het nodig zijn om de evaluatiemethode aan te passen en zelfs een nieuwe methode te selecteren.

Illustratie

Om de evaluatie eenvoudig te houden, besluiten we om een extra beperking op te leggen. We zullen enkel het planten van multifunctioneel gemengd loofbos toelaten.

3.7 Data inzameling

De data die bij de administraties werden gevonden en de resultaten van voorgaand onderzoek kunnen nu gebruikt worden om de maatschappelijke kosten en baten te waarderen. Indien er geen of onvoldoende kennis over bepaalde kosten en baten beschikbaar is, kunnen deze - afhankelijk van de beschikbare tijd en het budget - geschat worden door gebruik te maken van speciaal daarvoor ontwikkelde technieken.

Er zijn in hoofdzaak twee methoden die door economen worden gebruikt om milieukosten te schatten: enquêtering en de technologische benadering (Proost en Rousseau, 2006). De eerste benadering baseert zich op de verklaringen van de vervuilers zelf en schat de kosten op basis van enquêtes die werden uitgevoerd bij de bedrijven. Het voordeel van deze methode is dat verschillen tussen bedrijven kunnen meegenomen worden. Dit kan belangrijk zijn bij het schatten van de winst bij het gebruik van kostefficiënte maatregelen ten opzichte van kostinefficiënte instrumenten. Er zijn echter ook belangrijke nadelen aan deze benadering verbonden. Ten eerste wordt verondersteld dat bedrijven over voldoende informatie beschikken om de vraag te

beantwoorden en ten tweede hebben bedrijven een belangrijke prikkel om hun kosten te overschatten. Bedrijfsleiders zien immers in dat hogere gerapporteerde kosten de kans op strenge milieuwetgeving zal verminderen. Het is ook moeilijk om de resultaten te veralgemenen.

De tweede benadering – de technologische benadering – baseert zich op objectieve informatie over de kosten van de verschillende reductietechnologieën om de marginale emissiereductiekostenfunctie op te stellen. Dit gebeurt in samenwerking met ingenieurs, wetenschappers en aanbieders van technologieën om emissies te verminderen. In Vlaanderen, bijvoorbeeld, verzamelt het Vlaamse Instituut voor Technologisch Onderzoek (VITO) gegevens over de best beschikbare technologieën voor verschillende sectoren. Het voordeel van deze tweede methode is dat de schattingen van de kosten op een objectieve manier gebeuren. Een belangrijk nadeel is het feit dat er met gemiddelden gewerkt wordt aangezien de heterogeniteit van de sector niet wordt meegenomen.

Sommige milieubaten, zoals houtopbrengsten, zullen via marktprijzen kunnen gewaardeerd worden. Voor de meeste milieubaten zijn er echter geen markten waarop prijzen kunnen geobserveerd worden. Ondanks dit gebrek aan markten, zijn er toch verschillende methodes ontwikkeld om de waarde van milieugoederen te schatten. De aanpak van deze economische waardering kan op twee fundamenteel verschillende manieren gebeuren (Moons et al., 2000). De eerste benadering, gebaseerd op *'revealed preferences'*, houdt een analyse van het gedrag van individuen in en onderzoekt wat dat gedrag onthult over de waarde die aan bepaalde milieugoederen wordt toegekend. De drie belangrijkste waarderingstechnieken van deze benadering zijn de productiviteitsmethode, de reiskostenmethode en de hedonische prijzenmethode. De tweede benadering – de *'stated preferences'* benadering – gaat uit van de waardering

die individuen aan milieugoederen geven wanneer er hen naar gevraagd wordt. De waarderingstechniek die binnen deze benadering het meest wordt gebruikt is de contingente waarderingmethode (CVM).

Illustratie

In een volgende stap worden de verschillende kosten en baten in monetaire termen uitgedrukt gebaseerd op bestaande waarderingstudies (zie [Tabel 2](#)). Om de opportuniteitskost van landbouw te berekenen wordt de opbrengst aan wereldprijzen becijferd om te compenseren voor het effect van de Europese landbouwsubsidies. De opportuniteitskost per hectare landbouwgrond omvat, onder meer, de impliciete lonen voor de landbouwer, lonen aan derden, afschrijving van machines en kosten voor pesticiden (Centrum voor Landbouweconomie, 2000). De kost van het verlies aan landbouwopbrengst is in dit geval negatief omdat de waarde van de geproduceerde output lager is dan de waarde van de inputs eenmaal de landbouwsubsidies buiten beschouwing worden gelaten.

De bebossing van landbouwgrond zal de plaats om mest uit te rijden verminderen en dus de kost van mestverwerking doen stijgen (Vervaet et al., 2004). Het verlies van de niet-gebruikswaarde en recreatiewaarde van landbouwgrond wordt via CVM geschat op 229 € per hectare per jaar. Aangezien dergelijke schattingen schaars zijn, wordt deze waarde uit Zweden getransfereerd naar Vlaanderen (Drake, 1992). De schatting van de plant- en managementkosten wordt afgeleid uit Garcia Quijano et al. (2005).

Aan de kant van de baten kunnen we de opbrengsten uit houtverkoop (Garcia Quijano et al., 2005) en de verkoop van jachtvergunningen (Moons et al., 2000) schatten via marktprijzen. De CO₂-captatie door bossen kan gewaardeerd worden aan de hand van de marktprijs voor de verhandelbare, Europese CO₂-rechten (CIEMAT, 1999). De niet-

Deleted: Tabel 2

Deleted: Tabel 2

Formatted: Font: 12 pt

Formatted: Font: 12 pt

gebruikswaarde van de nieuwe bossen is gebaseerd op de CVM studie die werd uitgevoerd voor Meerdaalwoud en Heverleebos (Moons et al., 2000).

Tabel 2: Kosten en baten van de bebossing van landbouwgronden in de regio Gent

<i>Kosten (€ per ha per jaar)</i>		<i>Baten (€ per ha per jaar)</i>	
Aanplanting en management	39	Houtopbrengsten	29
Opportunitetskosten		Jachtvergunningen	15
Verlies aan landbouwproductie	-2 522*	Recreatie	32 218*
Verlies plaats voor uitrijden mest	355*	CO ₂ -captatie	25
Verlies niet-gebruikswaarde en recreatiewaarde landbouwgrond	229	Niet-gebruikswaarde: Optie- + Bestaanswaarde	3 680

* gemiddelde over de 32 potentiële bosgebieden

De recreatiewaarden zijn moeilijker te schatten aangezien ze afhangen van de locatie van het bos ten opzichte van bevolkingscentra, van de locatie van bestaande en nieuwe bossen (substituten) en de totale oppervlakte van het bos (baat groter voor natuur en recreatie). De waarderingsmethode bestaat uit twee stappen. Eerst werd de reiskostenfunctie geschat op basis van de Meerdaalwoud-Heverleebos studie (Moons et al., 2000). Daarna wordt die functie toegepast op de regio Gent. Deze techniek heet 'benefit transfer'.

De zonale recreatievraagfunctie voor Meerdaalwoud-Heverleebos zag er als volgt uit:

$$Visit\ rate = 251 - 3.4\ travelcost - 0.024\ popden - 1.16\ subindex - 774\ prop55^{plus}$$

Na het verzamelen van de gegevens over de reiskosten (*travelcost*), de bevolkingsdichtheid (*popden*), de substitutie-index (*subindex*) en het deel 55-plusser in de bevolking (*prop55plus*), kan men de vraag naar bezoeken (*visit rate*) voor de nieuw gecreëerde bossen afleiden. Het resultaat van die transfer is dat de recreatiewaarde van

de nieuwe bossen meer dan 32 000 Euro per hectare per jaar kan zijn en sterk kan variëren. Deze hoge recreatiewaarde is het gevolg van de hoge bevolkingsdichtheid in de regio Gent; er zijn heel veel potentiële bezoekers en door de lage bosindex zijn er weinig bestaande substituten.

3.8 Analyse uitvoeren

De evaluatiemethode die in stap 2 werd uitgekozen (en eventueel werd aangepast in stap 6) kan nu worden toegepast. Hierbij kan het nodig zijn om econometrische en statistische technieken te gebruiken.

Illustratie

Om de kosten-batenanalyse uit te voeren moeten alle kosten en baten van de verschillende beleidsscenario's naast elkaar worden gezet. Bij het uitvoeren van een KBA is het belangrijk om te beseffen dat de stroom van kosten en baten zelden gelijk blijft over de tijd en dat één bepaald project gevolgen tot ver in de toekomst kan hebben. De kosten om bossen te planten zullen, bijvoorbeeld, in het begin van de tijdsperiode liggen terwijl de baten over een lange tijd worden gespreid. De kosten en baten komen vaak op verschillende momenten tot stand. De beleidsevaluatie wordt wel nu uitgevoerd, dus moet er op een correcte manier rekening worden gehouden met de toekomstige kosten- en batenstromen. De kosten en baten over de tijd moeten daarom geaggregeerd worden via verdiscontering om zo de netto actuele waarde te berekenen.

Wanneer we de baten met de kosten uit tabel 1 vergelijken zien dat de totale baten groter zijn de totale kosten per hectare per jaar (in de regio Gent):

$$TB > TK$$

Gebaseerd op hetzelfde model en dezelfde dataset tonen Rousseau en Moons (2005) aan dat de sociale welvaart met meer dan 800 000 Euro kan stijgen door de subsidiëring van

nieuwe bossen in de regio Wetteren-Aalst. Het Vlaamse bosbeleid lijkt dus een stijging van de welvaart tot gevolg te hebben.

3.9 Onzekerheidsanalyse

De schattingen van de kosten en baten zijn dikwijls omringd door onzekerheid aangezien de ramingen gebaseerd zijn op voorspellingen en veronderstellingen over het gedrag van markten, bedrijven en individuen. Het is daarom belangrijk om een aantal tests uit te voeren om de robuustheid van het resultaat na te gaan. Zo kan een sensitiviteitsanalyse worden uitgevoerd om het effect van een verandering van één sleutelparameter op het resultaat te testen. Een andere mogelijkheid is om scenario's te definiëren waarin meerdere parameters tegelijk wijzigen en om dan het resultaat te vergelijken (scenario-analyse). Verder kan ook een EMV (Expected Monetary Value of Verwachte waarde) analyse worden uitgevoerd. Daarvoor kan men een "meest waarschijnlijke waarde" kiezen. Verder wordt een lagere en een hogere waarde bepaald met een bijhorende kansverdeling. Tenslotte is het uitvoeren van Monte-Carloanalyse ook een interessante manier om met onzekerheid om te gaan. Daarbij wordt rekening gehouden met de kansverdeling van verschillende parameters en wordt het effect van combinaties van mogelijke waarden gesimuleerd.

Illustratie

Wanneer er voor deze illustratie een sensitiviteitsanalyse zou worden uitgevoerd worden zijn er twee mogelijke parameters die kunnen gekozen worden. Ten eerste is het mogelijk dat de recreatiewaarde van een nieuw bos werd overschat. Het zou dus interessant kunnen zijn om de analyse met een lagere waarde opnieuw te doen. Ten tweede, is het ook denkbaar dat de bestaans- en recreatiewaarde van landbouw wordt onderschat.

3.10 Besluit en beleidsaanbevelingen

In een laatste stap wordt het resultaat weergegeven en geanalyseerd. De uitkomst kan vergeleken worden met andere studies. De sterke en zwakke punten van het beleid en van de evaluatie worden samengevat en eventuele alternatieven worden aangegeven. Het is belangrijk om de beperkingen van de studie duidelijk te vermelden om de interpretatie van het resultaat te vereenvoudigen.

Illustratie

Het resultaat van de evaluatie toont dat het Vlaamse bosbeleid zijn doel waarschijnlijk niet bereikt en dus dat het beleid niet effectief is. Ten tweede zien we dat de sociale welvaart wel stijgt door het huidige subsidiebeleid: de totale kosten zijn lager dan de totale baten (Moons en Rousseau, 2005). Het beleid is echter niet efficiënt. Een hogere niveau van welvaart kan bereikt worden door het gebruik van andere subsidies of door veilingen. Zo zal, bijvoorbeeld, het aanbieden van een optimale subsidie in de empirische oefening uitgewerkt in Moons en Rousseau (2005), de sociale welvaart met 25 procent doen stijgen vergeleken met de huidige subsidies voor bebouwing van landbouwgronden.

Wanneer we het Vlaamse beleid vergelijken met Ierland (McCarthy et al., 2003), dan zien we dat het Ierse subsidiebeleid ook niet effectief is want de Ierse landbouwers vrezen voor veranderingen in het toekomstig bosbeleid. Verder is de asymmetrische timing van baten en kosten een belangrijk argument voor de Ierse landbouwers om hun land niet te bebouwen.

We onderscheiden verschillende beperkingen van de uitgevoerde analyse. De schattingen van de sociale kosten en baten zijn gebaseerd op de literatuur en zijn niet altijd even betrouwbaar. Er werden constante marginale kosten en baten verondersteld:

elke extra hectare bos brengt evenveel op onafhankelijk van de grootte van het bestaande bos. Verder werd het gedrag van de landbouwers vrij simpel gemodelleerd (maximalisatie van bedrijfswinsten) en werden subsidies als kosteloze transfers aanzien. De beleidsevaluatie laat ons ook toe om een aantal aanbevelingen en alternatieven te formuleren. Ten eerste kunnen we de oppervlakte-doelstelling in vraag stellen: is het doel van 10000 hectares nieuw bos efficiënt? Verder is belangrijk om er rekening mee te houden dat het ene bos het andere niet is: de waarde van een bos hangt af van locatie t.o.v. van andere bossen en t.o.v. stadscentra. Het bosbeleid geeft aanleiding tot belangrijke interacties met, onder meer, het mestbeleid en het landbouwbeleid. Een geïntegreerde aanpak van die beleidsdomeinen zou vruchtbaar kunnen zijn. Het beleid kan meer welvaartsbaten met zich meebrengen als eerst de optimale locatie van nieuwe bossen wordt bepaald en pas daarna een beleid wordt uitgewerkt (Moons et al., 2006). De condities van de subsidies kunnen dan beter gekozen worden. Een grotere minimale oppervlakte van de aan te planten bossen (nu 0.5 ha) kan belangrijke ecologische en recreatiebaten met zich meebrengen. Tenslotte is de planninghorizon van de regelgeving (25 jaar) kort vergeleken met de levenscyclus van loofbossen (150 jaar). De politieke horizon is dikwijls nog korter. Deze verschillende tijdshorizonten kunnen aanleiding geven tot een minder efficiënt en effectief bosbeleid dan theoretisch mogelijk is.

4. Besluit

Bij elke vorm van publieke besluitvoering moeten keuzes gemaakt worden. Voor economen houdt rationele keuze in dat men de beschikbare middelen zo goed mogelijk inzet. Dit wil zeggen dat men kiest voor de optie met de laagste opportuniteitskost of de laagst op te geven waarde. Kosten en baten van alternatieve beleidsopties zouden bijgevolg steeds tegen elkaar moeten worden afgewogen.

In deze paper werden de verschillende stappen van een milieubeleidsevaluatie uitvoerig besproken. Verschillende evaluatiemethodes, zoals de kosten-batenanalyse, kosteneffectiviteitsanalyse, de risico-baten analyse, de impactanalyse en de multi-criteria analyse kwamen daarbij aan bod. Het gebruik van deze evaluatiemethodes in de besluitvorming blijft eerder beperkt. Pearce (2001), formuleerde enkele aanbevelingen om de kosten-batenanalyse in het besluitvormingsproces te integreren. Ten eerste moet er een algemeen rationeel discours zijn over besluitvorming waarbij de noodzakelijke afweging van negatieve en positieve effecten wordt erkend. Verder is er ook nood aan externe begeleiding vanuit academische of onderzoeksinstituten die vertrouwd zijn met deze evaluatiemethode. Ten derde moet er een algemene efficiëntie-cultuur bestaan binnen de wetgevingsorganismen en zou er een “opperministerie” moeten bestaan dat beschouwd wordt als ultieme leidraad voor overheidsuitgaven. Daarnaast moeten evaluatiemethoden zoals de KBA worden gepopulariseerd. Tenslotte is er nood aan wettelijke of quasi-wettelijke vereisten dat kosten én baten aan bod moeten komen in (a) wetgeving en (b) schadeclaims.

Sinds 2005 is in Vlaanderen de reguleringimpactanalyse (RIA) ingevoerd. Het is een *gestructureerde analyse van de beoogde doelstellingen en van de verwachte positieve en negatieve effecten van een voorgenomen regelgeving in vergelijking met alternatieven* (www.wetsmatiging.be). RIA's zijn internationaal in vele landen verplicht (Pearce et al., 2006). Volgens de OECD (2004) is de kosten-baten analyse de meest geschikte vorm van het RIA. Nochtans wordt de KBA niet vaak gebruikt omwille van de moeilijkheden die gepaard gaan met het geven van een monetaire waardering aan alle relevante kosten en baten.

Endnotes

ⁱ Research papers in economics: www.repec.org en Envalue: www.epa.nsw.gov.au/envalue

ⁱⁱ Statistics Belgium: statbel.fgov.be en Eurostat: epp.eurostat.ec.europa.eu

Bibliografie

Afdeling Bos en Groen, 2003, *Meer subsidies voor de bebossing van landbouwgronden.*

Wegwijs in de subsidieregeling, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
Departement Leefmilieu en Infrastructuur.

Berlage, L. en Decoster, A., 2005, *Inleiding tot de economie*, Universitaire Pers Leuven.

Blauwens, G., 1988, *Welvaartseconomie en kosten-batenanalyse*, U.Antwerpen.

Centrum voor Landbouweconomie, 2000, *De rendabiliteit van het landbouwbedrijf in 1999 (boekjaar 1999-2000)*, Ministerie voor Middenstand en Landbouw, Bestuur voor Onderzoek en Ontwikkeling – DG6, 67.

CIEMAT (Eds), 1999, *Externalities of Energy*, Volume 10: National Implementation, Luxembourg, European Commission DGXII, Science, Research and Development.

Crabbé, A., Gysen, J. en Leroy, P., 2006, *Vademecum Milieubeleidsevaluatie*, Vanden Broele.

Dienstencentrum voor Bosbouw, 2000, *Vergelijkende studie met betrekking tot de bosrentabiliteit in productiegerichte, multifunctionele bossen en natuurgerichte multifunctionele bossen*, Vlaams Syndicaat van Boseigenaars.

Drake, L., 1992, The non-market value of the Swedish agricultural landscape, *European Review of Agricultural Economics* 19, 351-364.

Dumortier, M., De Bruyn, L., Hens, M., Peymen, J., Schneiders, A., Van Daele, T., Van Reeth, W., Weyemberh, G. en Kuijken, E., 2005, *NARA 2005. Natuurrapport 2005. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid*, Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud nr. 24, Brussel.

Garcia Quijano, J., Deckmyn, G., Moons, E., Proost, S., Ceulemans, R. And Muys, B., 2005, An integrated decision support framework for the prediction and evaluation of

- efficiency, environmental impact and total social cost of domestic and international forestry projects for greenhouse gas mitigation : description and case studies, *Forest Ecology and Management* 207, 245-262.
- Gorissen, D. and Schepens, D., 1997, *Bebossing van landbouwgronden in Vlaanderen. Een voorstudie voor Vlaanderen getoetst aan een evaluatie van de Nederlandse realisaties*, Afdeling Bos en Groen.
- McCarthy, S., Matthews, A. and Riordan, B., 2003. Determinants of private afforestation in the Republic of Ireland, *Land Use Policy* 20(1), 51-59
- Moons, E., Eggermont, K., Hermy, M. and Proost, S., 2000, *Economische waardering van bossen – een case-study van Heverleebos-Meerdaalwoud*, Leuven, Garant.
- Moons, E. and Rousseau, S., 2005, Policy design and the optimal location of forests in Flanders, *ETE WP* 2005-05.
- Moons, E., B. Saveyn, S. Proost and Hermy, M., 2006, Optimal location of new forests in a suburban area, *CES DP* 06.12.
- OECD, 2004, *Regulatory Impact Analysis (RIA) inventory*, intern document, OECD, Parijs.
- Pearce, D., 2001, Annex II: Integrating cost-benefit analysis into the policy process, in Howarth, A., Pearce, D.W., Ozdemiroglu, E., Seccombe-Het, T., Wieringa, K., Streefker, C.M., de Hollander, A.E.M., RIVM report 481 505 024 Valuing the benefits of the environmental policy: The Netherlands, Bilthover, RIVM.
- Pearce, D., G. Atkinson and Mourato, S., 2006, *Cost-benefit analysis and the environment*, OECD.
- Proost, S. en Rousseau, S. 2006, *Inleiding tot de milieueconomie*, Acco cursus.
- Van Elegem, B., Embo, T., Muys, B. and Lust, N., 2002, A methodology to select the best locations for new urban forests using multicriteria analysis, *Forestry* 75(1), 13-23

Vervaet, M., Lauwers, L., Lenders, S. and Overloop, S., 2004, *Het driesporen-
mestbeleid: evaluatie en toekomstverkenning*, Centrum voor Landbouweconomie n°

1.12



The Center for Economic Studies (CES) is the research division of the Department of Economics of the Katholieke Universiteit Leuven. The CES research department employs some 100 people. The division Energy, Transport & Environment (ETE) currently consists of about 15 full time researchers. The general aim of ETE is to apply state of the art economic theory to current policy issues at the Flemish, Belgian and European level. An important asset of ETE is its extensive portfolio of numerical partial and general equilibrium models for the assessment of transport, energy and environmental policies.

ETE WORKING PAPER SERIES 2006

- N°2006-08 Rousseau S., Moons E. (2006), Handleiding voor een Economische Evaluatie van het Milieubeleid: Toepassing op het Vlaamse Bosbeleid
- N°2006-07 De Borger B., Dunkerley F. And Proost S. (2006), The Interaction Between Tolls And Capacity Investment In Serial And Parallel Transport Networks
- N°2006-06 Rousseau S., Moons E. (2006), Auctioning Conservation Contracts: An Application to the Flemish Afforestation Policy
- N°2006-05 Dunkerley F., de Palma A., Proost S. (2006), Trip chaining, who wins who loses?
- N°2006-04 Saveyn B. (2006), Are NIMBY's commuters?
- N°2006-03 Saveyn B. (2006), Does Commuting Change the ranking of environmental instruments?
- N°2006-02 De Borger B., Dunkerley F. And Proost S. (2006), Strategic Investment And Pricing Decisions In A Congested Transport Corridor
- N°2006-01 Delhaye E. (2006), The Enforcement Of Speeding: Should Fines Be Higher For Repeated Offences?

ETE WORKING PAPER SERIES 2005

- N°2005-10 Rousseau S., Billiet C. (2005), How to determine fining behaviour in court? Game theoretical and empirical analysis
- N°2005-09 Dunkerley F., de Palma A. and Proost S. (2005), Asymmetric Duopoly in Space – what policies work?