

**ONTWIKKELEN VAN EEN STANDAARDMETHODOLOGIE OM
LUCHTKWALITEITSDOELSTELLINGEN OP TE STELLEN**

DEEL 2: ONDERSTEUNENDE DOCUMENTATIE

C. Cornelis, R. De Fré, L. De Nocker, C. Mensink,
G. Schoeters, H. Van Rompaey, R. Weltens

IN OPDRACHT VAN AMINAL
contract nr. 991435
AMINAL/MNB/BVO/TWOL99/MJP99-39

2002/MIM/R/91

INHOUD

1	<u>METHODIEK VOOR HET AFLEIDEN VAN GEEN-EFFECT-WAARDEN EN DE BIJDRAGE VAN INDIRECTE BLOOTSTELLING VOOR VOLKSGEZONDHEID, MILIEU, LANDBOUW EN ABIOTISCHE ENTITEITEN.</u>	5
1.1	<u>HET AFLEIDEN VAN GEEN-EFFECT WAARDEN.</u>	5
1.1.1	<u><i>Afleidende van geen-effectwaarden voor volksgezondheid (humane toxicologie).</i></u>	8
1.1.2	<u><i>Afleidende van geen-effectwaarden voor milieu (ecotoxicologie).</i></u>	11
1.1.3	<u><i>Afleidende van geen-effectwaarden voor landbouwfuncties.</i></u>	14
1.1.4	<u><i>Afleidende van geen-effectwaarden voor niet biologische doelwitten.</i></u>	14
1.2	<u>BEPALLEN VAN DE INDIRECTE BLOOTSTELLING UIT ANDERE COMPARTIMENTEN</u>	14
1.2.1	<u><i>Bepalen van de indirecte blootstelling voor de volksgezondheid</i></u>	16
1.2.2	<u><i>Bepalen van de indirecte blootstelling voor het milieu.</i></u>	21
1.2.3	<u><i>Bepalen van de indirecte blootstelling voor landbouwgewassen.</i></u>	26
1.2.4	<u><i>Bepalen van de indirecte blootstelling voor abiotische entiteiten</i></u> Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.	
1.3	<u>AFLEIDEN VAN ALARMDREMPELS</u>	26
2	<u>GEBRUIK VAN EUSES BIJ HET AFLEIDEN VAN BESCHERMINGSCRITERIA.</u>	27
2.1	<u>TOELICHTING</u>	27
2.2	<u>BEPALLEN VAN PEC'S</u>	27
2.2.1	<u><i>Lokale schaal.</i></u>	30
2.2.2	<u><i>Regionale schaal.</i></u>	32
2.3	<u>BEPALING VAN INDIRECTE BLOOTSTELLING</u>	34
2.3.1	<u><i>Stofeigenschappen</i></u>	34
2.3.2	<u><i>Lokale concentraties.</i></u>	34
2.3.3	<u><i>Regionale concentraties.</i></u>	34
2.3.4	<u><i>Bioconcentratie in vissen.</i></u>	34
2.3.5	<u><i>Transfer naar planten.</i></u>	34
2.3.6	<u><i>Transfer naar vlees en melk.</i></u>	35
2.3.7	<u><i>Waterzuivering.</i></u>	35
2.3.8	<u><i>Humane blootstelling.</i></u>	35
2.4	<u>MOGELIJK GEBRUIK VAN EUSES VOOR HET AFLEIDEN VAN LUCHTKWALITEITSDOELSTELLINGEN</u>	35
3	<u>MILIEUSCHADEKOSTEN</u>	37
3.1	<u>TOEPASSINGSBEREIK</u>	37
3.2	<u>BEPALING VAN MILIEUBATEN EN KOSTEN</u>	37
3.3	<u>METHODE VOOR HET BEPALLEN VAN MILIEUSCHADEKOSTEN.</u>	38
3.3.1	<u><i>Principes van economische waardering</i></u>	39
3.3.2	<u><i>Voorbeeld van een toepassing op luchtverontreiniging.</i></u>	39
3.3.3	<u><i>Marginale schadekost per ton emissie</i></u>	41
3.4	<u>VERGELIJKING RISICOBEOORDELING EN KOSTEN-BATEN ANALYSES</u>	42
3.5	<u>BEPALING VAN DE DIRECTE ECONOMISCHE KOSTEN VAN MILIEUMAATREGELEN</u>	43
3.6	<u>AFWEGING VAN MARGINALE KOSTEN EN BATEN.</u>	45
3.7	<u>REFERENTIES</u>	46
4	<u>OVERZICHT VAN BUITENLANDSE WERKWIJZEN VOOR HET OPSTELLEN VAN LUCHTKWALITEITSDOELSTELLINGEN - LITERAATUURSTUDIE.</u>	49
4.1	<u>WHO-METHODOLOGIE VOOR LUCHTKWALITEITSRICHTLIJNEN</u>	49
4.1.1	<u><i>Luchtkwaliteitsrichtlijnen dd. 1987 (WHO, 1987).</i></u>	49
4.1.2	<u><i>Herziening van de luchtkwaliteitsrichtlijnen</i></u>	51
4.1.3	<u><i>Methode voor het afleiden van richtwaarden op basis van gezondheidseffecten (IPCS, 1995).</i></u>	52
4.1.4	<u><i>Algemene aanpak.</i></u>	52
4.1.5	<u><i>Enkele detailspecten</i></u>	52
4.1.6	<u><i>Referenties</i></u>	54

4.2	<u>EUROPESE UNIE</u>	56
4.2.1	<u>Vroegere richtlijnen</u>	56
4.2.2	<u>Kaderrichtlijn 96/62/EG</u>	56
4.2.3	<u>Dochterrichtlijnen</u>	63
4.3	<u>VLAANDEREN</u>	65
4.3.1	<u>Milieukwaliteitsnormen Lucht en beleidstaken terzake</u>	65
4.4	<u>DUITSLAND</u>	72
4.4.1	<u>Huidige wetgeving</u>	72
4.4.2	<u>Recente evoluties</u>	76
4.4.3	<u>Referenties</u>	78
4.5	<u>VERENIGDE STATEN</u>	78
4.5.1	<u>Clean Air Act</u>	78
4.5.2	<u>Office of Air Quality Planning and Standards (OAQPS)</u>	80
4.6	<u>FRANKRIJK</u>	82
4.6.1	<u>Kaderwet 30/12/96</u>	82
4.6.2	<u>Uitvoeringsbesluiten</u>	83
4.6.3	<u>Referenties</u>	86
4.7	<u>NEDERLAND</u>	86
4.7.1	<u>Prioritaire stoffen</u>	86
4.7.2	<u>Procedure voor de ontwikkeling van grenswaarden</u>	88
4.7.3	<u>Principe van de huidige methode</u>	89
4.7.4	<u>Nieuwe ontwikkelingen</u>	89
4.7.5	<u>Bronnen</u>	91
4.8	<u>VERENIGD KONINKRIJK</u>	91
4.8.1	<u>National Air Quality Strategy (NAQS 1997)</u>	91
4.8.2	<u>Principes voor gezondheidseffecten</u>	93
4.8.3	<u>Betrokken administraties</u>	95
4.8.4	<u>Expert Panel on Air Quality Standards EPAQS</u>	96
4.8.5	<u>Committee on the Medical Effects of Air Pollution (COMEAP)</u>	97
4.8.6	<u>Interdepartemental Group on Costs and Benefits IGCB</u>	98
4.8.7	<u>Referenties</u>	98
5	<u>ECOTOXICOLOGISCHE BEOORDELINGSMETHODEN</u>	99
6	<u>KOSTEN VOOR HET OPSTELLEN VAN LUCHTKWALITEITSDOELSTELLINGEN</u>	103
6.1	<u>KOSTPRIJS VOOR HET OPSTELLEN VAN EEN CRITERIADOCUMENT</u>	103
6.2	<u>ELEMENTEN VOOR MEER- OF MINDERKOST VAN EEN CRITERIADOCUMENT</u>	104
6.3	<u>ANDERE KOSTEN</u>	106
6.4	<u>BESCHOUWING OVER KOSTENEFFICIËNTIE VAN LUCHTKWALITEITSDOELSTELLINGEN</u>	107
7	<u>LIJST VAN PRIORITAIRE STOFFEN</u>	109

1 METHODIEK VOOR HET AFLEIDEN VAN GEEN-EFFECT-WAARDEN EN DE BIJDRAGE VAN INDIRECTE BLOOTSTELLING VOOR VOLKSGEZONDHEID, MILIEU, LANDBOUW EN ABIOTISCHE ENTITEITEN.

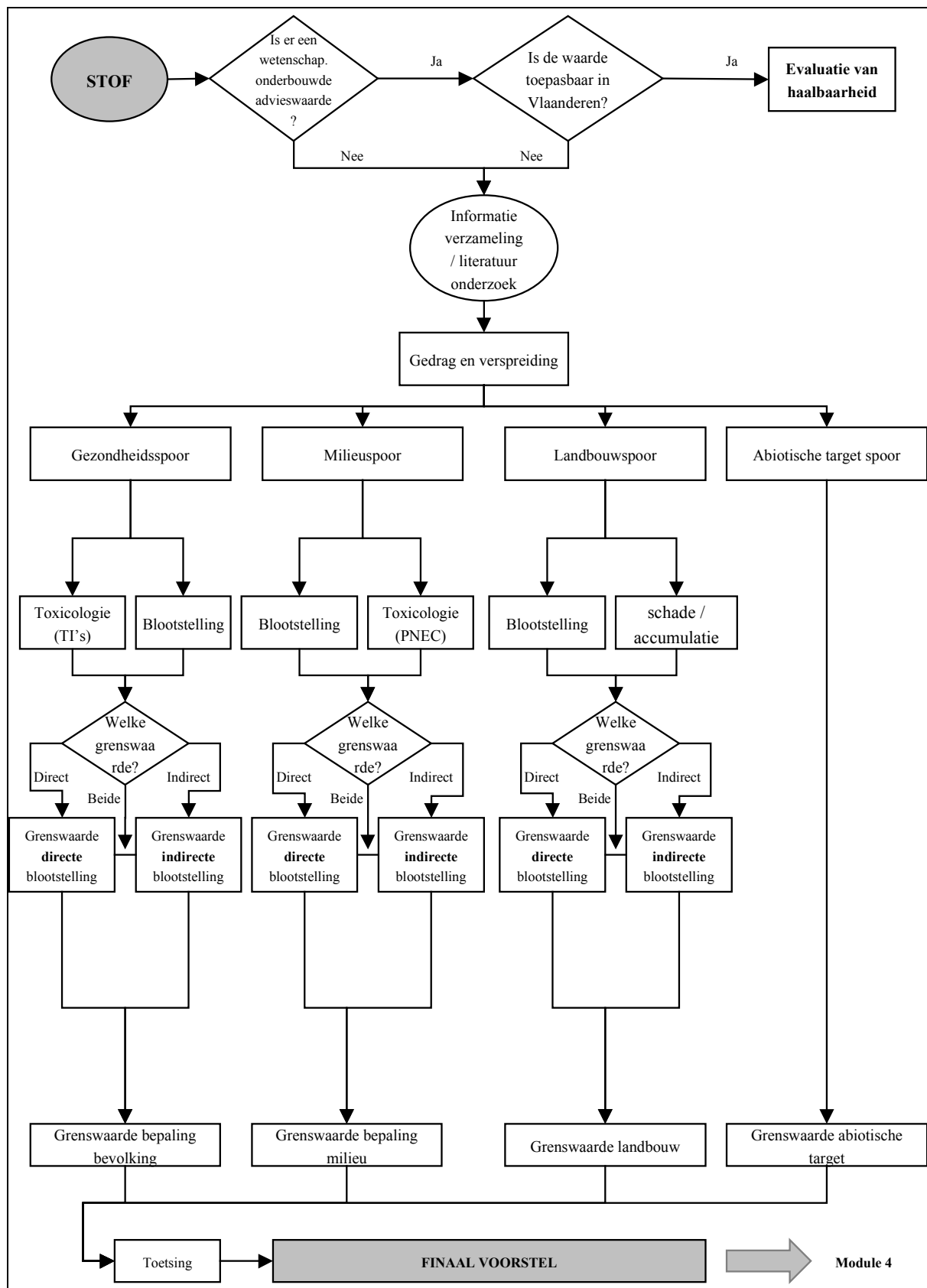
1.1 Het afleiden van geen-effect waarden.

De werkwijze, die gevolgd wordt voor de wetenschappelijke afleiding van beschermingscriteria (geen-effectwaarden) is weergegeven in figuur 1. Dit schema is vooral van toepassing wanneer er in module 1 (hoofdstuk 4 van deel 1) geen criteria of advieswaarden beschikbaar zijn voor de te normeren stof.

De voorgestelde werkwijze valt in belangrijke mate terug op de uitgangspunten van de EG-richtlijn voor luchtkwaliteit en van daaruit ook op de werkwijze, die door de Wereldgezondheidsorganisatie gehanteerd wordt in haar meest recente herziening van de "Air Quality Guidelines" (WHO, 2000). Voor milieu wordt voortgebouwd op de richtlijnen voor risico-evaluatie, die worden voorgesteld in de TGD 1996. Een essentieel element in het opstellen van grenswaarden is dat een integrale aanpak gehanteerd wordt. De luchtkwaliteit wordt niet als een op zich staand gegeven beschouwd. Effecten van luchtverontreiniging kunnen immers het gevolg zijn van direct contact (concentraties in de lucht), maar ook van indirect contact omdat de stof vanuit de lucht wordt aangerijkt in andere milieucompartimenten.

De voorgestelde werkwijze is een algemene methodologie, die flexibel moet gehanteerd worden. De eigenschappen van stoffen (toxicologie, gedrag, ...) kunnen van die aard zijn dat met specifieke aspecten moet rekening gehouden worden. Deze kunnen niet in de procedure vervat worden. Raadpleging van experts blijft dan ook een vereiste.

Wanneer de geen-effectwaarden (grenswaarden in figuur 1) wetenschappelijk afgeleid zijn, kan worden teruggekeerd naar module 4 in het stappenschema (hoofdstuk 4 van deel 1).



Figuur 1: Stroomschema voor het opstellen van grenswaarden voor luchtkwaliteit

Op basis van wetenschappelijke literatuur en eigen inzichten werden een aantal kritische stappen geïdentificeerd in het proces voor het opstellen van beschermingscriteria voor volksgezondheid en milieu, weergegeven in figuur 1. Deze kritische stappen worden opgesomd in tabel 1.

Tabel 1: Overzicht van de kritische stappen waarover beslist moet worden om een procedure op punt te stellen voor het opstellen van onderbouwde normen

Kritische stap	Type vragen	Type antwoorden
uitgangspunten	Wie en wat moet beschermd worden door de norm?	Mens, milieu, patrimonium, landschap...
	Welk beschermingsniveau moet gehanteerd worden?	Tot op individueel niveau, PNEC* (ecosysteemniveau), Risico op kanker 1/10 ⁵ , x% aantasting.....
	Welke normen moeten geformuleerd worden?	Grenswaarden, richtwaarden, alarmdrempels..
	Moeten er regionale verschillen worden in gevoerd?	diverse normen voor natuurgebieden, industriegebieden....
Effectgrenswaarden	Welke effecten moeten in rekening worden gebracht?	Genotoxiciteit, acute toxiciteit, chronische toxiciteit, reproductie-effecten, aantasting van landbouwgewassen, Aantasting van gebouwen,....
	Wat zijn de (eco)toxiciteitsgrenzen voor de relevante hazards voor biologische doelwitorganismen (humaan en niet humaan)?	PNEC, ADI, RfD* ...
	Wat zijn de maximaal toelaatbare concentraties voor de niet biologische effecten?	MTC*
Blootstellingsevaluatie	Hoe dosis (concentratie) - effecten te vertalen in aanvaardbare normen?	Via verspreidings- en blootstellingsmodellen de concentraties in de verschillende compartimenten (PEC) en de bijhorende dagelijks inname (DI) voorspellen en deze toetsen aan de drempelwaarden voor de verschillende effecten, Al dan niet rekening houden met achtergrondwaarden...

* PNEC: predicted no effect concentration, PEC: predicted environmental concentration, RfD: Reference Dose, MTC: maximaal toelaatbare concentratie, ADI: acceptable daily intake, DI: daily intake

1.1.1 Afleiden van geen-effectwaarden voor volksgezondheid (humane toxicologie)

Voor de te normeren stof wordt toxicologische informatie opgezocht:

- de gevaarsidentificatie
- de dosis-respons relaties
- de beschikbare toxicologische drempels.

Onder *gevaarsidentificatie* wordt verstaan het opzoeken van gegevens omtrent de aard van de effecten, die kunnen optreden bij blootstelling van de mens (zie onder). Effecten moeten onderzocht worden voor de verschillende relevante blootstellingsroutes (inademing, via de mond, via de huid), omdat de aard van de effecten hiermee kan samenhangen.

Een belangrijke indeling is of een stof kankerverwekkende eigenschappen heeft of niet. Afhankelijk van deze informatie zal een andere weg gevolgd worden bij het afleiden van mensveilige waarden. Wanneer een stof kankerverwekkende eigenschappen heeft zal nagegaan worden of deze stof een genotoxisch carcinogeen is, dwz of ze de potentie heeft om rechtstreeks het erfelijk materiaal te beschadigen of dat ze tumorbevorderende eigenschappen heeft (zogenaamde tumorpromotoren, vb: dioxines).

Een overzicht van de op te zoeken gegevens:

- kankerverwekkend vermogen
- genotoxisch vermogen
- effecten bij acute en chronische blootstelling per blootstellingsweg
- irriterend / corrosief
- reproductietoxisch (effecten op de voortplantingscapaciteit)
- teratogeen (effecten op het ontwikkelend organisme)
- orgaantoxiciteit (luchtwegen, nieren, lever, bot, hersenen, longen, bloed)
- systemisch of lokaal werkend toxicans (respectievelijk toxisch effect na absorptie in het lichaam of ter hoogte van de lichaamsbarrière)
- direct toxicans of via metabolieten
- verdeling en eventuele opstapeling in het lichaam

De doelstelling van deze informatie is om een zo volledig mogelijk zicht te krijgen op de mogelijke effecten om van daaruit voor elk van de relevante effecten de geschikte toelaatbare innames (TI) af te leiden.

Figuur 2 geeft een schematisch overzicht.

Dosis-antwoordrelaties geven het verband weer tussen de dosis en de ernst van het effect. Voor de meeste stoffen beschikt men niet over de relatie tussen effect en lichaamsdosis (polluentconcentratie per kg lichaamsgewicht), maar beschikt men over een verband tussen effect en blootstelling aan een polluentconcentratie (vb: $\mu\text{g}/\text{m}^3$ lucht). Het is dan belangrijk dat men niet alleen rekening houdt met de concentratie van de polluent in het milieu maar ook met de blootstellingstijd. Voor acute effecten zullen korte blootstellingstijden belangrijk zijn en moeten opgevolgd worden (alarmdrempels), voor chronische effecten zullen eerder concentraties gedurende langere blootstellingstermijnen relevante informatie aanleveren (grenswaarden).

Voor stoffen, die zich in functie van langere blootstellingstijden in het lichaam opstapelen (accumulatie), is het belangrijk om gegevens te zoeken over de relatie tussen duur van de uitwendige blootstelling en de inwendige lichaamsdosis. Voor stoffen, die zich niet opstapelen in het lichaam is dit minder belangrijk.

Voor niet kankerverwekkende stoffen wordt een drempelwaarde verondersteld, waar beneden geen effecten optreden. Deze waarde wordt afgeleid van bevolkingsonderzoek of van dierproefgegevens waarbij de NOAEL, de LOAEL of benchmark dosis wordt bepaald. Om te komen tot een veilige waarde worden deze waarden gedeeld door onzekerheidsfactoren. De grootte van de onzekerheidsfactoren hangt af van de kwaliteit van de gegevens die gebruikt worden om de afleiding uit te voeren. Meestal hanteert men veiligheidsfactoren om te extrapoleren van mens naar dier, om rekening te houden met de heterogeniteit van de bevolking (gevoelige groepen), en om te extrapoleren naar levenslange blootstelling.

Voor genotoxische kankerverwekkende stoffen betekent elke toename van de blootstelling een toename van het risico op kanker. Er wordt geen drempelwaarde voor blootstelling verondersteld beneden dewelke er geen risico is voor toename van kanker. Over het algemeen wordt een eenheidsrisico berekend (extra kankerrisico per eenheidsdosis). Alle stoffen behorend tot groepen 1 en 2A van de IARC-classificatie worden door de WGO beschouwd als humane carcinogenen. Het eenheidsrisico wordt over het algemeen afgeleid door extrapolatie van hoge blootstellingsniveaus naar lage blootstellingsniveaus (milieu) via een lineair extrapolatiemodel. Het carcinogene vermogen wordt dan uitgedrukt als de schatting van het verhoogd eenheidsrisico. Voor een luchtverontreinigende stof wordt dit als volgt gedefinieerd: “het extra levenslange kankerrisico dat voorkomt in een hypothetische bevolking waarbij alle individuen vanaf de geboorte continu zijn blootgesteld aan een concentratie van $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ van de stof in de lucht die ze inademen”. Indien geschikte menselijke studies bestaan, wordt het eenheidsrisico over het algemeen afgeleid volgens het “average risk” model.

Voor niet-genotoxische carcinogenen (tumorpromotoren) kan eventueel een drempelwaarde worden gehanteerd. Men veronderstelt dan dat beneden een veilige waarde het mechanisme van tumorpromotie niet effectief is.

Voor het vaststellen van grenswaarden voor luchtkwaliteit moeten *veilige waarden voor de volksgezondheid* bepaald worden voor de kritische effecten bij chronische blootstelling voor

de verschillende blootstellingswegen. Onder veilige waarden worden verstaan: TDI (Toelaatbare Dagelijkse Inname), RfD (Reference Dose), TCL (Toelaatbare Concentratie in Lucht), eenheidsrisico (oraal, inhalatoir) vermenigvuldigd met het vooropgesteld kankerrisico. Over het algemeen worden voor evaluatie van risico's door milieuvervuiling enkel inhalatie en orale inname als relevante blootstellingsroutes beschouwd.

De afleiding van veilige waarden is een complex werk, dat door verschillende belangrijke instanties wordt uitgevoerd. Omwille van de zeer grondige aanpak door deze instanties, worden de mensveilige waarden die door deze instanties werden afgeleid, voor de Vlaamse evaluatie overgenomen. De te raadplegen instanties zijn minstens: WGO, USEPA (IRIS-databank) en ATSDR. Daarbij wordt WGO als eerste referentiebron gesteld (zie ook EU). Indien geen mensveilige waarden beschikbaar zijn wordt bij voorkeur een comité van experts aangesteld om een dergelijke waarde af te leiden.

Voor carcinogene stoffen zal niet één waarde vastgelegd worden, maar zullen waarden bij de levenslange extra kankerrisico's van 1 op 10.000, 1 op 100.000 en 1 op 1.000.000 worden opgegeven.

1.1.2 Afleiden van geen-effectwaarden voor milieu (ecotoxicologie)

TGD 1996 definieert dat er rekening moet gehouden worden met bescherming van het aquatisch ecosysteem, het terrestrisch ecosysteem, toppredatoren (doorvergiftiging), atmosfeer.

Het risico voor populaties uit elk van deze compartimenten dient te worden ingecalculeerd bij het vastleggen van luchtkwaliteitsdoelstellingen. Om het milieu te beschermen moeten deze doelstellingen zodanig worden opgesteld dat de toegelaten luchtconcentraties geen aanleiding geven tot toxische effecten bij organismen die direct aan de lucht zijn blootgesteld noch tot depositiewaarden in water of bodem die schadelijke gevolgen kunnen hebben voor organismen die in het water of de bodem moeten leven.

- Bij risicobeoordeling voor een ecosysteem is, in tegenstelling met volksgezondheid, niet het individueel organisme van belang, maar de bescherming van de soort. Schadelijke effecten op populatieniveau zullen zich voordoen bij concentraties die individuele organismen doen **afsterven of hun reproductie** verhinderen (zgn. populatiegerichte eindpunten). Effecten op het functioneren van het ecosysteem ontstaan wanneer essentiële populaties uit de kringloop van het ecosysteem verdwijnen.
- Om effecten op het ecosysteem te kunnen inschatten worden de populatiegerichte eindpunten op de **belangrijkste soorten uit het ecosysteem** onderzocht. Het is belangrijk om het betreffende ecosysteem goed te analyseren zodat belangrijke vertegenwoordigers van **elk trofisch niveau** gekend zijn en de verschillende blootstellingsroutes onderzocht worden. Men streeft naar een "milieuveilige" concentratie i.e. een concentratie die geen schade aan het ecosysteem veroorzaakt. Dit wil niet zeggen dat elke denkbare (eencelligen, dier-en planten) soort hierdoor beschermd wordt, maar wel dat het normaal functioneren van de ecosysteemkringloop is gevrijwaard.

- Schadelijke stoffen kunnen voor organismen in het milieu acuut giftig zijn of, afhankelijk van hun omgevingsconcentratie, pas giftig na langdurige blootstelling. Een luchtkwaliteitsnorm moet zodanig zijn dat een veilige concentratie wordt vooropgesteld voor de *permanente* aanwezigheid van de bewuste stof in de lucht. Deze moet daarom gestaafd worden met **chronische** gegevens. Bij het ontbreken van chronische gegevens moet een voldoende grote veiligheidsfactor gebruikt worden.
- Chronische toxiciteit kan een gevolg zijn van accumulatie van de stof in het milieu waardoor de kans dat ze wordt opgenomen verhoogt. Daarom moet ook de **persistentie van de stof** in het milieu in rekening worden gebracht. Andere stoffen veroorzaken chronische toxiciteit omdat ze accumuleren in de organismen zelf. Bioaccumulatie is belangrijk naar de inductie van chronische toxiciteit maar ook naar doorvergiftiging via de voedselketen. Het **bioaccumulatievermogen** van een stof moet onderzocht worden in functie van de impact op het ecosysteem.
- Predatoren worden vooral via **doorvergiftiging** aangetast. Vogels en zoogdieren zijn belangrijke predatoren voor zowel vis als terrestrische invertebraten.

In het huidige voorstel worden de richtlijnen voor risico-evaluatie, die worden voorgesteld in TGD 1996, als basis gebruikt met enkele modificaties en aanvullingen.

De evaluatie van impact van pollutanten op het milieu wordt ingeschat via de verhouding PEC/PNEC (PEC = predicted environmental concentration, PNEC = predicted no effect concentration). Kwaliteitsdoelstellingen moeten zodanig opgesteld zijn dat deze verhouding gelijk of < 1 .

Voor elk van de beschermingsniveaus (zie tabel 2) worden in principe PNEC en PEC waarden bepaald en met elkaar vergeleken.

Indien alle potentiële risico's in kaart worden gebracht (zie tabel 3) is het duidelijk dat in de huidige beoordelingsmethode nog een aantal tekortkomingen zijn, bij gebrek aan voldoende gegevens.

Tabel 2: overzicht van PEC en PNEC waarden die worden voorgesteld in TGD1996 voor risico-evaluatie voor het milieu (micro-organismen werden niet als afzonderlijk beschermingsniveau meegenomen voor onderhavig rapport)

atmosfeer	PEClucht/PNEClucht
water	PECwater/PNECwater PECsediment/PNECsediment
bodem	PECbodem/PNECbodem
predatoren	PECworm/PNECoraal PECvis/PNECoraal

Aanvoer	Compartiment (formules zijn illustratief)	Risico's	Maximaal toelaatbare concentratie (PNEC)
Permanente aanwezigheid in de lucht (norm = PEC_{lucht})	C_{lucht}	Toxiciteit door inhalatie door landdieren, vogels en insecten (directe blootstelling), depositie op planten met gezondheidseffecten op deze planten en mogelijk gevaar op introductie in de voedselketen via planteneters. (abiotische effecten: opwarming, verzuring, ozondepletie, ozonvorming)	$PNEC_{inhalatie}$ $PNEC_{fytotox}$ door depositie $PNEC_{voedsel}$ voor planteneters $PNEC_{abiotische}$ effecten
Depositie op de bodem vanuit de lucht ($PEC_{bodem} = PEC_{lucht}/K_{lb}$)	C_{bodem} ($K_{lb} = C_{lucht}/C_{bodem}$) $C_{bodem} =$ $f_{partikels} + f_{bodemlucht} +$ $f_{poriewater}$	Toxiciteit door opname door bodemorganismen met verstoring van het bodemecosysteem door afsterven van populaties, aantasting van de microbiële bodempopulatie, opstapeling in hogere trofische niveaus en planten met gevaar voor belangrijke predatoren. (abiotisch: contaminatie van grondwater)	$PNEC_{terrestrisch}$ ecosysteem $PNEC_{micro}$ -organismen bodem $PNEC_{voedsel}$ voor planteneters $PNEC_{voedsel}$ voor vleeseters $PNEC_{doorleken}$ tot humaan schadelijke concentratie
Depositie in oppervlaktewater vanuit de lucht ($P_{water} = P_{lucht}/K_{lw}$)	C_{water} ($K_{lw} = C_{lucht}/C_{water}$) $C_{water} =$ $f_{opgelost} + f_{zwevend\ stof} +$ $f_{sediment}$	Toxiciteit door opname door waterorganismen met verstoring van het waterecosysteem door uitsterven van populaties, aantasting van de microbiële populatie, opstapeling in hogere trofische niveaus en planten met gevaar voor belangrijke predatoren.	$PNEC_{aquatisch}$ ecosysteem (water, sediment) $PNEC_{micro}$ -organismen water $PNEC_{voedsel}$ voor planteneters $PNEC_{voedsel}$ voor vleeseters

Tabel 3: Overzicht van compartimenten en potentiële risico's voor het milieu waarmee rekening dient gehouden bij het opstellen van luchtkwaliteitsnormen

PNEC waarden voor ecosystemen worden afgeleid uit ecotoxicologische gegevens (zie onder). Volgende aspecten zijn belangrijk:

- Concentratie/effect relaties voor de juiste doelwitorganismen. Belangrijk is goede NOEC/LOEC (No Observed Effect Level/ lowest Observed Effect Level) waarden te hebben of een geschikte methode om deze af te leiden uit de gegevens.
- Voldoende en relevante species van testorganismen (verschillende trofische niveaus en blootstellingsroutes).
- Gegevens voor chronische effecten.
- Een organisme wordt niet alleen rechtstreeks via zijn omgeving blootgesteld zijn aan pollutanten (die beschreven wordt in de concentratie/effect-relatie), maar ook onrechtstreeks via zijn voeding. Er moet daarom rekening gehouden worden met bioconcentratie en - accumulatie en de voedselketen.

1.1.3 Afleiden van geen-effectwaarden voor landbouwfuncties

De effecten op de landbouwfunctie worden (voorlopig) beperkt tot landbouwgewassen en zijn gerelateerd aan:

- toxische effecten op landbouwgewassen (verminderde opbrengst)
- overschrijding van toelaatbare concentraties in gewassen met het oog op consumptie (volksgezondheid, veevoeder)

Er wordt een opzoeking uitgevoerd van de nadelige effecten van de beschouwde stof op landbouwgewassen (zowel voor de gewassen zelf als voor humane consumptie, en voor gebruikt als veevoeder).

De meeste informatie is beschikbaar voor stoffen, die via de bodem leiden tot effecten. Slechts voor een beperkt aantal stoffen zal informatie beschikbaar zijn omtrent directe effecten van concentraties in de lucht. Een kritische drempel voor gewasschade moet nog vastgelegd worden.

Er wordt tevens een opzoeking uitgevoerd naar wettelijk vastgelegde maximale concentraties voor de stof in landbouwgewassen of diervoeders van plantaardige herkomst.

1.1.4 Afleiden van geen-effectwaarden voor niet biologische doelwitten

Niet verder uitgewerkt (MTC voor aantasting).

1.2 Bepalen van de indirecte blootstelling uit andere compartimenten

Stoffen geëmitteerd naar lucht kunnen aanleiding geven tot effecten door direct contact met lucht (directe effecten) en doordat lucht in contact is met andere milieucompartimenten (indirecte effecten). Indirecte effecten zijn het gevolg van de interactie van het luchtcompartiment met andere media (bodem, water en planten).

Deze interactie vindt plaats door diffusieprocessen, onder invloed van een concentratiegradiënt, en door advectieprocessen (stroming, vb: depositie). De neiging van een stof om vanuit lucht naar bodem en water over te gaan wordt in eerste instantie bepaald door de stoffeigenschaften zelf, en voor een deel ook door eigenschappen van het milieucompartiment. De belangrijkste stoffeigenschaften hierbij zijn: de dampdruk en de Henry-coëfficiënt die de verhouding van dampdruk tot oplosbaarheid geeft.

Het gedrag van een stof in het milieu moet gekend zijn om na te gaan of transfer naar bodem, water en planten relevant is, en om deze transfer te kwantificeren via verspreidingsberekeningen. Op basis van stoffeigenschaften kan reeds uitgemaakt worden of de bewuste stof bijvoorbeeld de neiging heeft om in belangrijke mate naar bodem en water te verdelen. Voor niet-vluchtige stoffen kan a-priori gesteld worden dat er rekening moet gehouden worden met deze transfer naar bodem, water en planten. Voor de concentratie in bodem (onder evenwichtspartitie) blijkt er in geval van vluchtige stoffen een relatie te zijn met de Henry-coëfficiënt, d.i. de verhouding dampdruk – oplosbaarheid. Mogelijk kan er een onderdrempel voor de Henry-coëfficiënt gegeven worden waarboven aanrijking in bodem onbelangrijk wordt. Berekening voor een standaard situatie met een MacKay Level III model toont namelijk aan dat bij een Henry-coëfficiënt boven $300 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$ het percentage van de stof in de bodem verwaarloosbaar wordt tegenover de totale hoeveelheid in het milieu. (Voor water is die relatie niet vastgesteld met dezelfde berekeningen). De afweging van de noodzaak voor een grenswaarde voor indirecte blootstelling kan ook gesteund worden op ervaringsgegevens.

Indien indirecte effecten niet van belang zijn, wordt een grenswaarde voor directe blootstelling berekend onder de vorm van een concentratie in lucht. Indien indirecte blootstelling van belang is, worden bijkomend aan de grenswaarde voor directe blootstelling ook grenswaarden voor indirecte blootstelling berekend. Deze kunnen weergegeven worden als een concentratie of als depositienorm. Een depositienorm is vooral van belang bij stoffen, die in belangrijke mate onder aërosolvorm voorkomen.

Indien indirecte effecten van belang zijn, dan zullen verspreidingsmodellen gebruikt worden om de relatie tussen een luchtconcentratie en de interagerende milieucompartimenten te kwantificeren. Verspreidingsmodellen leveren PEC waarden op voor milieucompartimenten. Deze zijn bruikbaar om het risico af te wegen voor elk van de risicogroepen, op voorwaarde dat men uit de omgevingsconcentratie de “dosis” kan afleiden met behulp van blootstellingsmodellen (zie onder).

Volgende verspreidingsmodellen zijn beschikbaar:

- EUSES (multimediamodel, dynamisch evenwicht, SimpleBox)
- Mackay Level III (multimedia model, dynamisch evenwicht)
- SimpleBox (multimediamodel, dynamisch evenwicht)
- Soacas (massabalansmodel voor bodem, tijdeffect)
- Vlier-humaan (evenwichtsmodel voor bodem)

De voorspelling van de concentraties in de verschillende milieucompartimenten gebeurt over het algemeen via multimediamodellen onder dynamische

evenwichtscondities. Multimediamodellen laten toe om de verspreiding van stoffen in een artificieel milieu te berekenen. Dit milieu omvat lucht, bodem, water, sediment, zwevend stof, ... In een aantal gevallen worden ook planten en waterorganismen meegenomen (bioconcentratie). De modellen geven weer welke concentraties bereikt worden *in evenwicht*. Bepaalde processen verlopen soms vrij traag en het bereiken van evenwicht kan jaren duren (vb: accumulatie in de bodem). Het is daarom belangrijk om een controle uit te voeren omtrent het tijdstip van bereiken van dit evenwicht. Dit kan met eenvoudige modellen zoals Soacas.

Voor het gebruik van deze modellen moeten volgende parameters gekend zijn:

- De concentratie in lucht (dit kan bijvoorbeeld de afgeleide grenswaarde voor directe blootstelling zijn als startpunt); of eventueel emissie (EUSES);
- De samenstelling van het artificieel milieu (kenmerken zoals watergehalte, organische stof, ...);
- De stofeigenschappen (molmassa, dampspanning, oplosbaarheid, Henry-coëfficiënt; Kow, Koc, Kd, BCF (plant, vis), halfwaardetijd).

De resultaten van de verspreidingsmodellen kunnen direct gebruikt worden voor toetsing aan effect- of toelaatbare niveaus of kunnen als invoer dienen voor blootstellingsmodellen. Hoe groot de specifieke blootstelling aan een stof is na verspreiding in het milieu, is afhankelijk van de aard van het doelwit. Voor biologische doelwitten is de levenswijze van doorslaggevend belang en bepalend voor het aandeel van de verschillende opnameroutes waarlangs de stof door het lichaam wordt opgenomen. Dit betekent dat blootstellingsmodellen specifiek zijn voor de risicogroep die men viseert.

1.2.1 Bepalen van de indirecte blootstelling voor de volksgezondheid

Mensen worden aan stoffen blootgesteld via lucht, via water, via voeding, via gebruik van producten, ... Bij het opstellen van grenswaarden voor een bepaald milieucompartiment (i.c. lucht), moet - minstens voor niet-carcinogene effecten – rekening gehouden worden met de totale blootstelling via de verschillende compartimenten. Voor niet-carcinogenen bepaalt immers de totale blootstelling het al dan niet overschrijden van een toelaatbare inname. Voor carcinogenen is het mogelijk om het aanvaard kankerrisico toe te kennen aan een bepaald milieucompartiment of aan de gehele blootstelling. De blootstelling van de bevolking wordt gekwantificeerd in twee stappen:

- kennis van de concentraties in relevante media;
- kennis van de blootstelling door contact met deze media.

Voor Europa kan informatie gevonden worden in de door de WGO gepubliceerde "Environmental Health Criteria". De hierin gepubliceerde informatie moet worden geëvalueerd op basis van de relevantie voor Vlaanderen. Dit kan onder meer door vergelijking met metingen in Vlaanderen (vb: luchtkwaliteitsmetingen door VMM, gehalten in voedsel door Min. van Volksgezondheid). Een andere referentiebron wordt gevormd door Europese stofdossiers (onder meer in het kader van de wetgeving op de risicobeoordeling van bestaande chemische stoffen). Over het algemeen zijn

minstens concentraties in media gekend. Van hieruit wordt door WGO meestal ook een schatting gemaakt van de blootstelling. Indien geen schatting van de blootstelling beschikbaar is, dan kan deze berekend worden via het gebruik van formules die de relatie concentratie / blootstelling weergeven. Deze formules kunnen vrij eenvoudig zijn. Zo wordt blootstelling via inademing gerelateerd aan luchtconcentratie via het ademvolume; blootstelling via voeding wordt gerelateerd aan concentratie via samenstelling van het voedselpakket. Meer complexe berekeningen kunnen via blootstellingsmodellen gebeuren (zie verder). De blootstelling wordt over het algemeen berekend voor volwassenen tenzij er specifieke risicogroepen zijn. Milieucompartimenten kunnen via verschillende wegen aanleiding geven tot blootstelling. Zo kunnen bij drinkwater zowel de orale weg als de inhalatoire weg (vervluchtiging) als de dermale weg belangrijk zijn.

Resultaat is inzicht in de hoogte van de totale blootstelling en in het procentueel aandeel van de verschillende blootstellingswegen (via lucht, via voeding, via drinkwater, ...) in deze blootstelling. Vooral dit laatste is belangrijk. Indien mogelijk wordt ook aangegeven in welke mate de luchtkwaliteit de oorzaak is van de blootstelling via andere wegen dan lucht.

Indien rekening moet worden gehouden met indirecte blootstelling, is men genooddaakt over te stappen tot het gebruik van blootstellingsmodellen. Bij voorkeur wordt geopteerd voor Europese methodieken, waar het model EUSES voor de modellering wordt voorgesteld. Een korte toelichting bij EUSES is opgenomen in hoofdstuk 3. Dit model is specifiek ontwikkeld voor de inschatting van de risico's voor mens en milieu van nieuwe en bestaande chemische stoffen. Het model vertrekt van emissies om via verschillende scenario's tot PEC-waarden en tot risico-inschattingen te komen. Het model is echter niet volledig en niet altijd bruikbaar omwille van een aantal redenen:

- de emissies (bronnen) moeten kwantitatief gekend zijn, aangezien dit de essentiële invoer vormt van het model;
- bepaalde verspreidingswegen worden niet meegenomen (vb: depositie op planten);
- de weergave van de resultaten is zeer summier (geen tussentijdse resultaten zichtbaar).

In Vlaanderen wordt meestal gebruik gemaakt van het blootstellingsluik uit het verspreidings- en blootstellingsmodel Vlier humaan. Hoewel dit model qua verspreiding specifiek op bodemverontreiniging werd toegespitst, is de module voor blootstelling volledig en kan ze ook voor luchtverontreiniging ingezet worden.

De keuze voor een bepaald model zal sterk bepaald worden door de stof onder beschouwing. Het is niet onwaarschijnlijk dat niet steeds een eenduidige benadering kan gevolgd worden.

Bij het modelleren van de humane blootstelling wordt alleen rekening gehouden met de relatie tussen lucht en de media bodem en gewassen. Interactie met oppervlaktewater is voor humane risico evaluatie minder relevant. Vanuit het compartiment bodem kan de mens blootgesteld worden door:

- direct contact met de bodem;
- verbruik van groenten (depositie en opname vanuit de bodem);
- verbruik van vlees en melk (inademing, bodem, gras);
- drinkwater (uitlogging naar grondwater).
- Er moet hoofdzakelijk rekening gehouden worden met:
 - accumulatie in de bodem;
 - depositie op en luchtopname door planten;
 - blootstelling van vee via inname van bodem en gras, via inademing;
 - blootstelling van mensen via het voedselpakket (groenten, vlees, melk);
 - inademing van lucht (relatie concentratie – depositie).

Inname van bodemdeeltjes door kinderen wordt in deze context minder belangrijk geacht.

Voor het bepalen van de blootstelling aan concentraties in lucht volgt men de werkwijze voorgesteld door de WGO en gaat men uit van de beschikbaarheid van TI-waarden¹ (toelaatbare inname bij levenslange blootstelling) en van blootstellingsdata voor de algemene bevolking of voor specifieke risicogroepen. De procedure is op dit ogenblik uitgewerkt voor stoffen met een drempelwaardetoxiciteit.

De werkwijze voor het afleiden van de grenswaarde op basis van TI's wordt in belangrijke mate overgenomen uit de methode van IPCS (1995). In het kort worden volgende aspecten doorlopen: in de blootstellingsmodellen wordt rekening gehouden met het feit dat mensen blootgesteld worden via verschillende wegen (lucht, voeding, drinkwater, huidcontact, ...). De totale blootstelling (gemiddelde waarden) van de te beschermen groep wordt gemodelleerd, en het procentueel aandeel van de verschillende blootstellingswegen in de totale dosis wordt vastgesteld. Rekening houdend met het aandeel van de verschillende blootstellingswegen en met de toxicologische eigenschappen van de stof wordt voor elke blootstellingroute een grenswaarde bepaald zodanig dat de totale blootstelling de vooropgestelde TI's niet overschrijdt.

1. Wanneer stoffen via verschillende blootstellingswegen (vb. oraal en inhalatoir) in het lichaam worden opgenomen en **systemisch** werken - dwz dat de schadelijkheid zich manifesteert ter hoogte van een targetorgaan onafhankelijk van de blootstellingsweg - dan moet bij de risicobeoordeling rekening worden gehouden met de inname via de verschillende blootstellingswegen op een additieve manier omdat de blootstelling via elke route bijdraagt tot de gecombineerde dosis ter hoogte van de effectplaats (additiviteit van dosissen ter hoogte van de effectplaats).

¹ De WGO definieert een TI als volgt: "... een schatting van de levenslange inname van een stof, waarvan verondersteld wordt dat ze geen waarneembaar gezondheidsrisico voor gevolg heeft. De TI kan verschillende waarden hebben naargelang de toedieningsweg waarop ze gebaseerd is en is meestal uitgedrukt op dagelijkse of wekelijkse basis. Hoewel niet strikt een inname, worden TI's voor inhalatie meestal uitgedrukt als concentraties in lucht. De TI is gelijkwaardig naar definitie en doelstelling aan RfD (Reference Dose), RfC (Reference Concentration) en ADI (Acceptable Daily Intake).

Wanneer de TI's via de verschillende blootstellingswegen minder dan één grootteorde van elkaar verschillen, worden de maximale concentraties in de compartimenten zodanig begrensd zijn dat de som van de innames, die werd berekend op basis van blootstellingsscenario's beneden de geselecteerde TI is. Indien er één dominante blootstellingsweg is, wordt de TI voor deze blootstellingsweg geselecteerd. In het andere geval wordt de laagste TI gehanteerd.

Wanneer de TI's via de verschillende blootstellingswegen en voor gelijkaardige effecten meer dan één grootte-orde (vb TI inhalatoir 10 maal kleiner dan TI oraal) verschillen, dan moet de berekende inname via een gegeven blootstellingsweg getoetst worden t.o.v. de overeenkomstige TI (orale blootstelling aan orale TI, inhalatoire blootstelling aan inhalatoire TI). De concentraties in de milieucompartimenten moeten van die aard zijn dat de som van de verhouding van de blootstellingen tot hun overeenkomstige TI de waarde 1 niet overschrijdt.

2. Voor stoffen die **lokaal** inwerken (vb. ter hoogte van de inname route of voor stoffen waarvan het schadelijk effect afhankelijk is van de inname route, zal de berekende inname getoetst worden aan de TI van de overeenkomstige inname route. De grenswaarde voor de stof concentratie in de lucht moet zo zijn dat de berekende inname voor elke relevante blootstellingsroute lager is dan de TI van de overeenkomstige blootstellingsroute.
3. Wanneer er enkel een TI gekend is voor één van de blootstellingsroutes, kan de beschikbare TI worden verdeeld over de verschillende media op basis van een blootstellingsscenario indien: a) de effecten kwalitatief vergelijkbaar zijn, b) de toxicokinetische data consistent zijn met de benadering, c) er geen effecten zijn ter hoogte van de plaats van inname. Indien niet voldaan wordt aan één van deze criteria, dan wordt geen richtwaarde afgeleid voor de andere route. Indien een TI beschikbaar is voor een route, die geen belangrijk aandeel uitmaakt van de totale blootstelling, dan wordt geen TI afgeleid.

Als randbemerking wordt nog gegeven dat de luchtkwaliteit wel (in dit geval is indirecte blootstelling mogelijk belangrijk) of niet in relatie kan staan met de achtergrondblootstelling via bvb. voeding. Een wijziging in de luchtkwaliteit zal invloed hebben op het % aandeel van deze blootstellingsweg in de totale blootstelling van de algemene bevolking. Indien een verbetering van de luchtkwaliteit alleen een daling van de blootstelling via inademing van lucht tot gevolg heeft, daalt het procentueel aandeel van lucht. Het wordt echter zeer complex om dit in de blootstellingsmodellen mee te nemen. Indien gewenst, kan een berekening uitgevoerd worden om een toekomstige blootstellingssituatie, bij bijvoorbeeld gewijzigde luchtkwaliteit, te kwantificeren.

Voor stoffen zonder drempelwaarde (genotoxische carcinogenen) moeten nog een aantal beleidsvragen beantwoord worden vooraleer de werkwijze volledig uitgewerkt kan worden. Deze vragen hebben betrekking op de keuze van het aanvaarde extra kankerrisico per stof en op de toekenning van dit kankerrisico aan het compartiment lucht alleen of aan de totale blootstelling. Indien er bijvoorbeeld voor geopteerd wordt om een bepaald extra kankerrisico te aanvaarden voor het compartiment lucht,

dan kan voor directe blootstelling de grenswaarde berekend worden uit het eenheidsrisico vermenigvuldigd met het aanvaarde extra levenslang kankerrisico. Het aanvaard extra kankerrisico kan resulteren uit een beleidsmatige beslissing. De technisch-economische afweging kan ook leiden tot keuze voor een bepaalde waarde.

Het toxicologisch uitgangspunt voor indirecte effecten wordt bij niet-carcinogene eindpunten opnieuw gegeven door de TI-waarden. Er wordt bijkomend gebruik gemaakt van een verspreidings- en blootstellingsmodel voor het kwantificeren van de indirecte en directe blootstelling. Hierbij wordt vertrokken van de concentratie in lucht. Als beginpunt kan bijvoorbeeld gecontroleerd worden of de eerder afgeleide waarde voor directe blootstelling voldoende garantie biedt voor indirecte blootstelling.

De blootstelling van de te beschermen groep wordt berekend uitgaande van de verspreiding en de relevante blootstellingswegen. De te beschermen groep is over het algemeen de gemiddelde bevolking. Wanneer specifieke groepen gevoeliger blijken, dan kan hiermee rekening gehouden worden. Een uitgangspunt bij de berekeningen zal over het algemeen zijn dat het voedselpakket (groenten, vlees, melk) volledig uit de regio afkomstig is. Bij deze blootstelling wordt de gemiddelde achtergrondblootstelling van de bevolking bijgeteld, die niet toe te wijzen is aan de luchtkwaliteit (vb: drinkwater, binnenhuisbronnen, ...). De totale inname (veroorzaakt door de luchtkwaliteit en niet luchtgerelateerde achtergrondblootstelling) mag de TI-waarden niet overschrijden. Voor de wijze van toetsing wordt - voor zover mogelijk - dezelfde methodiek gebruikt als voor directe effecten (rekening houden met routespecifieke aspecten).

De relatie lucht-bodem is over het algemeen vooral gestuurd door advectionele processen. Dit betekent dat via een massabalans wordt gewerkt om de bodemconcentratie te kennen. Een dynamisch evenwicht wordt bereikt bij gelijke aanvoer en afvoer. Bij het opstellen van een grenswaarde kan vertrokken worden van de veronderstelling van evenwicht, maar het is wel belangrijk om de relevantie van deze situatie te controleren (vergelijken met huidige concentraties, nagaan wanneer dit evenwicht bereikt wordt, ...).

Indien een grenswaarde voor indirecte blootstelling afgeleid wordt onder de vorm van een concentratie, moet deze vergeleken worden met de grenswaarde voor directe blootstelling. Na afleiding van een grenswaarde voor depositie is een toetsing met de grenswaarde voor directe blootstelling nodig om na te gaan hoe deze zich tot elkaar verhouden. Indien bijvoorbeeld de grenswaarde voor lucht leidt tot een significant strengere waarde voor depositie (via de depositiesnelheid), dan is een algemene depositiegrenswaarde in principe overbodig. Ze kan wel nuttig zijn in de nabijheid van bronnen.

Voor genotoxische carcinogenen moeten opnieuw gelijkaardige beleidsvragen beantwoord worden als voor directe effecten: welk extra levenslang kankerrisico wordt aanvaard, wordt dit extra kankerrisico toegekend aan de blootstelling veroorzaakt door de luchtverontreiniging of veroorzaakt door de totale milieuverontreiniging? Het aanvaard extra kankerrisico kan resulteren uit een beleidsmatige beslissing. De technisch-economische afweging kan ook leiden tot keuze voor een bepaalde waarde.

1.2.2 Bepalen van de indirecte blootstelling voor het milieu

Organismen in het milieu worden enerzijds rechtstreeks blootgesteld aan de concentraties die zich in hun omgeving bevinden via hun huid, ademhaling en in een aantal gevallen door rechtstreekse orale inname vanuit hun omgeving. Deze rechtstreekse effecten worden direct gemeten in ecotoxiciteitstesten, waar de relatie tussen omgevingsconcentratie en schadelijke effecten wordt gemeten en drempelwaarden voor deze rechtstreekse blootstelling worden afgeleid.

Anderzijds kunnen voor een aantal organismen, naargelang hun levenswijze, ook andere blootstellingswegen relevant zijn. bv. Stoffen die in de voedselketen door accumulatie opstapelen, leiden bij predatoren tot biomagnificatie. Tot dusver wordt in ERA-modellen met deze indirecte blootstellingsroute geen rekening gehouden.

Wel wordt rekening gehouden met de transitie van stoffen tussen de verschillende compartimenten, bv. wanneer via depositie concentraties in de lucht aanleiding geven tot vervuiling van bodem of water.

De organismen in het milieu zijn zeer divers, en hun blootstelling is sterk afhankelijk van hun levenswijze. Het is bv. duidelijk dat een plant zowel met lucht als met bodem en bodemwater in contact komt, terwijl voor een regenworm het compartiment lucht verwaarloosbaar is. Voor een vliegend insect zijn vooral rechtstreeks contact met de lucht en gedeponeerde partikels op planten belangrijk etc... Er zijn momenteel geen blootstellingsmodellen die de beschikbare fracties voor de verschillende (niet humane) doelwitorganismen modelleren.

Bij ecotoxicologische testen worden organismen blootgesteld aan media die gecontamineerd werden met de beschouwde stof en niet, zoals in de toxicologie gebruikelijk is, door een specifieke individuele dosis toe te dienen via een specifieke opnameroute. Dit betekent dat - inherent aan het onderzochte organisme en het medium - slechts die fracties van de pollutant worden opgenomen die effectief beschikbaar zijn. Dit biedt het voordeel dat effectgegevens daarom uitgedrukt kunnen worden in termen van de omgevingsconcentratie (en niet, zoals in de toxicologie, in functie van de dosis). In principe kunnen de experimenteel gemeten effectconcentraties daarom rechtstreeks vergeleken worden met de berekende PEC, zonder gebruik van blootstellingsmodellen.

Toch zijn modellen nodig om bv. vanuit de omgevingsconcentraties de doorvergiftiging te berekenen en daardoor de concentratie in de voeding van hogere trofische organismen te kunnen berekenen, en om bv. uit gedragspatronen van belangrijke soorten het aandeel van verschillende blootstellingsroutes te kunnen berekenen etc.... Het is, gezien het ontbreken van goede modellen, bijzonder belangrijk om bij het beoordelen van milieueffecten gegevens te gebruiken van diverse relevante organismen die samen een weerspiegeling zijn van de verschillende blootstellingsroutes. Helaas ontbreken vaak de essentiële effectgegevens voor de directe blootstelling van bv. insecten en vogels, en zijn ook de overige effectgegevens nog vaak summier.

Om een milieuveilige concentratie voor luchtkwaliteit te kunnen afleiden is het nodig om de maximaal toelaatbare concentraties (MTC) voor de verschillende compartimenten waarover de bewuste stoffen zich zal verdelen, te kennen. De MTC wordt gelijk gesteld aan de PNEC (zie onder). Via de blootstellings- en verspreidingsmodellen kunnen deze verschillende PNEC-waarden gerelateerd worden aan de bijhorende “evenwichts”concentratie in de lucht. De meest strenge van deze bekomen waarden dient in principe als milieuveilige grenswaarde te worden vooropgesteld.

1.2.2.1 Directe blootstelling (PNEC lucht)

Ecotoxicologische gegevens voor schadelijke effecten door rechtstreekse blootstelling aan vervuilde lucht, zijn weinig beschikbaar.

- Voor inhalatietoxiciteit voor vogels en zoogdieren zijn huuantoxicologische gegevens geschikt en kan voor deze blootstellingsroute dezelfde PNEC als voor humane inhalatie-intoxicatie gebruikt worden.
- Voor insecten en planten ontbreken vaak gegevens in verband met effecten van directe blootstelling aan de lucht. Nochtans zijn dit belangrijke doelwitorganismen die in ieder geval beschermd zouden moeten worden vanwege hun belang in bodem- en waterecosysteem en de voedselketen. Op dit moment ontbreken echter voldoende gegevens om voor deze organismen de PNEC_{directe blootstelling} waarde in te schatten. Wettelijk wordt wel voorgeschreven dat bestrijdingsmiddelen vooraleer ze op de markt worden gebracht, worden geëvalueerd voor hun fytotoxiciteit, mogelijke effecten op honingbijen en andere nuttige geleedpotigen. Deze informatie wordt echter niet systematisch publiek beschikbaar gemaakt. Indien voldoende ecotoxicologische gegevens op termijn beschikbaar komen kan worden voorgesteld om de methode voor PNEC afleiding te volgen zoals voorgesteld voor water en bodem (zie onder).

Stoffen kunnen ook bijdragen tot verzuring, ozonvorming, ozondepletie en opwarming. Deze abiotische effecten hebben gevolgen voor ecosystemen. Voor verzuring kan men de bijdrage van een stofconcentratie in de lucht tot de kritische last berekenen in termen van zuurequivalenten per ha per jaar. De kritische last is een kwantitatieve inschatting van de blootstelling via depositie aan één of meerdere pollutanten beneden dewelke volgens de huidige kennis geen significante schadelijke effecten optreden voor gevoelige ecosystemen. Ozon veroorzaakt schade aan gewassen. Ook hier kan de bijdrage van stoffen tot de kritische last worden berekend voor zowel bescherming van gewassen als van bossen. Er wordt gerekend in termen van AOT waarden (accumulated exposure over a treshold). Vermindering van de ozon laag met als gevolg een stijgende UV index kan gevolgen hebben voor ecosystemen, maar kwantitatieve inschattingen hiervoor zijn niet beschikbaar. Ook verwacht men dat opwarming ten gevolge van het broeikaseffect ecosystemen zal beïnvloeden. Kwantitatieve inschatting van de effecten zijn voorlopig niet beschikbaar. PNEC_{abiotisch} wordt berekend uit fysisch chemische gegevens en gekende atmosferische reactiesnelheden. In principe zouden voor een aantal ecologisch belangrijke soorten (planten, insecten, vogels, zoogdieren) de effecten van directe blootstelling aan de lucht moeten opgenomen worden om een milieuveilige

grenswaarde voor directe blootstelling te kunnen afleiden. Op enkele uitzonderingen na zijn deze gegevens echter niet beschikbaar.

1.2.2.2 Indirecte blootstelling

Zoals voor de menselijke blootstelling geldt dat de verdeling over de verschillende milieucompartmenten gemodelleerd moet worden en dat voor elk van de ontvangende compartimenten onderzocht moet worden of de aanrijking er geen aanleiding geeft tot schadelijke ecosysteemeffecten.

Per compartiment kan – op basis van ecotoxiciteitsgegevens en/of formules – een PNEC waarde als milieuveilige concentratie van de betreffende stof worden afgeleid.

De betrouwbaarheid van de PNEC hangt af van het aantal beschikbare gegevens: hoe meer gegevens over chronische effecten op meerdere soorten gekend zijn, hoe betrouwbaarder de afgeleide PNEC. In TGD 1996 worden twee afzonderlijke beoordelingsmatrices voorgesteld voor water en bodem, waarbij deze betrouwbaarheid vertaald wordt in een veiligheidsfactor. Deze methode is geschikt wanneer PNEC waarden moeten afgeleid worden op basis van een beperkt aantal gegevens.

Voor de huidige doelstelling wordt gopteerd voor een gelijke matrix voor bodem en water (zie tabel 4), maar waarbij men voor de afleiding van $PNEC_{\text{bodem}}$ uitsluitend de gegevens i.v.m. toxiciteit voor bodemorganismen gebruikt, en voor de afleiding van $PNEC_{\text{water}}$ uitsluitend de toxiciteitsgegevens voor waterorganismen.

Beschikbare informatie	$PNEC_{\text{bodem of water}}$
Acute LC/EC50 waarden (planten, regenwormen, vissen, micro-organismen..)	laagst gevonden waarde/1000
NOEC voor één chronische test (bv. planten)	laagst gevonden waarde/100
Chronische NOEC waarden voor tenminste twee bijkomende trofische niveaus	laagst gevonden waarde/50
Chronische NOEC waarden voor tenminste 3 soorten van 3 trofische niveaus	laagst gevonden waarde / 10

Tabel 4: Veiligheidsfactoren voor het afleiden van $PNEC_{\text{ecosysteem}}$ op basis van een beperkt set van ecotoxiciteitsgegevens (TGD, 1996)

Indien meerdere ecotoxiciteitsgegevens (NOEC-waarden) bestaan voor tenminste 4 trofische niveaus kan PNEC worden afgeleid via de statistische extrapolatiemethode (Aldenberg & Slob, 1993²) ($PNEC_5$).

² Aldenberg & Slob, 1993

Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data.

Ecotoxicology Environmental Safety, 25, pp. 48-63

Voor ecosystemen is het beschermingsniveau niet het individu, maar het functionele geheel. Dit betekent dat een zekere mate van verlies aan soorten aanvaardbaar wordt geacht (Van de Meent et al., 1990³). In dit voorstel zouden 95% van alle denkbare soorten worden beschermd door het beleid.

Indien voldoende NOEC waarden aanwezig zijn voor chronische eindpunten en voor tenminste 4 verschillende species van verschillende trofische niveaus, worden deze op een cumulatieve frequentiecurve uitgezet. De PNEC wordt gekozen op de 5 percent grens; i.e. op de NOEC waarde waarbij 5 % van het totaal aantal soorten wordt blootgesteld aan concentraties boven de drempelwaarde, m.a.w. 5 % van de soorten wordt potentieel aangetast bij een concentratie = PNEC. Verfijnde statistische methoden kunnen toegepast worden om de betrouwbaarheid van PNEC te verhogen (Van de Meent et al., 1990)

PNEC voor ecosystemen kunnen in principe ook worden afgeleid uit metingen in modeecosystemen. Deze gegevens zijn echter bijzonder schaars, zodat deze methode in praktijk niet kan worden toegepast.

- PNEC_{ecosysteem} voor water en bodem na depositie

Vooral voor water en in mindere mate voor bodemorganismen zijn vaak wel ecotoxicologische gegevens bekend en kan men vrij goed de principiële samenstelling van het ecosysteem reconstrueren en de doelwitorganismen definiëren. PNEC moet in deze gevallen garanderen dat geen enkele belangrijke schakel uit de kringloop vernietigd wordt.

- PNEC_{sediment}

Benthische organismen spelen een belangrijke rol in de natuurlijke afvalverwerking en het terug in circulatie brengen van voedingsstoffen. Hydrofobe stoffen die in water terechtkomen concentreren zich in het sediment, zodat het nodig is om specifiek ook voor deze organismen het risico in te schatten. Men zou ook hier de matrix uit tabel 3 kunnen gebruiken voor het afleiden van PNEC waarden, maar vaak zullen geen ecotoxicologische gegevens beschikbaar zijn.

TGD 1996 gebruikt volgende eenvoudige omrekening van PNEC_{water} naar PNEC_{sediment}:

$$PNEC_{\text{sediment}} = K_{sw} * PNEC_{\text{water}} / RD_{\text{sediment}}$$

met:

K_{sw} = partiticoëfficiënt sediment/water

RD_{sediment} = Relatieve Dichtheid van het sediment (kg/dm³)

³ Van de Meent, Aldenberg, Canton, Van Gestel & Slooff, 1990
Streven naar waarden
RIVM rapport 670101001

- $PNEC_{\text{predatoren}}$

Persistente stoffen kunnen zich opstapelen in de voedselketen en op die manier uiteindelijk in hoge concentraties in hogere trofische niveaus (vissen of wormen) voorkomen met kans op vergiftiging van visetende vogels en zoogdieren.

Deze $PNEC_{\text{predatoren}}$ wordt enkel berekend indien er een indicatie is voor bioaccumulatie (log Kow > 3 of wanneer QSAR gegevens over bioconcentratiefactoren (BCF) doen vermoeden dat de stof wordt geaccumuleerd en persistent en molecuulgewicht < 300). Bovendien wordt PNEC enkel verder onderzocht indien deze stof een T+ (erg toxisch), T (toxisch) of Xn (schadelijk) label en R48, R60, R61, R62, R63 of R64 R-zin draagt op basis van humaan toxicologische gegevens. Men veronderstelt dat deze humane gegevens van toepassing zijn op de voornaamste predatoren.

Indien PNEC moet berekend worden, wordt de concentratie in hoge trofische niveaus eenvoudig berekend als $PEC_{\text{oraal}} = BCF \times PEC$ (met BCF experimenteel bepaald of berekend uit log Kow (TGD 1996)). Deze wordt vergeleken met $PNEC_{\text{oraal}}$ die op basis van orale toxiciteitsgegevens op zoogdieren en vogels wordt afgeleid.

Voor doorvergiftiging vanuit planten vervuild door depositie kan de PEC_{oraal} worden berekend uit het depositie-oppervlak, de hoeveelheid depositie en de hoeveelheid plantopname.

1.2.2.3 Afleiden van milieuveilige grenswaarden voor lucht

Volgend voorbeeld is gebaseerd op simplistische evenwichtspartitiemodellen. Meer gesofisticeerde modellen kunnen gebruikt worden indien beschikbaar en relevant.

$$PEC_{\text{lucht}} = Klw * PEC_{\text{water}} = Klb * PEC_{\text{bodem}}$$

met:

Klw = partitiec coefficient lucht/water

Klb = partitiec coefficient lucht/bodem

Veilige normering betekent:

	$(PEC/PNEC)_{\text{lucht}}$	< of = 1
en	$(PEC/PNEC)_{\text{water}}$	< of = 1
en	$(PEC/PNEC)_{\text{sediment}}$	< of = 1
en	$(PEC/PNEC)_{\text{bodem}}$	< of = 1
en	$(PEC/PNEC)_{\text{predatoren}}$	< of = 1

Vanuit elke $PNEC_x$ wordt - via een geschikt blootstellings- of verspreidingsmodel - de bijhorende “evenwichts”concentratie in de lucht berekend, die dus overeenkomt met de maximaal toelaatbare concentratie in de lucht. Concentraties hoger dan deze berekende luchtconcentratie geven een zodanige aanrijking in het bewuste compartiment dat daar schadelijke effecten zullen veroorzaakt worden. De laagste van deze berekende luchtconcentraties wordt als **milieuveilige grenswaarde** naar voor geschoven.

1.2.3 Bepalen van de indirecte blootstelling voor landbouwgewassen

De grenswaarden van de landbouwfunctie dienen ter vrijwaring van de gewasopbrengst en ter voorkoming van overschrijding van wettelijke normen voor gehalten in landbouwgewassen.

Ook hier dient zowel naar directe als naar indirecte effecten te worden gekeken. Directe effecten zullen normaal gezien gerelateerd zijn aan schade. Vanuit de dosis-responscurve wordt de concentratie vastgelegd, die een bepaald schadeniveau niet overschrijdt. Voor indirecte effecten kunnen zowel schade als accumulatie meespelen. Er wordt een modellering uitgevoerd van de concentratie in bodem en de opname in gewassen. Er wordt een vergelijking uitgevoerd van de concentraties ten opzichte van de kritische of wettelijke niveaus.

Ook hier speelt weer het effect van de evenwichtssituatie.

1.3 Afleiden van alarmdrempels

Alarmdrempels worden opgesteld met het oog op bescherming van de volksgezondheid, en niet voor de andere doelwitgroepen. In tegenstelling tot de grenswaarden, die een bescherming bij langdurige blootstelling garanderen, hebben de alarmwaarden tot doel het vermijden van effecten bij kortstondige blootstelling.

Alarmdrempels worden daarom alleen opgesteld voor concentraties in lucht op basis van directe blootstelling. De nodige toxicologische informatie wordt gehaald uit het toxicologisch overzicht en heeft betrekking op effectgegevens of geen-effectgegevens bij acute blootstelling.

De definitie van alarmdrempel geeft aan dat kortstondige blootstelling boven dit niveau risico's voor de gezondheid van de mens inhoudt. Deze definitie moet nog vertaald worden naar de keuze van toxicologische data en eventuele onzekerheidsfactoren.

Men zou kunnen vertrekken van LOAELs (Lowest Observed Adverse Effect Levels) en hierop, naargelang de data, bijkomende onzekerheidsfactoren toepassen zoals voor extrapolatie van dier naar mens, en voor menselijke variabiliteit.

Men zou ook kunnen vertrekken van NOAELs (No Observed Adverse Effect Levels) met toepassing van analoge onzekerheidsfactoren of LOAELs met bijkomende onzekerheidsfactor voor extrapolatie van LOAEL naar NOAEL. In dit geval bouwt men een bijkomende marge in. De alarmdrempel is dan nog geen effectniveau, maar een geen-effectniveau voor kortdurende blootstelling.

Slechts weinig instanties leiden veilige waarden af voor kortdurende blootstelling. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) doet dit wel. Ze gaat hierbij uit van niet-carcinogene effecten en leidt geen-effectniveaus af voor kortdurende blootstelling.

2 GEBRUIK VAN EUSES BIJ HET AFLEIDEN VAN BESCHERMINGSCRITERIA

2.1 Toelichting

Beschermingscriteria kunnen worden gebaseerd op twee uitgangspunten:

- nadelige effecten als gevolg van concentraties in lucht;
- nadelige effecten als gevolg van de relatie met andere milieucompartimenten.

Het laatste uitgangspunt vertrekt van het gegeven dat lucht in contact staat met de milieucompartimenten water en bodem. Enerzijds door evenwichtsprocessen; anderzijds door accumulatieprocessen, zal een bepaalde luchtkwaliteit aanleiding geven tot een bepaalde water- en bodemkwaliteit. Gezien het feit dat mensen en organismen in contact komen met/leven in water en bodem, kunnen zogenaamde “indirecte” nadelige effecten optreden.

Om een beschermingswaarde te bepalen die rekening houdt met deze indirecte effecten, moet de relatie tussen lucht en water/bodem gekwantificeerd worden. Een mogelijk instrument hierin is het EUSES-model. Dit model wordt gebruikt in het kader van de Europese richtlijnen voor de risicobeoordeling van nieuwe en bestaande stoffen en is gebaseerd op de hiervoor voorhanden zijnde TGD (Technical Guidance Document). De hiernavolgende bespreking gebeurt op basis van de huidige versie (EUSES 1.00). Het biedt (voor de doelstellingen van dit project) ruwweg drie modules:

1. berekening van PEC's (Predicted Environmental Concentrations) op basis van stofeigenschappen en emissiescenario's;
2. berekening van PNEC's (Predicted No Effect Concentrations) voor organismen in het milieu op basis van toxiciteitsdata en gegevens rond doorvergiftiging;
3. berekening van blootstelling voor mensen op basis van verblijfs- en gebruiksscenario's.

Hiernavolgende tekst geeft een toelichting (alleen wat betreft de in dit project relevante zaken) bij de modules 1 en 3.

2.2 Bepalen van PEC's

De methode maakt een onderscheid tussen de PEC_{local} en de $PEC_{regional}$. In de PEC-berekening voor de lokale omgeving wordt de impact van een puntbron op die omgeving gekwantificeerd. In de regionale PEC-benadering worden zowel punt- als diffuse bronnen meegenomen in de berekeningen. België (of Vlaanderen) kunnen als regionale schaal beschouwd worden. Continentale berekeningen worden uitgevoerd om de in- en uitstroom (lucht, water) van de regionale schaal te kwantificeren. PEC's kunnen puur modelmatig gekwantificeerd worden. Indien metingen beschikbaar zijn, worden zowel berekeningen als metingen in de evaluatie betrokken.

In EUSES worden de berekeningen uitgevoerd voor een standaardmilieu. Tabel 5 geeft de standaardwaarden van de parameters voor de lokale schaal en de regionale schaal. Voor de regionale schaal zijn bijkomende parameters vereist, gezien de complexere modellering.

Tabel 5: Parameterwaarden voor een standaardmilieu (lokaal en regionaal)

parameter (eenheid)	waarde
algemeen	
dichtheid van de vaste fase (kg/m ³)	2500
dichtheid van de waterfase (kg/m ³)	1000
dichtheid van lucht (kg/m ³)	1,3
temperatuur (K)	285
oppervlaktewater	
concentratie zwevend stof (mg ds/l)	15
zwevend stof	
volumefractie vaste deeltjes (m ³ /m ³)	0,1
volumefractie water (m ³ /m ³)	0,9
gewichtsfractie organische koolstof (kg/kg)	0,1
sediment	
volumefractie vaste deeltjes (m ³ /m ³)	0,2
volumefractie water (m ³ /m ³)	0,8
gewichtsfractie organische koolstof (kg/kg)	0,05
bodem	
volumefractie vaste deeltjes (m ³ /m ³)	0,6
volumefractie water (m ³ /m ³)	0,2
volumefractie lucht (m ³ /m ³)	0,2
gewichtsfractie organische koolstof (kg/kg)	0,02
gewichtsfractie organisch materiaal	0,034

Van hieruit worden de verdelingsfactoren berekend:

- adsorptie op aërosoldeeltjes (vergelijking van Junge);
- verdeling lucht-water (dimensieloze Henry-coëfficiënt)
- adsorptie op vaste deeltjes (organische verbindingen, via Koc);
- verdelingscoëfficiënt tussen compartiment en water (op basis van de deeltjes-, water- en luchtfractie in het compartiment en de verdelingsfactoren hierin).

Daarna worden de verschillende PEC's berekend. In tabel 6 wordt een overzicht gegeven van de verschillende blootstellingsscenario's en PEC's, zoals voorzien in EUSES. Toelichting wordt in de tekst gegeven.

Tabel 6: Verschillende blootstellingsscenario's en bijhorende PEC's (uit TGD, 1996)

doelgroep	blootstellingsmedium	blootstellingsscenario	
		regionaal	lokaal
watercompartiment	oppervlaktewater	evenwichtsconcentratie oppervlaktewater	in concentratie tijdens de emissieperiode, rekening houdend met verdunning en sorptie, indien relevant met sedimentatie, vervluchtiging en afbraak
	sediment	evenwichtsconcentratie sediment	in evenwichtsconcentratie in vers afgezet sediment, gerelateerd aan de lokale oppervlaktewaterconcentratie
bodemcompartiment	landbouwgrond	evenwichtsconcentratie landbouwgrond	in concentratie gemiddeld over 30 dagen, verrijkt met zuiveringsslib over een periode van 10 jaar en met een continue aanvoer door atmosferische depositie
	grondwater	evenwichtsconcentratie landbouwgrond	onder concentratie in grondwater onder landbouwgrond
luchtcompartiment	lucht	evenwichtsconcentratie in lucht	concentratie in lucht, 100 m van de puntbron of de waterzuiveringsinstallatie
micro-organismen	verluchtingstank van de waterzuivering	-	concentratie tijdens emissieperiode

2.2.1 Lokale schaal

2.2.1.1 Concentratie in lucht

De concentratie in lucht wordt berekend uitgaande van de concentratie in lucht ter hoogte van de bron bij een emissie van 1 kg/d en van de emissiesnelheid. Er wordt een jaargemiddelde berekend uitgaande van de jaarlijkse emissietijd. De concentratie in lucht is dan de som van de regionale luchtconcentratie en de bijdrage van de bron.

Depositie wordt berekend voor gasvorm en aërosolen.

$$DEP_{total} = (E_{local_{air}} + Estp_{air}) * (F_{ass_{aer}} * DEP_{std_{aer}} + (1 - F_{ass_{aer}}) * DEP_{std_{gas}})$$
$$DEP_{total_{ann}} = DEP_{total} * \frac{T_{emission}}{365}$$

met

DEP _{total}	totale depositieflux gedurende emissieperiode (mg/m ² .d)
DEP _{total_{ann}}	jaarlijks gemiddelde depositieflux (mg/m ² .d)
E _{local_{air}}	lokale directe emissiesnelheid gedurende emissieperiode (kg/d)
Estp _{air}	lokale indirecte emissiesnelheid van zuiveringsinstallatie gedurende emissieperiode (kg/d)
F _{ass_{aer}}	fractie gebonden op aërosol (-; vgl. van Junge)
DEP _{std_{aer}}	standaard depositieflux van aërosolgebonden stoffen bij een bronsterkte van 1 kg/d (0,01 mg/m ² .d)
DEP _{std_{gas}}	depositieflux van een gasvormige verbinding bij een bronsterkte van 1 kg/d (logH <= -2, 5.10 ⁻⁴ mg/m ² .d; -2 < logH <= 2, 4.10 ⁻⁴ mg/m ² .d; logH > 2, 3.10 ⁻⁴ mg/m ² .d)
T _{emission}	aantal dagen per jaar gedurende welke emissie optreedt (d/j)

De standaardwaarden zijn afgeleid van talrijke berekeningen met het OPS-model voor de Nederlandse situatie.

$$F_{ass_{aer}} = \frac{CON_{Junge} * SURF_{aer}}{VP + CON_{Junge} * SURF_{aer}}$$

waarbij

F _{ass_{aer}}	fractie van de stof geassocieerd met aërosolen (-)
CON _{Junge}	constante van de Junge-vergelijking (Pa.m)
SURF _{aer}	oppervlakte van het aërosol (m ² /m ³)
VP	dampdruk (onderkoelde vloeistof dampdruk) (Pa)

Als standaard wordt voor het product van CON_{Junge} en SURF_{aer} een waarde 10⁻⁴ gehanteerd. Voor verdere details wordt verwezen naar TGD, 1996.

2.2.1.2 Concentratie in water

Op de lokale schaal wordt alleen rekening gehouden met het effluent van een zuiveringsinstallatie en de regionale achtergrond.

2.2.1.3 Concentratie in sediment

De concentratie wordt berekend voor vers afgezet sediment.

$$PEC_{local, sed} = \frac{K_{susp-water}}{RHO_{susp}} * PEC_{local, water} * 1000$$

met

$PEC_{local, water}$	concentratie in oppervlaktewater gedurende emissieperiode (mg/l)
$K_{susp-water}$	verdelingscoëfficiënt zwevend stof – water (m^3/m^3)
RHO_{susp}	densiteit van zwevend stof (kg/m^3)
$PEC_{local, sed}$	voorspelde concentratie in sediment (mg/kg)

2.2.1.4 Concentratie in bodem

In dit deel worden de lokale concentraties in landbouwgrond en in grasland berekend, evenals het percentage van de evenwichtsconcentratie bereikt na de doorgerekende periode.

De bodemconcentratie wordt berekend uitgaande van een aanvoerterm en een afvoerterm. De aanvoerterm bestaat uit atmosferische depositie en uit slibtoediening. De afvoerterm bestaat uit uitloging, vervluchtiging en biodegradatie in de bodem. Er wordt gerekend met een periode van 10 jaar slibtoediening (discontinuu) en continue atmosferische depositie. Vervolgens wordt voor het tiende jaar de evolutie van de bodemconcentratie berekend over 30 dagen (ecosysteem) en over 180 dagen (biomagnificatie, indirecte blootstelling van de mens). Deze evolutie volgt vooral uit de discontinue toediening van slib (aan het begin van het groeiseizoen). De verhouding van de concentratie na 10 jaar tot de evenwichtsconcentratie onder de emissie-omstandigheden geeft aan in welke mate evenwicht bereikt is.

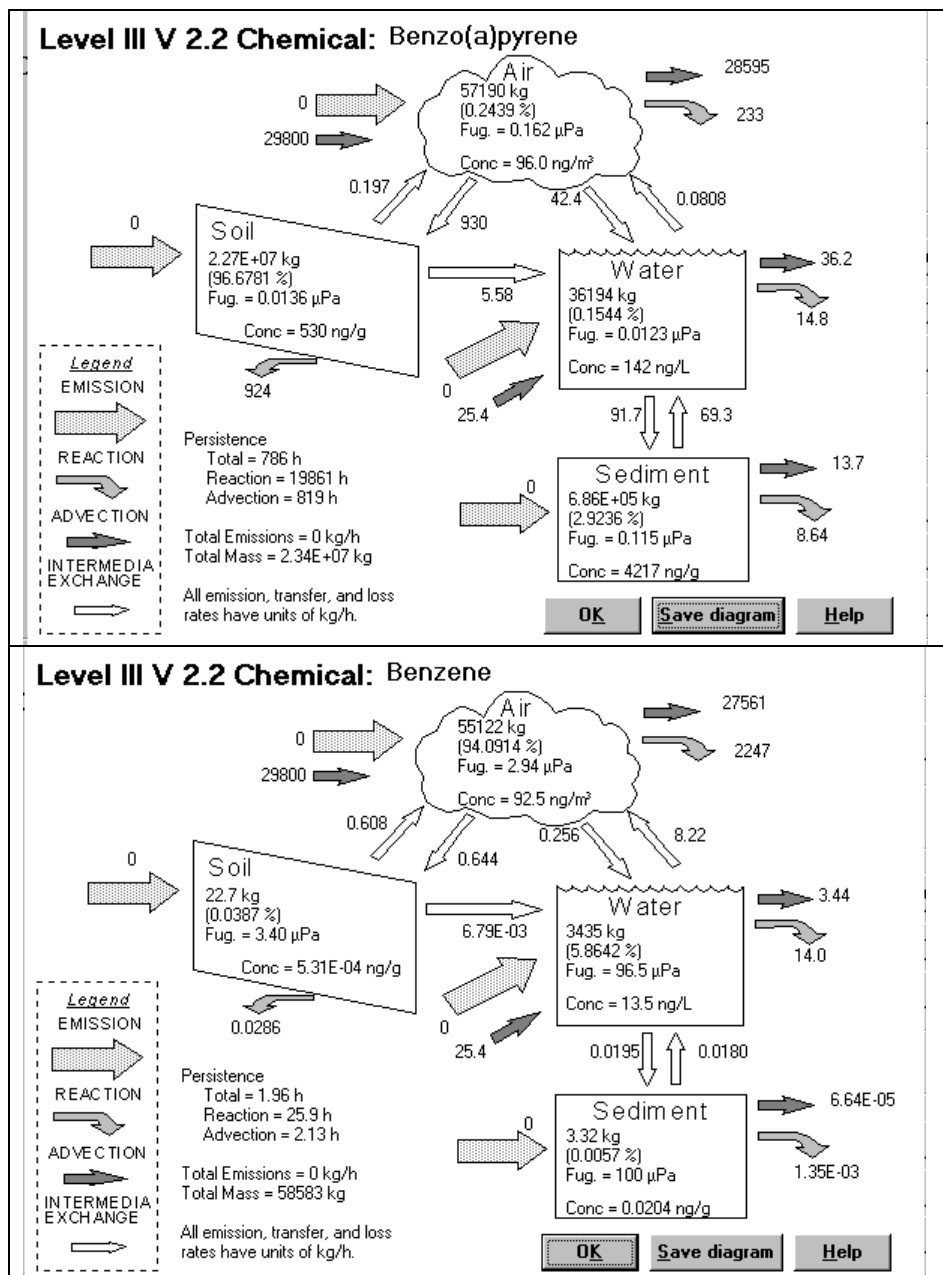
Bij deze berekende concentratie wordt de natuurlijke achtergrond bijgeteld.

2.2.1.5 Concentratie in grondwater

De concentratie in grondwater wordt gelijkgesteld aan de concentratie in poriewater.

2.2.2 Regionale schaal

Voor de regionale schaal wordt aangegeven dat gebruik gemaakt moet worden van multimediamodellen, zoals de Mackay-modellen (en andere, o.m. ook door RIVM ontwikkeld). Deze modellen beschrijven de verdeling van de stoffen over de verschillende milieucompartimenten onder gegeven emissie-omstandigheden in een evenwichtssituatie en voor een standaardmilieu. In een standaardmilieu worden onder meer de verschillende milieucompartimenten vastgelegd, met hun afmetingen (opp., diepte) en hun karakteristieken (organische stof, windsnelheid); ook worden bepaalde uitwisselingssnelheden tussen compartimenten vastgelegd. In EUSES is het SimpleBox 2.0-model opgenomen. In figuur 3 is ter illustratie een berekeningsresultaat weergegeven, uitgevoerd met het Mackay Level III-model (geen EUSES-module) voor benzo(a)pyreen en benzeen. De standaardinstellingen zijn genomen en er werd geen emissie in de milieucompartimenten meegenomen, alleen in- en uitstroom. De initiële concentraties in lucht waren 100 ng/m^3 ; in water bedroegen ze 100 ng/l .



Figuur 3: Resultaten van een multimediaberekening (evenwicht)

Processen, die meegenomen worden, zijn:

- emissie, direct en indirect, naar lucht, water en bodem;
- biotische en abiotische degradatie in alle compartimenten;
- diffusief transport (vb: gasabsorptie en vervluchtiging); verloopt tussen compartimenten telkens in beide richtingen;
- advectief transport, vb: depositie, run-off, erosie.

De invoer in het model wordt verondersteld op een continue wijze te verlopen, en is equivalent met diffusie emissie. De resultaten van het model zijn evenwichtsconcentraties, die beschouwd moeten worden als lange termijn gemiddelden.

2.3 Bepaling van indirecte blootstelling

Voor de berekening van de indirecte blootstelling zijn stofdata en concentraties in de milieucompartmenten nodig. Volgende invoer is vereist:

2.3.1 Stofeigenschappen

octanol–waterverdelingscoëfficiënt (-)
Henry-coëfficiënt (Pa.m³/mol)
verdelingscoëfficiënt lucht-water (m³/m³)
fractie van de stof geassocieerd met aërosoldeeltjes (-)
halveringstijd voor biodegradatie in oppervlaktewater (d)

2.3.2 Lokale concentraties

jaargemiddelde lokale PEC (opgelost) in oppervlaktewater (mg/l)
jaargemiddelde lokale PEC (totaal) in lucht (mg/m³)
lokale PEC in grasland, gemiddeld over 180 dagen (mg/kg)
lokale PEC in poriewater van landbouwgrond (mg/l)
lokale PEC in poriewater van grasland (mg/l)
lokale PEC in grondwater onder landbouwgrond (mg/l)

2.3.3 Regionale concentraties

regionale PEC (opgelost) in oppervlaktewater (mg/l)
regionale PEC (totaal) in lucht (mg/m³)
regionale PEC in landbouwgrond (mg/kg)
regionale PEC in poriewater van landbouwgrond (mg/l)

2.3.4 Bioconcentratie in vissen

Voor organische verbindingen wordt de bioconcentratiefactor in vissen berekend uitgaande van de octanol-waterverdelingscoëfficiënt. De concentratie in vissen is dan het product van de bioconcentratiefactor met de concentratie in oppervlaktewater.

2.3.5 Transfer naar planten

De transfer naar planten wordt berekend via een vereenvoudiging van het model van Trapp & Matthies (Plantx). Het houdt rekening met opname vanuit de bodem en gasvormige opname vanuit de lucht; daarnaast wordt concentratiedaling door diffusie naar lucht en verdunning in de plant in rekening gebracht. Depositie vanuit lucht wordt niet in rekening gebracht. Het

model is van toepassing voor organische verbindingen. Voor niet-organische verbindingen en voor metalen dienen bioconcentratiefactoren ingevuld te worden.

2.3.6 Transfer naar vlees en melk

De concentraties in vlees en melk worden voor organische verbindingen berekend vanuit de dagelijkse inname door vee en een biotransferfactor. De biotransferfactor vertrekt vanuit de octanol-watercoëfficiënt. De inname door vee wordt berekend uit de blootstelling via gras, bodem, lucht en drinkwater. Er wordt geen rekening gehouden met de absorptie-efficiëntie (relatie inname – opname).

2.3.7 Waterzuivering

Er wordt een berekening uitgevoerd van de zuivering van oppervlaktewater of grondwater in een waterzuiveringssysteem voor de productie van drinkwater.

2.3.8 Humane blootstelling

Voor de berekening van de humane blootstelling worden 6 blootstellingswegen meegenomen:

1. verbruik van drinkwater;
2. verbruik van vis;
3. verbruik van gewassen;
4. verbruik van vlees;
5. verbruik van melk;
6. inademing van lucht.

De orale dosissen (1 tot en met 5) worden gesommeerd. De dosis via lucht wordt omgerekend naar een equivalente orale dosis via de verhouding van de overeenkomstige biobeschikbaarheidsfactoren (inademing standaard 0,75; oraal standaard 1). Het geheel wordt gesommeerd.

Het volledige voedselpakket wordt verondersteld afkomstig te zijn van de locatie.

2.4 Mogelijk gebruik van EUSES voor het afleiden van luchtkwaliteitsdoelstellingen

Voor het afleiden van luchtkwaliteitsdoelstellingen na indirecte blootstelling zijn de modules voor de regionale schaal het meest geschikt. Vlaanderen wordt hier dan beschouwd als de regionale schaal.

Voor de berekening van de PEC wordt uitgegaan van een evenwichtssituatie omwille van de lange termijn waarvoor de berekeningen moeten gelden. Voor bepaalde stoffen kan het

evenwel vrij lang duren voor dit evenwicht bereikt is (minstens voor bodem; vertrekkend van een huidig hoger of lager niveau). Een toetsing naar de termijn waarover evenwicht bereikt wordt, kan gebeuren via een eenvoudig accumulatiemodel in de bodem (vb: de lokale module in EUSES, of het Soacas-model van RIVM, of een Mackay Level IV model).

Een probleem stelt zich wel bij de berekening van de blootstelling. De concentratie in planten (groenten, grassen) wordt alleen berekend op basis van opname vanuit de bodem en op basis van gasopname vanuit de lucht. Voor weinig vluchtige verbindingen is vooral de depositie van deeltjes op gewassen belangrijk. Deze weg kan dominant zijn (vb: lood, dat niet vluchtig is en nauwelijks uit de bodem opgenomen wordt). EUSES neemt dit niet mee, omdat gesteld wordt dat dit onvoldoende kan gekwantificeerd worden. Er zijn evenwel formules beschikbaar (zie ECETOC, 1990; basis voor het HESP-model). Hier moet dus zeker een zijstap gemaakt worden buiten het model om.

De berekening van de dosis gebeurt via een sommatie van de orale dosis en de naar orale dosis omgerekende inhalatoire dosis. Bij de uitwerking van de methodologie voor de luchtkwaliteitsdoelstellingen werd aangegeven dat er conform de WGO-methodologie zou gedifferentieerd worden. In een aantal gevallen is het dan mogelijk om de sommatie uit te voeren (gelijkaardige systemische werking voor de verschillende blootstellingswegen; dus beperkt verschil tussen orale en inhalatoire TDI). In een aantal andere gevallen is deze sommatie niet verantwoord vanuit het werkingsmechanisme van de stof. Bovendien hebben we ook gesteld dat rekening gehouden wordt met achtergrondblootstelling niet gerelateerd aan de luchtkwaliteit. Dit gebeurt niet in EUSES.

Uit de stofdossiers in opmaak voor de risicobeoordeling van bestaande prioritaire stoffen blijkt dat ook hier afgeweken wordt van de standaardmethodiek zoals uitgeschreven in de TGD. Er wordt vaak een stofspecifieke beoordeling uitgevoerd van de geschiktheid van het formulair, waarna berekeningen buiten EUSES om gebeuren. De TGD laat dit ook toe. Hetzelfde geldt voor de luchtkwaliteitsdoelstellingen. Indien indirecte blootstelling belangrijk is, dan dient nagegaan te worden hoe complex de berekeningen moeten zijn (kunnen modules weggelaten worden) en of EUSES voldoende geschikt is. Daarbij moet uiteraard rekening gehouden worden met de hierboven vermelde opmerkingen.

De multimediamodule is zeker geschikt voor de evaluatie van streefwaarden gebaseerd op het vermijden van verdere aanrijking. Ze kan immers een antwoord geven op de vraag onder welke depositie de een bepaalde bodemkwaliteit niet meer wijzigt (bereiken van de evenwichtssituatie).

Als randbemerking wordt nog meegegeven dat dergelijke modellen onderhevig zijn aan vrij grote onzekerheden, en dat ook validatie een teer punt is. Deze overweging moet zeker in gedachten gehouden worden bij het opstellen van luchtkwaliteitsdoelstellingen. Informatie over onzekerheidsanalyse op EUSES is reeds beschikbaar.

3 MILIEUSCHADEKOSTEN

3.1 Toepassingsbereik

De analyse van milieukosten en -baten is een belangrijk instrument bij het milieubeleid. De toepassing van economische evaluaties kan gebeuren op het niveau van de milieubeleidsplanning en op het niveau van specifieke maatregelen zoals emissiereducties en kwaliteitsdoelstellingen.

Specifiek voor het afleiden van luchtkwaliteitsdoelstellingen wordt aan de evaluatie van kosten en baten doorgaans een plaats toegewezen in de tweede fase van de procedure, duidelijk gescheiden van de afweging van de beschermingscriteria (sectie 4.2.3 in deel 1). Dit principe wordt ook in de hier voorgestelde methodologie aangehouden.

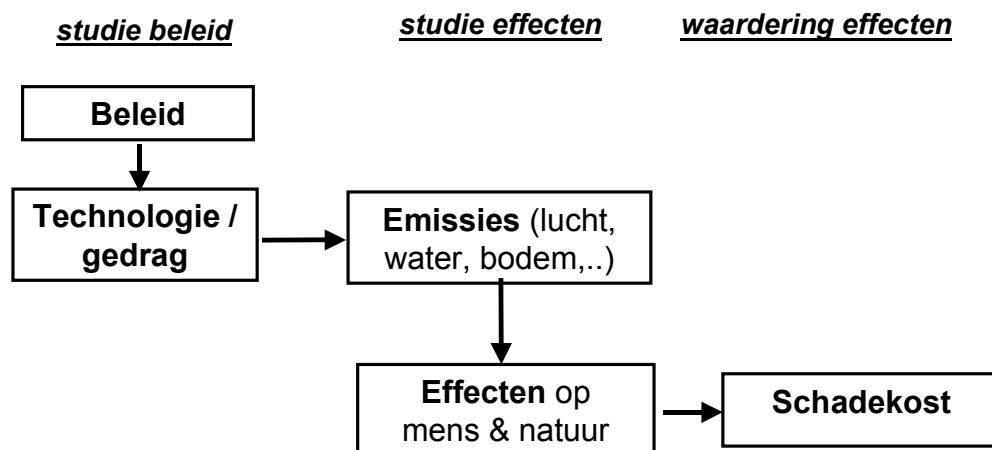
Een bijkomende invalshoek die in de vorige hoofdstukken werd toegelicht is het gebruik van milieuschadekosten als criterium voor de aanvaardbaarheid van abiotische effecten. Het kostercriterium is namelijk de voor de hand liggende maatstaf van materiële schade aan goederen, zoals landbouwgewassen en gebouwen.

3.2 Bepaling van milieubaten en kosten

De milieuschadekost definiëren we als het welvaartsverlies dat de maatschappij als geheel lijdt ten gevolge van de verontreiniging. De achtergrond is vaak de wens om kosten-baten studies uit te voeren van milieumaatregelen. De baten van het milieubeleid kunnen we hier dan definiëren als het verschil in milieuschadekosten voor de maatschappij voor en na het milieubeleid. De kosten zijn dan de economische kosten zoals investering en werkingskosten van milieumaatregelen en betreffen de input van kapitaal, arbeid en hulpgoederen. Vooral in de VS is er sinds de jaren 80 een traditie om kosten-baten studies te hanteren. In Europa is vooral de Europese Commissie de drijvende kracht achter het hanteren van kosten-baten studies bij het zetten van prioriteiten en selecteren van maatregelen voor de uitvoering van milieubeleid. (Navrud, 1997, Pearce, 1998, Howard 2001)

Deze analyse heeft weliswaar een vertrekpunt in de milieu-economie, maar zij vergt evenwel een geïntegreerde, multidisciplinaire benadering waarin dezelfde basisinformatie die gebruikt wordt voor risicoanalyse wordt gehanteerd. Zij kan vertrekken van ofwel het (milieu)beleid (linkse kolom in figuur 4) ofwel van concentraties (middelste kolom) In elk geval dienen we de effecten op mens en natuur in kaart te brengen, wat gelijklopend is met de risicobeoordeling. Zij voegt verder een stap toe m.b.t. het waarderen van deze effecten. Voor kosten-baten studies moet dit in geldtermen gebeuren, voor “beleidsstudies” zijn ook alternatieve indicatoren mogelijk.

Figuur 4: Bepaling van baten van milieubeleid en milieuschadetekosten



Bron : Vito

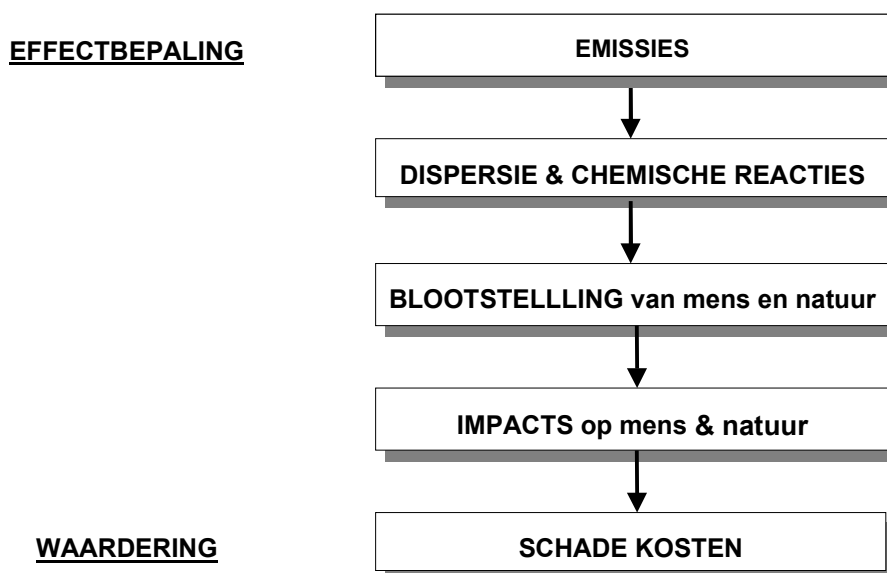
3.3 Methode voor het bepalen van milieuschadetekosten.

Om de milieuschade van luchtverontreiniging in te schatten wordt de “schadefunctiemethode” gehanteerd. (figuur 5).

De methode valt uiteen in 2 grote delen. Ten eerste onderscheiden we de berekening van effecten, welke dezelfde is als voor blootstellingbepaling bij risicobeoordeling. Op basis van deze blootstelling worden vervolgens de gevolgen op de volksgezondheid, schade aan gebouwen, gevolgen voor de landbouw en impacts op ecosystemen ingeschat aan de hand van blootstellings-effect relaties. Hiertoe is dezelfde informatie nodig als voor het bepalen van de TDI of PNEC voor risicobeoordeling.

Een tweede deel betreft de waardering van deze effecten in geldtermen.

Figuur 5: De schadefunctie methode om milieuschadecosten van emissies in te schatten



Bron : Vito

3.3.1 Principes van economische waardering

Het principe van monetaire waardering is om verschillende impacts te wegen in functie van het belang dat de man in de straat hieraan hecht. Hiertoe tracht men de bereidheid tot betalen (willingness to pay) van een individu in te schatten om bepaalde negatieve effecten te vermijden of om bepaalde positieve effecten, goederen of diensten te verkrijgen. Voor sommige impacts kan men zich hierbij op marktprijzen baseren. Dit is bijvoorbeeld het geval voor het verlies van landbouwopbrengsten of voor kosten met betrekking tot het herstel of reinigen van gebouwen. Voor andere impacts kan men bereidheid tot betalen afleiden van marktprijzen. Dit is bijvoorbeeld het geval voor waardevermindering van huizen omwille van geluidsoverlast. Ook de verplaatsingskosten die mensen bereid zijn te betalen om bijvoorbeeld naar een bos te gaan zijn een indicator voor de waarde die zij daaraan hechten. Waar al deze methodes tekort schieten moet men beroep doen op enquêtes om via een gerichte vraagstelling de waardering van individuen in te schatten. In de praktijk zijn er vooral data m.b.t. de waardering van gezondheidseffecten.

3.3.2 Voorbeeld van een toepassing op luchtverontreiniging

Er is geen algemene tool of dataset om de brede waaier van potentiële milieu impacts eenvoudig te becijferen wegen en in geldtermen te vertalen. Alhoewel er in de recente jaren veel vooruitgang is geboekt om de schade aan mens en natuur in geldtermen in te schatten is de beschikbare informatie nog verre van volledig (niet beschikbaar voor alle problemen) en niet consistent (verschillende methodes). Er is wel een brede waaier van gegevens en data voor deelaspecten, die gebaseerd is op verschillende methodes. Er zijn pogingen ondernomen

om – vertrekkend vanuit verschillende invalshoeken-methodes – deze data samen te brengen om enkele segmenten van de milieu impacts te wegen en waarderen.

In Europa zijn kosten-baten studies voornamelijk ontwikkeld m.b.t. de impacts van traditionele pollutanten voor luchtverontreiniging. (fijn stof, SO₂, NO_x, ozon en zijn precursoren, dioxines...), o.a. voortbouwend op de modellen en inzichten over verspreiding en interacties van deze stoffen in het kader van grensoverschrijdende luchtverontreiniging. In het Europese ExternE project en aanverwante projecten (1992-2001) is dit verder uitgewerkt tot de berekening van impacts en schade als gevolg van luchtverontreiniging. In Vlaanderen werd zij toegepast voor het geheel van de energieproductie, transport en luchtverontreiniging. Zij worden gebruikt in verschillende beleidsvoorbereidende studies (MIRA, evaluatie mobiliteitsplan via SMER, model voor evaluatie kosten en baten van ozonmaatregelen, model voor evaluatie milieu impacts en baten voor de elektriciteitsproducenten,..) Internationaal wordt zij gehanteerd door de Europese Commissie en door de UN-ECE in het kader van lange termijn strategieën rond luchtverontreiniging. Vooral ter voorbereiding van het Göteborg protocol voor de reductie van grensoverschrijdende luchtverontreiniging, is deze methode gehanteerd voor kosten-baten studies.

Tabel 7 geeft een overzicht van de beschouwde effecten van luchtverontreiniging : deze moeten bekeken worden vanuit een multi-polluent multi-effect benadering. De verschillende emissies dragen immers bij tot verschillende milieuproblemen (of thema's) die op hun beurt onderscheiden impacts hebben op de verschillende receptorengroepen (mens, natuur,...) Voor een goed begrijpen van de cijfers moeten we vooral onthouden dat SO₂ en NO_x naast hun bijdrage aan verzuring, vermisting en ozonvorming, ook aanleiding geven tot de vorming van ammoniumnitraten en -sulfaten. Deze zogenaamde secundaire deeltjes (aërosolen) dragen bij tot de fijn stof problematiek, net als primaire deeltjes (vnl. roetdeeltjes van verbrandingsprocessen). Fijn stof heeft belangrijke effecten op de volksgezondheid.

Tabel 7: Relatie tussen milieuthema's, emissies die hiertoe bijdragen en de beschouwde impactcategorieën

Milieuthema of probleem	emissies die bijdragen tot het probleem	impacts op	in welke mate gekwantificeerd
SO ₂ directe effecten	SO ₂	volksgezondheid gewassen gebouwen	ja ja verrekend met verzuring
Fijn stof	(roet)deeltjes SO ₂ , NO _x , NH ₃ via ammoniumnitraten en -sulfaten	volksgezondheid materialen broeikaseffect	ja nee nee
Fotochemische luchtverontreiniging (Ozon)	NO _x , VOS	volksgezondheid landbouw materialen	ja ja -

Milieuthema of probleem	emissies die bijdragen tot het probleem	impacts op	in welke mate gekwantificeerd
Verzuring	SO ₂ , NO _x , NH ₃	materialen ecosystemen	ja nee
Vermesting *	NO _x , NH ₃	ecosystemen	nee

* voor zover link met luchtverontreiniging

Bronnen: Vito, 2000

3.3.3 Marginale schadekost per ton emissie

Tabel 8 geeft bij wijze van voorbeeld een overzicht van de orde van grootte van de schadekosten voor de emissies van verschillende klassieke pollutanten. Deze cijfers hebben betrekking op de bijkomende milieuschade voor Vlaanderen en Europa van een bijkomende ton emissie uit Vlaanderen. (marginale kosten) Omdat schadekosten afhankelijk zijn van de locatie en aard van de emissie (bijv. schouwhoogte) geven we een grootteorde van de schadekost (voor zover hij kan berekend worden) voor de verschillende types locaties en type bron. Tevens geven we een indicatie van het relatieve aandeel van de verschillende impactcategorieën in deze totale berekende schadekost.

Tabel 8: Aandeel van verschillende categorieën in de milieuschadekosten van luchtverontreiniging

Impact categorie	Totaal in berekende milieuschade kost				
	SO ₂ direct en via sulfaten	NO _x via nitraten	NO _x via ozon	VOS via ozon	primaire deeltjes
Volksgezondheid					
Mortaliteit	72%	72 %	35 %	35 %	70 %
Morbiditeit	26 %	28 %	25 %	25 %	30 %
Landbouw	0.4%	-	40 %	40 %	-
Gebouwen	3 %	-	-	-	f)
Ecosystemen	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	-
Subtotalen (KEuro/ton) voor emissies van					
Transport (uitlaat) ^a			-2 ^{d)}	1.5 ^{d)}	
stedelijke gebied	4	3			400 ^{c)}
landelijk gebied	15	4.5			100 ^{c)}
schouwen Vlaanderen ^b	7	3.5		1.5 ^{d)}	12
Schouwen EU gemid. ^e	1.5 - 7	1.1 - 7		1	1- 13

N.M. = niet gemonetariseerd, maar info mbt overschrijding kritische lasten beschikbaar, en belangrijke impact
a : Vito 99

- b : per ton PM10 gemiddelde voor verschillende schouwhoogtes en locaties in België
- c : per ton PM2.5
- d : marginale impacts voor emissie uit België in 1998, op basis van het EMEP model
- e : minimum, ongewogen gemiddelde en maximum van de gemiddelde schadekost per land voor de lidstaten van de EU en Noorwegen.
- f : niet meegerekend in beste centrale schatting, wel voor sensitiviteitsanalyse

Bronnen: Vito, 2000

3.4 Vergelijking risicobeoordeling en kosten-baten analyses

Milieuschadekosten kunnen zowel gebruikt worden voor het zetten van kwaliteitsnormen, voor het zetten van prioriteiten, als voor het beoordelen van strategieën en maatregelen om die normen te bereiken. Het moet opgemerkt worden dat het uitgangspunt van kosten-baten analyse voor de bepaling van kwaliteitsnormen verschilt van dat van risicoanalyse, ook al doen zij beroep op dezelfde wetenschappelijke informatie m.b.t. blootstellingbepaling en gevaarsbepaling of toxiciteit. Er zijn een drietal grote verschillen :

1. Risicobeoordeling beoogt de bepaling van een conservatieve (maximale) inschatting van de blootstelling voor het individu, en voor kosten-baten analyse is de gemiddelde blootstelling van belang.
2. Dit heeft ook gevolgen voor de interpretatie van onzekerheden bij de inschatting van impacts. Bij risicoanalyse is het gebruikelijk om veiligheidsmarges te hanteren, als een vertaling van het voorzichtigheidsbeginsel, en deze zijn groter naarmate de onzekerheden groter zijn en minder informatie beperkt is. Bij de bepaling van verwachte effecten is dit niet gebruikelijk en heeft dit ook weinig zin.
3. Het niveau van bescherming verschillend. Humane risicoanalyse gaat uit van een (zeer goede) bescherming van het individu. Bij kosten-baten analyse is er de achterliggende idee van optimalisatie van een hele reeks van welvaartsbepalende factoren, waaronder verschillende milieurisico, maar ook bijv. veiligheid, en consumptie van goederen en diensten. Dit laat toe om risico's af te wegen, zowel tussen individuen onderling, als met andere risico's. De kwaliteitsnormen die op deze wijze worden bepaald zijn dus veel 'flexibeler' en hangen niet enkel af van de risico's van een bepaalde stof, maar ook van de kosten om bijv. emissies of concentraties terug te brengen. Bij prioriteitsbepaling worden risico's voor één stof afgewogen met deze voor bijv. andere stoffen.

Voor ecologische impacts gaat economische waardering uit van het belang van de verschillende ecosystemen voor de mens. Dit omvat een brede waaier van elementen, gaande van directe verbruikswaarde (bos voor houtproductie), recreatieve gebruikswaarden (wandelen, vissen, visueel genot), gebruikswaarden van biodiversiteit (bijv. als genenbank) tot meer abstracte waarden als doorgeven van soortenrijkdom aan volgende generaties. In de praktijk zijn er schattingen voor concrete verbruik- en gebruikswaarden, maar hoe abstracter de waarde is, hoe moeilijker het is hiervoor waardes te vinden.

De achterliggende idee bij kosten-baten analyse is dat er trade-off mogelijk is tussen verschillende welvaartscomponenten. Voor sommige impacts is dit weinig controversieel

(bijv. verlies van landbouwproductie). Voor andere aspecten (humane risico's) is dit minder gewoon, alhoewel dit op andere beleidsdomeinen meer expliciet wordt gedaan, bijv. voor het zetten van prioriteiten in gezondheidszorg, of kosten-baten analyse van investeringen voor verkeersveiligheid. Het principe van compensatie is het meest controversieel voor ecologische impacts zoals biodiversiteit, waarvoor er zowel op het niveau van de concepten als de data nog grote leemtes zijn om tot direct voor het beleid bruikbare gegevens voor kosten-baten studies te komen. .

4. Er is een verschil m.b.t. de weging van effecten. Risicobeoordeling heeft geen expliciete weging, maar zoekt naar "absolute" (binnen wetenschappelijke grenzen) bescherming van het individu. Dit kader kan ingevuld worden indien er veilige ondergrenzen zijn waar beneden men geen effecten meer verwacht zodat ook de kwaliteitsnormen "absolute" bescherming kunnen bieden. Voor stoffen waarvoor de huidige kennis van zaken ervan uitgaat dat deze veilige ondergrens niet bestaat (no threshold) is er altijd een impliciet of expliciet wegingkader nodig.

Bij risicobeoordeling wordt dan bijv. als norm gehanteerd dat 1 kanker op 100000 of 1 miljoen gevallen als een aanvaardbare grens wordt beschouwd. Dit is een impliciete weging, gebaseerd op expertoordelen.

Bij de bepaling van milieuschadetekosten en kosten-baten studies gebeurt de weging in theorie op basis van het belang dat de 'man in de straat' hecht aan bepaalde impacts, en zoals die dat vertaalt in prijzen, hetzij door zijn koopgedrag op markten voor goederen en diensten (bijv. aanschaf veiligheidsvoorzieningen,..), of via enquêtes. Op die basis wordt dan de maatschappelijke 'bereidheid tot betalen' ingeschat om een bepaald risico te beperken.

In de praktijk zijn de verschillen tussen beide invalshoeken vaak beperkter: zo kunnen voor waardering ook expertoordelen en beleidsmatige oordelen verwerkt worden". Zo heeft de Europese Commissie DG Milieu een richtwaarde voor de 'waarde van een statistisch leven' voor de uitvoering van kosten-baten studies op Europees vlak. Dit principe is gelijkaardig aan bijv. een 'vuistregel' voor aanvaardingsnormen voor aantal kankers per 1 miljoen.

In de VS mogen kosten-baten studies niet gebruikt worden voor het bepalen van kwaliteitsdoelstellingen zelf, maar wel bij de uitvoering van het beleid (en dus het ritme waartegen die doelstellingen moeten gerealiseerd worden).

Het lijkt inderdaad een aantrekkelijke piste om voor de bepaling van lange termijn doelstellingen meer absolute criteria te hanteren dan voor het maken van afwegingen voor de uitvoering van het korte termijn beleid.

3.5 Bepaling van de directe economische kosten van milieumaatregelen ⁴

Voor de berekening van een kosten-baten analyse is de andere helft van de vergelijking de inschatting van de economische kosten van beperking van emissies of impacts. Zij omvatten

⁴ Deze tekst bouwt in grote mate voort op en neemt stukken over van het rapport van P. Van Humbeeck et al, MIRA-S, gevolgen voor de economie, MIRA, VMM, 2000

verschillende kostensoorten: de rechtstreekse kosten van milieumaatregelen (bijv. investering en werkingskosten van milieutechnologie voor emissiebestrijding,...) de reguleringskosten van de overheid (informatie, controle, handhaving,...), de aanpassingskosten voor de doelgroepen (bv. bijscholing werknemers, vervroegde vervangingsinvesteringen,...) en de kosten van collectieve voorzieningen (bv. waterzuiveringsinfrastructuur).

Voor de kosten-baten afweging zijn vooral de marginale kosten van belang. Marginale kosten zijn de extra kosten van een extra eenheid emissiereductie. De hoogte van de marginale kost hangt af van het emissieniveau: typisch zal de kost van een extra eenheid reductie vrij laag zijn bij nog hoge, onbestreden, emissieniveaus en steeds hoger worden naarmate men de vervuiling sterker wil terugdringen. Het is interessant om de marginale kost voor verschillende niveaus van emissiereductie grafisch samen te vatten in de vorm van een marginale kostencurve. Deze kostencurve kan men construeren op het niveau van een bedrijf, een doelgroep of een sector of op het niveau van een land of gewest.

De *ex ante* inschatting van de *directe kosten* van milieumaatregelen gebeurt in de praktijk vaak via technico-economische *kostenmodellen*. Kostenmodellen hebben als gemeenschappelijk kenmerk dat ze de kosten van technische maatregelen kunnen berekenen, dat dit gebeurt op basis van een al dan niet uitgebreide technologie-databank en dat ze zich in de meeste gevallen beperken tot een specifiek onderzoeksdomein. Dit onderzoeksdomein richt zich tot de bestrijding van specifieke emissies (bv. bestrijding van specifieke wateremissies; bestrijding van specifieke luchtmissies zoals bv. CO₂-emissies of rookgasemissies, enz.) en/of tot een specifieke bedrijfssector. De kostenmodellen kunnen berekeningen maken op het vlak van ondermeer de marginale kosten (de kost voor het verwijderen van bv. een extra eenheid emissie), de totale kosten (de som van alle marginale kosten) en de gemiddelde kosten (de totale kosten gedeeld door de hoeveelheid emissiebeperking). Door rekening te houden met bestaande emissies kunnen ze op basis van marginale kostentoekening de meest kosteneffectieve maatregelen selecteren.

Een vaak voorkomend type model is het technisch-economisch optimalisatiemodel. Dit model laat toe om op basis van lineaire programmatie een bepaalde functie te optimaliseren (bv. een emissiereductie met x% dient gerealiseerd met minimale kosten door het gebruik van bepaalde set van technologieën). Er bestaan evenwel ook “hybride” modellen die niet alleen de kost maar ook de economische toepasbaarheid van technologieën op basis van technisch-econometrische vergelijkingen incalculeren. Deze technisch-econometrische modellen laten bv. toe om de impact van een energieprijsstijging op de vraag naar energie te analyseren, rekening houdend met de technologische mogelijkheden en beperkingen in de energiesector.

De kostenmodellen hebben als belangrijkste voordeel dat ze transparant zijn voor wat betreft de weerhouden technologische hypothesen: de technologische keuzemogelijkheden worden in het model duidelijk geïdentificeerd. Hun belangrijkste beperking is dat de economische en sociale kengetallen nagenoeg volledig exogeen blijven, waardoor de realiteitswaarde van de toepasbaarheid van de voorgestelde technologische maatregelen vaak onzeker is.

Voorbeelden van dergelijke kostenmodellen zijn MARKAL, een technisch-economisch optimalisatiemodel voor de globale energie-”sector” in België, ontwikkeld door Centrum voor Economische Studiën van de KULeuven (CES) en de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), het MOSES-model van het Instituut voor Toegepaste

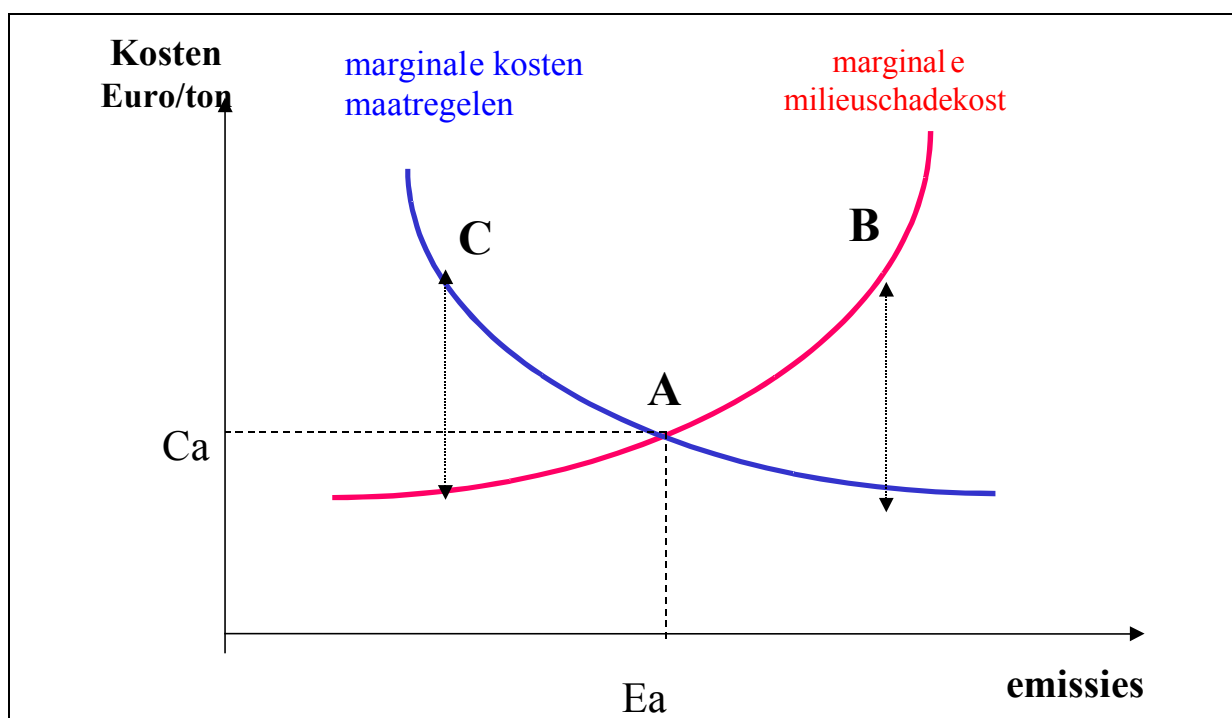
Milieu-economie (TME), het milieukostenmodel van TEBODIN/TME, en het RIM+-model van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM). (zie ook SERV, 1996).

Inzicht in de marginale kosten is nodig om efficiënte keuzen te kunnen maken: om kostenefficiënte maatregelen te selecteren, om een kostenefficiënte verdeling van reductie-inspanning tussen doelgroepen te bepalen, etc. Hierdoor kan de totale kost van een bepaalde, te bereiken, emissiereductie verminderd worden of kan voor dezelfde totale kost meer reductie bereikt worden.

3.6 Afweging van marginale kosten en baten.

Om de meest efficiënte emissiereductiedoelstelling te bepalen moeten de marginale kosten van emissiereductie afgewogen worden tegen de marginale baten ervan. Het optimale punt is waar beiden gelijk zijn (punt A in figuur 6). Dit resulteert in een optimaal emissieniveau E_a . Zijn de emissies hoger dan kan de welvaart verhoogd worden door bijkomende emissiereducties, want zij brengen hogere baten mee dan kosten. (punt B in figuur 6). Een grotere emissiereductie dan punt A is niet meer kosten-efficiënt, vanaf dan zal extra reductie meer kosten dan de extra baat (punt C in figuur 6).

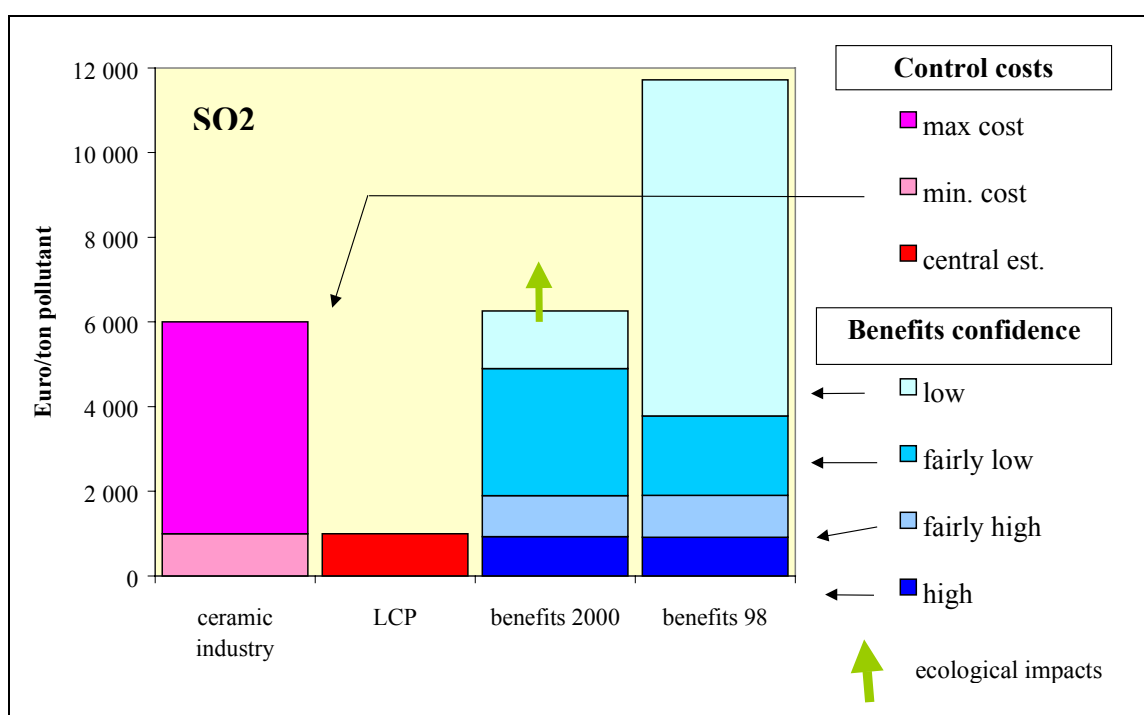
Figuur 6: Optimale emissiereductie



Hiertoe moeten natuurlijk beide met de nodige nauwkeurigheid kunnen worden ingeschat, wat zelden het geval is. Daarom worden in de praktijk kosten-baten studies eerder gebruikt

om aan te geven of de onzeker data er al dan niet op wijzen dat één van beide categorieën duidelijk dominant zijn, of dat kosten en baten van een gelijkaardige orde van grootte zijn. Figuur 7 geeft een voorbeeld van dergelijke oefening, voor grote stookinstallaties zijn de baten van rookgaszuivering voor SO₂ duidelijk groter dan de baten, maar voor toepassingen in kleinere installaties in de industrie komen kosten en baten dicht in elkaars buurt te liggen, en kan men hieruit geen definitieve conclusies trekken. (De Nocker et al, 2000)

Figuur 7: Vergelijking van marginale kosten en baten van rookgaszuivering voor SO₂, voor een grote stookinstallatie (LCP) en keramische nijverheid (data voor 2000)



Vaak worden niet de marginale kosten vergeleken, maar worden de totale kosten en baten van een voorgesteld beleidsscenario vergeleken. Bijv. in het kader van het Göteborg protocol werd becijferd dat de baten van voorgestelde emissiereducties voor de EU als geheel en voor de meeste landen veel groter zijn dan de kosten van die maatregelen. (Holland, 1998) Deze conclusie sluit evenwel niet uit dat de marginale kosten van de meeste dure maatregelen een stuk hoger zijn dan de marginale baten.

3.7 Referenties

Leo De Nocker, Rudi Torfs and Luc Int Panis, The use of data on environmental benefits for BAT selection. Paper for the international conference on the economic aspects of BAT, Brussels, Vito 2000

MIRA-S, 2000 (2000) Milieu- en natuurrapport Vlaanderen, scenario's, Garant, Leuven.

Holland M, Forster D, King K. (1998a) Economic evaluation of proposals for emission ceilings for atmospheric pollutants, AEA Technology, UK. Report for IIASA.

Holland M. (1998b) Economic Evaluation of Air Quality Targets for Tropospheric Ozone, EC DGXI, AEA Technology, UK.

Howarth A. et al. (2001) Valuing the benefits of environmental policy: the Netherlands RIVM-EFTEC report 481 505 024

Krewitt, W., Holland, M., Trukenmüller, A., Heck, T., Friedrich, R.: Comparing Costs and Environmental Benefits of Strategies to Combat Acidification in Europe. Environmental Economics and Policy Studies, Vol 2, N°4, 1999, pp. 249-289.

Navrud Støle and Pruckner G.J., Environmental Valuation – to use or not to use ? a comparative study of the united states and Europe, Environmental and resource economics, N° 10, 1997, pp 1-26.

Pearce David, Cost-Benefit analysis and environmental policy, Oxford review of economic policy, Vol 14, 1998, N° 4, pp 84-100.

SERV (1996), Het inschatten van kosten en sociaal-economische gevolgen van milieumaatregelen in theorie en praktijk – Technische bijlage bij de SERV-aanbeveling over de inschatting van de kosten en sociaal-economische effecten van het Vlaamse milieubeleid, SERV, Brussel.

U.S. Environmental Protection Agency (1983) Guidelines for performing regulatory impact analysis, Washington DC.

Linda-Jo Schierow, Risk Analysis and Cost-Benefit Analysis of Environmental Regulations, Congressional Research Service, Report for Congress, 1994

U.S. Environmental Protection Agency (1999), The Benefits and Costs of the Clean Air Act 1990 to 2010, EPA Report to Congress, US EPA, Washington DC , 1999

U.S. Environmental Protection Agency (2000), Guidelines for Preparing Economic Analyses, US EPA, Washington DC 2000

4 OVERZICHT VAN BUITENLANDSE WERKWIJZEN VOOR HET OPSTELLEN VAN LUCHTKWALITEITSDOELSTELLINGEN - LITERATUURSTUDIE.

4.1 WHO-methodologie voor luchtkwaliteitsrichtlijnen

In 1987 publiceerde de WHO (Wereldgezondheidsorganisatie) de “Air Quality Guidelines for Europe” (WHO, 1987). Begin jaren '90 werd gestart met een herziening van deze luchtkwaliteitsrichtlijnen. De herziening van deze kwaliteitsrichtlijnen is nu afgerond. Het finale document is momenteel nog niet beschikbaar. Een aantal tussentijdse rapporten en verslagen werden gepubliceerd (WHO, 1994a, 1994b, 1995a, 1995b, 1995c, 1996, 1999).

Het voornaamste doel van de luchtkwaliteitsrichtlijnen van de WHO is een basis te vormen voor de bescherming van de volksgezondheid tegen nadelige effecten van luchtverontreiniging en om die stoffen, die zeker of mogelijk gevaarlijk zijn voor de menselijke gezondheid of welzijn te reduceren of te elimineren. De luchtkwaliteitsrichtlijnen zijn geen normen. Alvorens ze als norm over te nemen, moeten ze geëvalueerd worden in de plaatselijke context van blootstellingsniveaus en van sociale, economische en culturele omstandigheden.

De luchtkwaliteitsrichtlijnen geven, in combinatie met blootstellingstermijnen, niveaus aan bij dewelke geen nadelige effecten te verwachten zijn voor niet-carcinogene eindpunten. Voor carcinogene eindpunten geven ze een schatting van het levenslange kankerrisico voor stoffen met bewezen of minstens beperkt bewijs voor humane carcinogeniteit. Inademing van stoffen in concentraties onder de richtlijnen en gedurende kortere blootstellingstijden zal normaal gezien niet leiden tot nadelige gezondheidseffecten. Nochtans kunnen in een aantal gevallen effecten niet uitgesloten worden. De aanwezigheid van extreem gevoelige groepen of de gecombineerde blootstelling aan verschillende stoffen kan mogelijk wel tot effecten leiden bij niveaus onder de richtlijnwaarde. Overschrijding van de richtlijn leidt niet noodzakelijk tot nadelige effecten; de kans op nadelige effecten neemt wel toe. Voor carcinogenen worden geen veilige niveaus gegeven; wel worden risicoschattingen gegeven zodat de carcinogeniteit van verschillende stoffen kan vergeleken worden en het kankerrisico kan berekend worden.

Hierna wordt toegelicht welke methodologie werd gevolgd voor het afleiden van de luchtkwaliteitsrichtlijnen dd. 1987. Vervolgens wordt ingegaan op de wijzigingen in methodologie, zoals deze toegepast zijn in de herziene luchtkwaliteitsrichtlijnen. Met uitzondering van de richtlijnen voor ecologische effecten, hebben de richtlijnen steeds betrekking op concentraties.

4.1.1 Luchtkwaliteitsrichtlijnen dd. 1987 (WHO, 1987)

De luchtkwaliteitsrichtlijnen van de WHO worden opgesteld rekening houdend met:

- effecten op de menselijke gezondheid;
- ecologische effecten (beperkt tot effecten op vegetatie);
- zintuiglijke effecten (geur).

Deze effecten worden niet voor elke stof geëvalueerd. Uiteraard wordt per stof naar de relevante effecten gekeken. Indien de geurwaarneming van stoffen op een lager niveau ligt dan de effecten op de menselijke gezondheid, dan worden de richtwaarden voor geureffecten apart voorgesteld naast de richtlijnen voor gezondheidseffecten. De wijze van afleiding wordt in de volgende paragrafen besproken.

4.1.1.1 Effecten op de menselijke gezondheid en het welzijn

Bij de berekening van richtlijnen voor effecten op de menselijke gezondheid wordt een onderscheid gemaakt tussen niet-carcinogenen en carcinogenen.

4.1.1.1.1 Criteria voor niet-carcinogene eindpunten

Bij niet-carcinogenen is het uitgangspunt bij voorkeur het gebruik van LOAEL-waarden. LOAEL staat voor Lowest Observed Adverse Effect Level. Hieruit volgt dat een invulling moet gegeven worden aan wat als nadelig effect beschouwd wordt. Op het gebruikte toxiciteitsgegeven worden vervolgens beschermingsfactoren toegepast om te komen tot een veilig niveau. Deze beschermingsfactoren hebben onder meer te maken met extrapolatie van dieren naar mensen en van kleine naar grote populaties, maar ook met onzekerheden in de testopzet. Richtlijnen worden steeds afgeleid in combinatie met de uitmiddelingstijd.

Een aantal stoffen heeft een onaangename geur bij concentraties lager dan het nadelige effectniveau. Voor deze stoffen worden grenswaarden voor geur afgeleid onder de vorm van aparte richtlijnen. Drie aspecten worden hierbij beschouwd: intensiteit, kwaliteit en aanvaarding van de geur.

4.1.1.1.2 Criteria voor carcinogene eindpunten

Volgens IARC (International Agency for Research on Cancer) worden stoffen, op basis van mogelijke carcinogeniteit, ingedeeld in een aantal groepen:

- Groep 1 – bewezen menselijk carcinogeen: voldoende bewijs uit epidemiologische studies voor een causale relatie tussen blootstelling en kanker;
- Groep 2 – mogelijk humaan carcinogeen: opgedeeld in 2 subgroepen:
 - Groep 2A – minstens beperkt bewijs voor carcinogeniteit bij mensen en voldoende bewijs voor carcinogeniteit bij dieren;
 - Groep 2B – onvoldoende bewijs voor carcinogeniteit bij mensen en voldoende bewijs voor carcinogeniteit bij dieren;
- Groep 3 – niet geklasseerde stoffen: stoffen die niet kunnen ingedeeld worden op basis van hun carcinogeniteit voor mensen.

Alle stoffen, behorend tot groepen 1 en 2A worden beschouwd als humane carcinogenen. Het eenheidsrisico wordt over het algemeen afgeleid door extrapolatie van hoge

blootstellingsniveaus naar lage blootstellingsniveaus (milieu) via een lineair extrapolatiemodel. Het carcinogene vermogen wordt dan uitgedrukt als de schatting van het verhoogd eenheidsrisico. Voor een luchtverontreinigende stof wordt dit als volgt gedefinieerd: “het extra levenslange kankerrisico dat voorkomt in een hypothetische bevolking waarbij alle individuen vanaf de geboorte continu zijn blootgesteld aan een concentratie van 1 µg/m³ van de stof in de lucht die ze inademen”. Indien geschikte menselijke studies bestaan, wordt het eenheidsrisico over het algemeen afgeleid volgens het “average risk” model.

4.1.1.2 Ecologische effecten

Het meenemen van ecologische effecten in luchtkwaliteitsrichtlijnen wordt onder meer beschouwd omdat deze effecten een belangrijke invloed kunnen hebben op de menselijke gezondheid en welzijn. Zo hebben de meeste stedelijke luchtverontreinigende stoffen nadelige effecten op planten, met inbegrip van voedingsgewassen.

Hoewel erkend wordt dat luchtverontreiniging ook effecten kan hebben op dieren en aquatische ecosystemen, wordt in de luchtkwaliteitsrichtlijnen voorlopig alleen aandacht besteed aan effecten op planten (onder meer wegens tijdsbeperkingen).

4.1.2 Herziening van de luchtkwaliteitsrichtlijnen

Bij de herziening van de luchtkwaliteitsrichtlijnen werd de basisfilosofie behouden, maar werden toch een aantal belangrijke methodologische wijzigingen aangebracht.

1. Voor stoffen, waarbij de blootstelling via verschillende compartimenten kan plaatsvinden, worden de berekende toelaatbare innames verdeeld over de verschillende blootstellingswegen op basis van het belang van deze blootstellingswegen in de totale blootstelling. Een interessant achtergronddocument hierbij is IPCS (1995).
2. De term beschermingsfactor wordt verlaten ten voordele van het gebruik van onzekerheidsfactoren voor het opstellen van een toelaatbaar niveau. Er zou ook eerder gebruik gemaakt worden van NOAELs (No Observed Adverse EFFECT Levels) in plaats van LOAELs. Dit is nog niet geheel duidelijk.
3. Voor carcinogenen wordt een meer flexibele aanpak toegepast. Zo is het mogelijk dat stoffen uit klassen 1 en 2A via een drempelwaardenaanpak beoordeeld worden, indien een dergelijke aanpak verdedigbaar blijkt op basis van de data. Zo kunnen stoffen uit klasse 2B via lage dosis extrapolatiemethoden geëvalueerd worden, indien een niet-drempelwaarde carcinogeniteit in dieren aangetoond is.
4. De ecotoxicologische effecten van ozon, stikstofhoudende verbindingen en SO₂ op vegetatie zijn geëvalueerd. Daarnaast worden de depositie-effecten van stikstofverbindingen, sulfaten en totale zuurheid ook geëvalueerd. Dit gebeurt volgens de methoden van de “Working Group on Effects under the Convention on Transboundary Air Pollution of the UNECE”. “Critical levels” en “Critical loads” worden gedefinieerd.

4.1.3 Methode voor het afleiden van richtwaarden op basis van gezondheidseffecten (IPCS, 1995)

Het vermelde boek is op te splitsen in twee delen. Deel 1 behandelt de methodiek voor het opstellen van TI-waarden - waarbij TI staat voor Toelaatbare Inname – op basis van toxiciteitsdata. Deel 2 beschrijft hoe deze TI-waarden, in combinatie met een inschatting van de totale blootstelling, kunnen gebruikt worden voor het afleiden van richtwaarden voor gezondheidseffecten per milieucompartiment. Hierna wordt de methodiek van deel 2 beschreven.

4.1.4 Algemene aanpak

Volgende stappen worden onderscheiden:

1. Indien nodig worden de TI-waarden voor systemische effecten voor verschillende blootstellingswegen omgezet naar gelijke eenheden, zodat vergelijking makkelijker wordt.
2. De TI wordt verdeeld over de verschillende routes en media op basis van de geschatte blootstelling van mensen.
3. Richtwaarden worden berekend voor elk medium, rekening houdend met bijvoorbeeld lichaamsgewicht, innamevolume, relatieve absorptie,...

4.1.5 Enkele detailspecten

Er worden vijf scenario's onderscheiden voor het toekennen van TI-waarden.

De toekenning van TI-waarden aan verschillende milieucompartimenten om zo te komen tot richtwaarden, wordt gebaseerd op het relatieve aandeel van elk van die media in de totale blootstelling. Hiervoor heeft men een gedetailleerde kennis nodig van het aandeel van de verschillende blootstellingswegen in de totale blootstelling. De milieucompartimenten zijn minstens: lucht, voedsel, drinkwater, bodem (oraal en dermaal) en consumptiegoederen. Bij het bepalen van de blootstelling kan men rekening houden met beperkte biobeschikbaarheid vanuit bepaalde media (meer bepaald bodem). Voor het inschatten van de blootstelling maakt men bij voorkeur gebruik van beschikbare data⁵. Indien deze data onvoldoende voorhanden zijn, kunnen berekeningen uitgevoerd worden via multimediamodellen. Als voorbeelden worden het USES-model (RIVM, 1994) en het Mackay niveau III fugaciteitsmodel (Mackay, 1992) aangehaald.⁶ Bij het inschatten van de blootstelling moet er

⁵ Beschikbare data kunnen onder meer zijn: uitgevoerde metingen in Vlaanderen, internationale achtergrondrapporten (vb: Environmental Health Criteria, RIVM-rapporten, ...)

⁶ Deze informatie is reeds enigszins verouderd. Op Europees niveau bestaat momenteel het EUSES-model (EUSES, 1997). Het EUSES-model, evenals het USES-model, berekenen zowel concentraties in milieucompartimenten als blootstelling onder specifieke scenario's. Het Mackay niveau III fugaciteitsmodel (Mackay, 1999) berekent geen blootstelling, maar laat multimediaberekeningen toe. In EUSES zit eveneens een multimediamodule.

rekening mee gehouden worden dat een bron in een bepaald medium (vb: drinkwater) aanleiding kan geven tot blootstelling via andere routes (dermaal en inhalatie) dan de directe blootstelling (oraal).

Er wordt aanbevolen om de blootstellingsberekeningen uit toe voeren voor een standaardvolwassene. Indien andere leeftijdsgroepen gevoeliger zijn of een beduidend verschillend blootstellingspatroon vertonen, dan kan hier van afgeweken worden. Bij voorkeur wordt gerekend met gemiddelde waarden voor concentraties om de blootstelling te berekenen.

4.1.5.1 Biomerkers voor blootstelling

Er is een gemeenschappelijke biomarker gerelateerd aan het kritisch effect, die de blootstelling via alle bronnen integreert. De bijdragen van de verschillende media worden bepaald via een blootstellingsscenario en richtwaarden worden ontwikkeld, rekening houdend met lichaamsgewicht en innamevolume voor elk medium.

4.1.5.2 Niet-routespecifieke kritische effecten

Voor elke blootstellingsweg zijn TI-waarden afgeleid (vb: TI voor orale inname en TI voor inhalatie). Deze TI's zijn gebaseerd op gelijke effecten of op verschillende effecten, maar dan niet ter hoogte van de inname. De TI's voor de twee routes liggen binnen één grootte-orde. Dit gaat uit van de aanname dat de blootstelling via elke route bijdraagt tot de gecombineerde dosis ter hoogte van de effectplaats (additiviteit van dosissen ter hoogte van de effectplaats).

Eén TI wordt verdeeld over de verschillende media op basis van een blootstellingsscenario. De selectie van TI_{oraal} of $TI_{\text{inhalatoir}}$ gebeurt als volgt:

- indien er één hoofdroute voor blootstelling is, dan wordt de TI voor deze blootstellingsweg gebruikt;
- indien er onzekerheid is over de relatieve bijdrage van de verschillende media of blootstellingswegen, wordt de laagste TI gebruikt.

4.1.5.3 Verschil in hoogte van effect naargelang de blootstellingsweg

TI_{oraal} en $TI_{\text{inhalatoir}}$ voor gelijkaardige effecten verschillen met 1 of 2 grootte-orde.

De richtwaarden worden onafhankelijk afgeleid voor elke route, maar het aandeel van de TI voor elke route (vb: oraal) wordt toegekend aan het relevante medium of de relevante media via een blootstellingsscenario.

4.1.5.4 Routespecifiek effect ter hoogte van de plaats van inname

TI_{oraal} en $TI_{\text{inhalatoir}}$ variëren met 1 tot 2 grootte-orde.

De richtwaarden worden onafhankelijk afgeleid voor elke route, waarbij de volledige TI voor elke route wordt verdeeld over de relevante media.

4.1.5.5 Beperkte gegevens

Wegens beperktheid van data kan alleen een TI_{oraal} of een $TI_{\text{inhalatoir}}$ worden afgeleid.

De beschikbare TI wordt verdeeld over de verschillende media op basis van een blootstellingsscenario indien: a) de effecten kwalitatief vergelijkbaar zijn, b) de toxicokinetische data consistent zijn met de benadering, c) er geen effecten zijn ter hoogte van de plaats van inname. Indien niet voldaan wordt aan één van deze criteria, dan wordt geen richtwaarde afgeleid voor de andere route. Indien een TI beschikbaar is voor een route, die geen belangrijk aandeel uitmaakt van de totale blootstelling, dan wordt geen TI afgeleid.

4.1.6 Referenties

EC (1996). Technical Guidance Document in support of Commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission regulation N° 1488/94 on risk assessment for existing substances – Parts I, II, III, IV.

EUSES (1997). The European Union System for the Evaluation of Substances version 1.00. European Chemicals Bureau, JRC Environment Institute, Ispra, Italy.

IPCS (1995). Environmental Health Criteria 170 – Assessing human health risks of chemicals: derivation of guidance values for health-based exposure limits. IPCS/WHO, Genève.

Mackay, D.; Paterson, S., Shiu, WY. (1992). Generic models for evaluating the regional fate of chemicals. *Chemosphere*, 24, p 695 – 717.

Mackay, D. (1999). The Environmental Modelling Centre – Level III Model version 2.20. Trent University, Peterborough, Ontario, Canada. beschikbaar via <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models.html>.

USES (1994). Uniform system for the evaluation of substances (USES), version 1.0. Bilthoven, the Netherlands, RIVM.

WHO (1987) Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series n° 23. WHO, Regional Office For Europe, Copenhagen, Denmark.

WHO (1994) Methodology and format for updating and revising the air quality guidelines for Europe – report on a WHO working Group, Bilthoven, the Netherlands, 20 – 22 September 1993. EUR/ICP/CEH 230/A. beschikbaar via <http://whqlibdoc.who.int/euro/>.

WHO (1994b) Updating and revision of the air quality guidelines for Europe – report on the WHO Working Group on Inorganic Air Pollutants, Düsseldorf, Germany, 24 – 27 October 1994. EUR/ICP/EHAE 94 05/MT04. beschikbaar via <http://whqlibdoc.who.int/euro/>.

WHO (1995a) Updating and revision of the air quality guidelines for Europe – report on the WHO Working Group on Ecotoxic Effects, Les Diablerets, Switzerland, 21 – 23 September 1994. EUR/ICP/CEH 230/B. beschikbaar via <http://whqlibdoc.who.int/euro/>.

WHO (1995b) Updating and revision of the air quality guidelines for Europe – meeting of the Working Group “Classical” Air Pollutants, Bilthoven, the Netherlands, 11 – 14 October 1994. EUR/ICP/EHAZ 94 05/PB01. beschikbaar via <http://whqlibdoc.who.int/euro/>.

WHO (1995c) Updating and revision of the air quality guidelines for Europe – report on a WHO Working Group on PCBs, PCDDs and PCDFs, Maastricht, the Netherlands, 8 – 10 May 1995. EUR/ICP/EHAZ 94 05/MT10. beschikbaar via <http://whqlibdoc.who.int/euro/>.

WHO (1996) Updating and revision of the air quality guidelines for Europe – report on a WHO Working Group on volatile organic compounds. Brussels, Belgium, 2 – 6 October 1995. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

WHO (1999) Guidelines for Air Quality. beschikbaar via <http://www.who.int/>. WHO, Genève.

4.2 Europese Unie

4.2.1 Vroegere richtlijnen

De Europese Unie bepaalt sinds de jaren '80 voor een groot deel de wetgeving van de lidstaten op het gebied van luchtkwaliteit. De bekende luchtkwaliteitsnormen in Vlaam II (en daarvoor in de Belgische nationale wetgeving) voor zwaveldioxide en zwevend stof, voor lood en voor stikstofdioxide (NO₂) zijn implementaties in de Belgische of Vlaamse milieuwetgeving van de volgende Europese richtlijnen:

- 80/779/EEG van 15.07.1980 voor SO₂ en zwevend stof
- 82/884/EEG van 03.12.1982 voor lood
- 85/203/EEG van 07.03.1985 voor stikstofdioxide.

Op de methodiek die werd toegepast om de luchtkwaliteitsdoelstellingen in deze richtlijnen vast te stellen wordt hier - gezien de meer relevante recente evoluties - niet meer ingegaan. Aan de basis liggen hoofdzakelijk de gegevens over gezondheidseffecten die vooral door de WHO werden verzameld, bijvoorbeeld voor wat betreft de synergistische uitwerking van zwaveldioxide en zwevende deeltjes op de ademhaling. Anderzijds heeft de haalbaarheid binnen de verschillende lidstaten duidelijk een grote rol gespeeld bij het vastleggen van de grenswaarden. Deze eerste grenswaarden moeten dus mede worden geïnterpreteerd in het licht van de werkelijk optredende niveaus in de lidstaten in de periode vóór 1985. Dit komt ondermeer tot uiting in de definitie van richtwaarden en streefwaarden die de noodzaak tot verdere verbetering van de luchtkwaliteit benadrukken.

4.2.2 Kaderrichtlijn 96/62/EG

De richtlijn 96/62/EG van 27 september 1996 (PB 21.11.96) "inzake de beoordeling en het beheer van de luchtkwaliteit" is belangrijk voor de verdere evolutie binnen de lidstaten omdat ze een aantal definities en basisprincipes aangeeft die dienen toegepast bij het vaststellen van grenswaarden en objectieven voor luchtkwaliteit. De vernieuwde benadering is ondertussen operationeel en werd geconcretiseerd in dochterrichtlijnen (zie verder) die grenswaarden voor welbepaalde stoffen specificeren. Daarnaast schenkt de richtlijn ook veel aandacht aan de middelen voor het bewaken van de grenswaarden, de economische factoren, de rapportering door de lidstaten, en de te nemen maatregelen bij overschrijdingen. In tegenstelling tot vroegere richtlijnen worden geen richtwaarden meer gedefinieerd, maar wel grenswaarden, alarmdrempels en streefwaarden. Gezien het belang van de aanpak die in de richtlijn wordt opgelegd wordt de inhoud hierbij samengevat.

4.2.2.1 Overzicht van de inhoud van de Kaderrichtlijn

Artikel en titel	Inhoud
Preambule	Overwegingen (cfr. infra) Verwijzing verwante wetgeving
<i>Artikel 1</i> Doelstellingen	De vier doelstellingen (cfr. infra)
<i>Artikel 2</i> Definities	basisbegrippen, o.m. grens- & streefwaarde, overschrijdingsmarge, beoordelingsdrempel
<i>Artikel 3</i> Uitvoering en verantwoordelijkheden	Lidstaten stellen de verantwoordelijke instanties aan voor implementatie, meting, informatie etc.
<i>Artikel 4</i> Vaststelling van de grenswaarden en alarmdrempels voor lucht	<ul style="list-style-type: none"> - Commissie doet voorstellen voor grenswaarden - Toetsing aan nieuwste wetensch. gegevens - Evaluatie met metingen of modellen - Tijdelijke overschrijdingsmarges - Lidstaat kan grenswaarde of alarmdrempels voor andere stoffen vaststellen, (overleg met Commissie over noodzaak op EU niveau)
<i>Artikel 5</i> Voorafgaande beoordeling luchtkwaliteit	Lidstaten verzamelen informatie over bestaande niveaus ivf normering
<i>Artikel 6</i> Beoordeling van de luchtkwaliteit	<ul style="list-style-type: none"> - Metingen verplicht in agglomeraties en zones met hoge verontreiniging - beneden grenswaarden zijn ook modellen voor beoordeling toegestaan, evtl. samen met meting
<i>Artikel 7</i> Verbetering van de luchtkwaliteit	Lidstaten nemen maatregelen en stellen actieplannen op om grenswaarden niet te overschrijden
<i>Artikel 8</i> Maatregelen in zones met overschrijding van grenswaarde	<ul style="list-style-type: none"> - Lidstaten brengen zones met overschrijdingen in kaart - programma voor verbetering met 10 elementen volgens Bijlage IV - Toezicht van Commissie op actieplannen - Overleg bij grensoverschrijdende problemen
<i>Artikel 9</i> Eisen voor zones beneden grenswaarde	- Lidstaten stellen lijst op van deze zones en agglomeraties. Streven naar optimale kwaliteit
<i>Artikel 10</i> Maatregelen bij overschrijding	- Lidstaten informeren publiek en Commissie

alarmdrempels	over overschrijding alarmdrempels
<i>Artikel 11</i> Indiening van informatie en verslagen	- Lidstaten rapporteren aan de Commissie over overschrijdingen, toestand van agglomeraties en zones, actieplannen - Commissie maakt overzicht en evaluatie
<i>Artikel 12</i> Comité en taken van het comité	- opvolging van nieuwe wetenschappelijke informatie, maar geen wijzigingen grenswaarden - beoordeling informatie & maatregelen
<i>Artikels 13,14,15</i>	Implementatie in nationale wetgevingen
<i>Bijlage I</i>	Lijst van stoffen
<i>Bijlage II</i>	Factoren in aanmerking te nemen bij vaststellen van grenswaarden en alarmdrempels
<i>Bijlage III</i>	Criteria voor selectie van stoffen
<i>Bijlage IV</i>	Elementen van de plaatselijke, regionale en nationale programma's ter verbetering van de luchtkwaliteit

4.2.2.2 Belangrijke elementen van de kaderrichtlijn

De kaderrichtlijn ("Air Quality Framework Directive") verschaft het kader voor toekomstige wetgeving over luchtverontreiniging in de Europese Unie. Het beoordelen en beheersen van de luchtkwaliteit geschiedt in essentie door het stellen van grenswaarden en/of richtwaarden. De beoordeling d.m.v. metingen of modellen en het uitwerken van maatregelen gebeurt hoofdzakelijk in functie van deze kwaliteitsdoelstellingen.

4.2.2.2.1 Te beschouwen elementen bij het vaststellen van grenswaarden

Bij de preambules ("overwegende") van de kaderrichtlijn worden in algemene bewoordingen de criteria en elementen opgesomd die dienen aan bod te komen bij het ontwikkelen van doelstellingen voor luchtkwaliteit. De belangrijkste hiervan die tevens voor het stellen van kwaliteitsobjectieven op Vlaams niveau kunnen worden weerhouden zijn hierna opgesomd.

1. Om de volksgezondheid en het milieu in het algemeen te beschermen dienen grenswaarden en/of alarmdrempels voor concentraties van schadelijke stoffen in de lucht vastgesteld.
2. De grenswaarden en/of drempels moeten gebaseerd zijn op bevindingen van internationale wetenschappelijke groepen die zich op dit terrein bewegen.
3. De Commissie moet studies verrichten over gecombineerde werking van verontreinigers en over het effect van het klimaat

4. Het aantal bemonsteringspunten en een referentiemethode voor de meting dient gespecificeerd bij grenswaarden en alarmdrempels
5. Preliminaire gegevens over de aanwezige niveaus dienen te worden verzameld.
6. Voor de bescherming van de volksgezondheid en het milieu dienen maatregelen genomen te worden indien de grenswaarden worden overschreden.
7. Bij de maatregelen dient rekening gehouden met het principe van integrale preventie en bestrijding van verontreiniging
8. Overschrijdingsmarges worden ingevoerd omdat er enige tijd nodig is voor het invoeren en het effect van de maatregelen.
9. Transport van verontreiniging kan overschrijdingen in andere landen veroorzaken en vergt overleg tussen de lidstaten.
10. Het vaststellen van alarmdrempels kan de gevolgen voor de volksgezondheid beperken.
11. In agglomeraties dient gestreefd naar de beste luchtkwaliteit, verenigbaar met duurzame ontwikkeling.
12. Er is nood aan een breed opgezet beleid met stevige technische en wetenschappelijke onderbouwing en informatie-uitwisseling tussen lidstaten.
13. Criteria en technieken voor beoordeling van de luchtkwaliteit kunnen evolueren met de wetenschappelijke en technische vooruitgang.

4.2.2.2.2 *Objectieven*

De vier objectieven van de richtlijn zijn:

- definiëren en vastleggen van objectieven voor de kwaliteit van de omgevingslucht in de Gemeenschap, met als uitgangspunten het voorkomen en verminderen van schadelijke effecten op de menselijke gezondheid en het milieu in zijn geheel
- evalueren van de luchtkwaliteit in de lidstaten op basis van gemeenschappelijke methodes en criteria
- de aangepaste informatie verzamelen over de kwaliteit van de omgevingslucht en verzekeren dat deze ter beschikking wordt gesteld van het publiek, onder andere door het gebruik van alarmdrempels
- behouden van de luchtkwaliteit op plaatsen waar deze goed is en ze verbeteren in de andere gevallen.

Deze vier objectieven worden in aangepaste vorm overgenomen in de totnogtoe verschenen (voorstellen van) dochterrichtlijnen.

4.2.2.2.3 *Beoordelingsdrempels*

Nieuw aan de kaderrichtlijn (en bijgevolg ook aan de dochterrichtlijnen) is de wijze waarop niveaus van luchtverontreiniging kunnen beoordeeld worden.

"Beoordeling" krijgt als definitie: *"een methode die wordt gebruikt om het niveau van een verontreinigende stof in de lucht te meten, te berekenen, te voorspellen of te ramen"*

Welke van deze methodes kan worden toegepast hangt af van de vastgestelde niveaus en van de blootgestelde bevolking. In verband hiermee wordt het begrip "agglomeratie" van 250.000 inwoners of meer gehanteerd als een zone waarvoor de beoordeling en het beheer van de luchtkwaliteit moet worden opgevolgd.

4.2.2.2.4 *Tijdelijke overschrijdingsmarges*

"Overschrijdingsmarge" is het percentage van de grenswaarde waarmee deze onder de in deze richtlijn vastgelegde voorwaarden kan worden overschreden.

Bij het overleg tussen de verantwoordelijke instellingen van de lidstaten voorafgaand aan het invoeren van de dochterrichtlijnen zijn door verschillende landen hogere waarden gerapporteerd dan wat in de (toekomstige) dochterrichtlijnen als grenswaarde zal worden aanvaard. Het is duidelijk dat dergelijke vaststellingen bijna onvermijdelijk zijn in een evolutie naar een betere luchtkwaliteit. De richtlijnen bepalen per component welke overschrijdingsmarge bij het van kracht worden toelaatbaar zijn en binnen welke periode de grenswaarde in alle lidstaten dient nageleefd te worden (zie grafische voorstelling bij dochterrichtlijn SO₂, NO₂, deeltjes en lood)

4.2.2.3 Enkele relevante bijlagen van de kaderrichtlijn

De eerste drie bijlagen van deze richtlijn geven resp. een stoffenlijst en een soort handleiding i.v.m. te beoordelen factoren en criteria

BIJLAGE I : Lijst van stoffen die in aanmerking moeten worden genomen in het kader van de beoordeling en het beheer van de luchtkwaliteit

I. Eerste Stadium

1. Zwaveldioxide
2. Stikstofdioxide
3. Fijne deeltjes zoals roet (inclusief PM10)

4. Zwevende deeltjes
5. Lood
6. Ozon

II. Overige luchtverontreinigende stoffen

7. Benzeen
8. Koolmonoxide
9. Poly-aromatische koolwaterstoffen
10. Cadmium
11. Arseen
12. Nikkel
13. Kwik

BIJLAGE II :Factoren die in aanmerking moeten worden genomen bij de vaststelling van de grenswaarden en alarmdrempels

Bij de vaststelling van de grenswaarde en, zo nodig de alarmdrempel kunnen met name de hierna als voorbeeld genoemde factoren in aanmerking worden genomen:

- mate van blootstelling van de bevolking en met name van kwetsbare subgroepen
- gesteldheid van het klimaat
- kwetsbaarheid van flora en fauna en de habitats daarvan
- aan verontreinigende stoffen blootgesteld historisch erfgoed
- economische en technische haalbaarheid
- transport over lange afstand van verontreinigende stoffen, waaronder secundaire verontreinigende stoffen, inclusief ozon.

BIJLAGE III : Criteria voor het selecteren van luchtverontreinigende stoffen die in aanmerking moeten worden genomen

1. Mogelijkheid, mate en frequentie van effecten; met betrekking tot de volksgezondheid en het milieu in zijn geheel moet speciale aandacht besteed worden aan onomkeerbare effecten.
2. Algemene aanwezigheid en hoge concentratie van de verontreinigende stof in de lucht.
3. Milieutransformatie of metabolische omzetting, aangezien dergelijke wijzigingen kunnen leiden tot de vorming van stoffen met een grotere toxiciteit.
4. Persistentie in het milieu, met name indien de verontreinigende stof resistent is voor afbraak in het milieu en kan accumuleren in mensen, het milieu of de voedselketen.
5. Effect van de verontreinigende stof:
 - omvang van de blootgestelde populatie, levende soorten of ecosystemen
 - bestaan van bijzonder gevoelige doelgroepen in het betrokken gebied.
6. Ook risicobeoordelingsmethodes mogen worden gebruikt.

Bij de selectie van de verontreinigende stoffen moet tevens rekening worden gehouden met de relevante gevaarcriteria die zijn vastgesteld bij Richtlijn 67/548/EEG (PB nr. 196 van 16.8.1967, gewijzigd bij Richtlijn 91/632/EEG - PB nr. L 338 van 10.12.1991).

4.2.2.4 Praktische uitvoering bij het opstellen van dochterrichtlijnen

4.2.2.4.1 Samenwerking met de WGO

De Europese Commissie heeft een samenwerkingsovereenkomst met de Wereldgezondheidsorganisatie op het gebied van onderzoek naar effecten van luchtverontreiniging op de volksgezondheid. Deze samenwerking kadert in het streven naar de meest recente kennis en het raadplegen van de meest ervaren wetenschappelijke instellingen zoals door de kaderrichtlijn wordt gevraagd. Concreet heeft deze samenwerking reeds vorm gekregen in de formulering van de nieuwe "Air Quality Guidelines for Europe", die zijn ontstaan door een intensieve samenwerking tussen het Europees Milieu-agentschap en de regionale Europese afdeling van de Wereldgezondheidsorganisatie in Kopenhagen.

4.2.2.4.2 Samenstelling van werkgroepen

Voor de verschillende verontreinigers die in de bijlage van de kaderrichtlijn worden opgesomd werden werkgroepen samengesteld met één land als rapporteur en een beperkt aantal andere landen als werkgroepleden. België is actief als deelnemend land voor de werkgroepen zware metalen en stof.

4.2.2.4.3 Economische evaluatie

De economische gevolgen van een luchtkwaliteitsdoelstelling op Europees vlak worden onderzocht door het uitvoeren van kosten-baten analyses. Belangrijke aspecten hierbij zijn ondermeer de identificatie van de nadelige effecten, de monetaire begroting van de geleden schade, de betrokken economische sectoren, de verschillen tussen lidstaten en regio's en de haalbaarheid binnen gestelde termijnen.

4.2.2.4.4 Democratisch debat

Elk voorstel van Europese richtlijn doorloopt een periode waarin verschillende betrokken partijen en belanghebbenden worden geconsulteerd via commissies en werkgroepen. Dit kan eventueel leiden tot verschillende versies van een zelfde voorstel. De uiteindelijke aanvaarding van de richtlijnen gebeurt steeds na debat en goedkeuring door het Europees Parlement. In de praktijk betekent dit dat een voorstel van richtlijn nog wordt aangepast aan de amendementen, voor zover dit de doelstellingen niet in het gedrang brengt.

Deze democratische besluitvorming met inspraak over de verschillende lidstaten heeft als positief gevolg dat de Europese richtlijnen een hoge mate van geloofwaardigheid en gezag uitstralen, en tegelijk reeds vooraf grondig op haalbaarheid zijn getoetst.

4.2.3 Dochterrichtlijnen

4.2.3.1 SO₂, zwevende deeltjes, lood en stikstofdioxide

De richtlijn 1999/30/EC van 22 april 1999 (PB 29 juni 1999) vervangt vanaf 19 juli 2001 de hierboven genoemde richtlijnen:

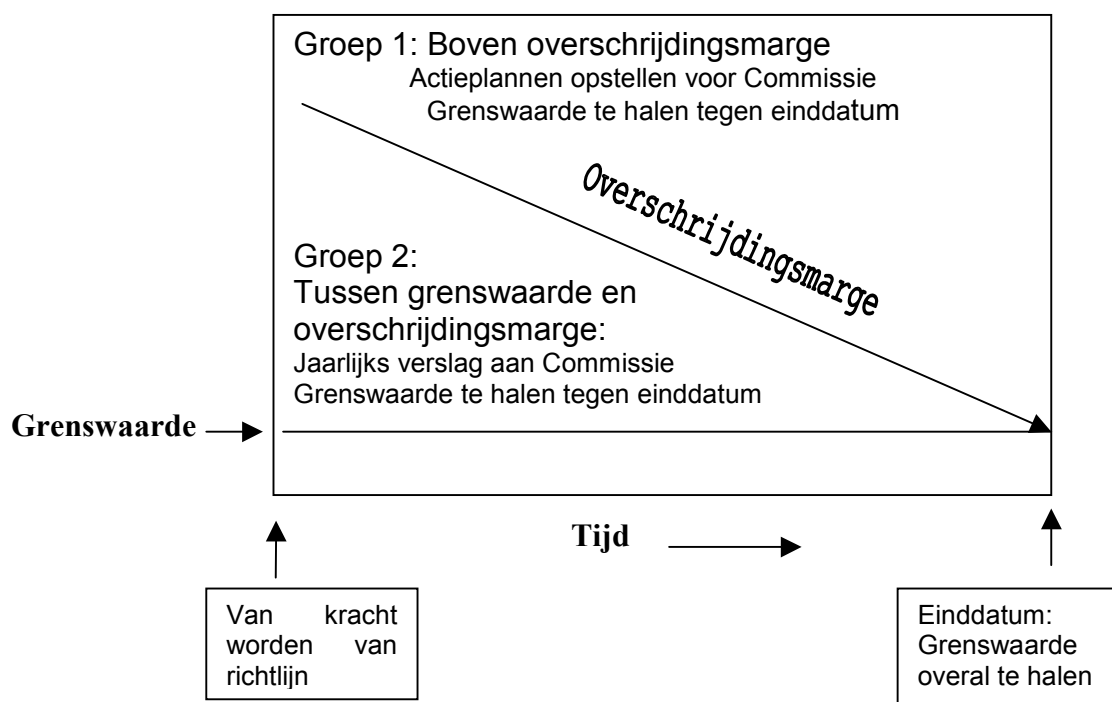
- 80/779/EEG voor SO₂ en zwevend stof
- 82/884/EEG voor lood
- 85/203/EEG voor stikstofdioxide,

en legt tegelijk nieuwe grenswaarden voor deze componenten op.

De objectieven van deze dochterrichtlijn zijn:

- vastleggen van grenswaarden voor SO₂, NO_x, zwevende deeltjes en lood, evenals alarmdrempels voor SO₂ en NO_x
- het evalueren van de concentraties op basis van gemeenschappelijke methodes en criteria
- het verzamelen van informatie en voorlichten van het publiek
- het behouden en verbeteren van de luchtkwaliteit.

Figuur 8: Principe van de dalende overschrijdingsmarges



Behalve de grenswaarden voor de vier betrokken verontreinigers legt de richtlijn ook een strikt tijdsschema op aan de lidstaten om te voldoen aan de waarden die zijn opgelegd ter bescherming van de menselijke gezondheid, namelijk:

- 2005 voor SO₂
- 2010 voor NO_x
- 2005 voor lood en deeltjes (fase 1)

Het tijdsschema voor het bereiken van de naleving van de grenswaarden, het gefaseerd verdwijnen van de overschrijdingen en de bijhorende maatregelen worden hierbij weergegeven in figuur 8.

Voor de toepassing van de directieve dient de Commissie voor 31 december 2003 een rapport aan het Parlement en aan de Raad voor te leggen. Eventueel worden in dit rapport voorstellen voor wijziging van de richtlijn gedaan. In het bijzonder zal dit rapport nog verder aan te vullen.

informatie verschaffen over de meest recente wetenschappelijke resultaten over de effecten op de menselijke gezondheid van blootstelling aan zwaveldioxide, verschillende fracties van stofdeeltjes en lood.

De bijlagen van deze richtlijn bevatten:

- de eigenlijke grenswaarden voor de betrokken componenten
- de overschrijdingsmarges en einddatums
- de bovenste en onderste beoordelingsdrempels voor elke component
- de vereisten voor de plaatsing en het aantal meetposten voor bescherming van de menselijke gezondheid (in agglomeraties) en ecosystemen
- technische vereisten voor plaatsing van meetposten
- minimum kwaliteitsvereisten voor de nauwkeurigheid en minimum beschikbaarheid van aantal metingen
- referentiemethodes voor metingen van elke component
- indicatoren voor informatie van het publiek

4.2.3.2 Voorstel van richtlijn voor koolstofmonoxide en benzeen COM(2000)223 definitief van 11.04.2000

Nieuw aan dit voorstel van richtlijn is dat voor het eerst een component wordt gereguleerd op basis van zijn kankerverwekkende eigenschappen. Daarbij wordt uitgegaan van het begrip "eenheidsrisico" en niet van een drempelwaarde waaronder geen gevaar voor de menselijke gezondheid bestaat. De grenswaarde van 5 µg/m³ voor benzeen geldt dan ook als jaargemiddelde.

Voor CO, dat eveneens vooral verkeersgebonden en typisch voor het stedelijk milieu is, geldt daarentegen alleen een korte termijnwaarde (voortschrijdend 8-uursgemiddelde) van 10 mg/m³.

De nieuwe begrippen over beoordelingsprincipes, namelijk:

- "overschrijdingsmarge" en
- "bovenste en onderste beoordelingsdrempel"

worden eveneens in dit voorstel van richtlijn toegepast.

4.3 Vlaanderen

4.3.1 Milieukwaliteitsnormen Lucht en beleidstaken terzake

4.3.1.1 Algemeen

In Hoofdstuk 2.5 van Vlarem II zijn de milieukwaliteitsnormen voor "lucht" bijeengebracht. De eigenlijke normen worden in Vlarem II weergegeven onder *bijlagen 2.5.1 en 2.5.2*. Ze worden ingedeeld in twee groepen :

- milieukwaliteitsnormen voor lucht, met
 - immissienormen vastgesteld door EU-richtlijnen (SO₂ en zwevende deeltjes, NO₂, lood en ozon)
 - overige immissienormen (afgeleid uit de TA-Luft 1986) : deze laatste hebben betrekking op cadmium (Cd), chloor (Cl₂), waterstofchloride (uitgedrukt als Cl), koolmonoxide (CO), mono-vinylchloride (CH₂=CH-Cl), waterstoffluoride (HF);
- milieukwaliteitsnormen voor stofneerslag; deze hebben betrekking op niet-gevaarlijk stof, lood, cadmium en thallium.

De controle (via metingen) van de luchtkwaliteitsdoelstellingen is -in het algemeen- de taak van de overheid. Voor dit doel bestaan diverse meetnetten die uitgebaat worden door de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). De resultaten van de metingen worden jaarlijks gepubliceerd door de VMM in een verslag, bijvoorbeeld⁷, te bestellen bij de Afdeling Informatie van de VMM, A. Van de Maelestraat 96 te 9320 Erembodegem.

Slechts via bepaalde sectorale voorwaarden (bv. stookinstallaties van meer dan 300 MW thermisch, art. 5.43.2.5.§3 van Vlarem II) en/of via bijzondere vergunningsvoorwaarden wordt de exploitant verplicht zelf luchtkwaliteitsmetingen te verrichten in de omgeving van de eigen installaties.

Voor de controle van elk van de luchtkwaliteitsdoelstellingen wordt een meetmethode voorgesteld, waarvan echter mag afgeweken worden als de alternatieve methode evenwaardig is en aanvaard wordt volgens een code van goede praktijk.

De luchtkwaliteitsdoelstellingen gelden bij een temperatuur 293 K (20 °C) en 1013,25 hPa.

4.3.1.2 Luchtkwaliteitsdoelstellingen uit EU-richtlijnen

De luchtkwaliteitsdoelstellingen afgeleid uit EU-richtlijnen, worden weergegeven in tabel 8.

⁷ Luchtkwaliteit in het Vlaamse gewest. 1998. Jaarverslag immissiemeetnetten kalenderjaar 1998 en meteorologisch jaar 1998-1999. Vlaamse Milieumaatschappij. November 1999.

Tabel 8 : Luchtkwaliteitsnormen afgeleid uit EU-richtlijnen

Parameter referentiemethode	Eenheid	Richtwaarde	Grenswaarde	Evenwaardige referentiemethode	
				Continu	Discontinuu
NO ₂ chemilumi- nescentiemethode ISO 7996	µg/m ³	135 als 98ste percentiel berekend uit de gedurende het hele kalenderjaar gemeten gemiddelde uur- of halfuurswaarden	200 als 98ste percentiel berekend uit de gedurende het hele kalenderjaar gemeten gemiddelde uur- of halfuurswaarden	Chemilumi- nescentiemetho de NBN T94-303	Salzmann-methode VDI 2453/1 NBN T94-301 NBN T94-302
		50 als 50ste percentiel berekend uit de gedurende het hele kalenderjaar gemeten gemiddelde uur- of halfuurswaarden	- als 50ste percentiel berekend uit de gedurende het hele kalenderjaar gemeten gemiddelde uur- of halfuurswaarden		
SO ₂ West & Gaeke- methode NBN T94-202	µg/m ³	40 tot 60 als rekenkundig gemiddelde van de gemiddelde dagwaarden	350 bij zwevende deeltjes ≤ 150, als 98ste percentiel van alle in het hele meteorologische jaar gemeten gemiddelde dagwaarden	UV- fluorescentie	Waterstofperoxide- methode NBN T94- 201 of staalname volgens NBN T94- 201, gevolgd door ionchromatografie VDI 2451 div.
		100 tot 150 als gemiddelde dagwaarde	250 bij zwevende deeltjes > 150, als 98ste percentiel van alle in het hele meteorologische jaar gemeten gemiddelde dagwaarden		
			120 bij zwevende deeltjes ≤ 40, als 50ste percentiel van alle in het hele meteorologische jaar gemeten gemiddelde dagwaarden		
			80 bij zwevende deeltjes > 40, als 50ste percentiel van alle in het hele meteorologische jaar gemeten gemiddelde dagwaarden		
			180 bij zwevende deeltjes ≤ 60, als 50ste percentiel van alle in de winter (01/10-31/03) gemeten gemiddelde dagwaarden		
			130 bij zwevende deeltjes > 60, als 50ste percentiel van alle in de winter (01/10-31/03) gemeten gemiddelde dagwaarden		

zwevende deeltjes zwart-rookmethode ISO 9835	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	40 tot 60 als rekenkundig gemiddelde van de tijdens het jaar gemeten gemiddelde dagwaarden	250 als 98ste percentiel van alle in het hele meteorologische jaar gemeten gemiddelde dagwaarden	Beta-stralen VDI 2463/6	
		100 tot 150 als gemiddelde dagwaarde	130 als 50ste percentiel van alle in de winter (01/10-31/03) gemeten gemiddelde dagwaarden		
			80 als 50ste percentiel van alle in het hele meteorologische jaar gemeten gemiddelde dagwaarden		
lood atoomabsorptie-spectrofotometrie NBN T94-401	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	-	2 als gemiddelde jaarlijkse concentratie		X-stralen fluorescentie (B.S., dd. 09/10/1981)

4.3.1.3 Luchtkwaliteitsdoelstellingen, andere dan uit EU-richtlijnen

De overige luchtkwaliteitsdoelstellingen (andere dan via EU-richtlijnen) zijn samengevat in tabel 9.

Tabel 9 : Luchtkwaliteitsnormen, niet afgeleid uit EU-richtlijnen

Luchtkwaliteitsdoelstellingen (andere dan uit EU-richtlijnen)			
Schadelijke stof	Richtwaarde	Grenswaarde	
cadmium in zwevend stof (als Cd) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	-	0,04	als jaarlijkse gemiddelde concentratie te meten op dagbasis
chloor [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	-	300	als 98-percentiel van alle tijdens het kalenderjaar gemeten halfuurswaarden of als 98-percentiel van alle tijdens het kalenderjaar gemeten 24-uurswaarden (*)
chloorwaterstof (als Cl) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	-	300	als 98-percentiel van alle tijdens het kalenderjaar gemeten halfuurswaarden of als 98-percentiel van alle tijdens het kalenderjaar gemeten 24-uurswaarden (*)
koolmonoxide [mg/m^3]	-	30	als 98-percentiel van alle tijdens het kalenderjaar gemeten halfuurswaarden
monovinylchloride [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	1	10	als 98-percentiel van alle tijdens het kalenderjaar gemeten halfuurswaarden of als 98-percentiel van alle tijdens het kalenderjaar gemeten 24-uurswaarden (*)
fluorwaterstof [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	-	3 (*)	als 98-percentiel van alle tijdens het kalenderjaar gemeten halfuurswaarden of als 98-percentiel van alle tijdens het kalenderjaar gemeten 24-uurswaarden (*)

Luchtkwaliteitsdoelstellingen voor stofneerslag				
stof	[mg/m ² /d]	350	650	als maandgemiddelde
lood	[µg/m ² /d]	250	3 000	als jaargemiddelde
Cadmium	[µg/m ² /d]	20	-	als jaargemiddelde
thallium	[µg/m ² /d]	10	-	als jaargemiddelde

(*) gewijzigd in het wijzigingsbesluit van 19/01/1999 (B.S. 31/03/1999)

4.3.1.4 Ozonbeheersing

In tabel 10 wordt een samenvatting gegeven van de drempelwaarden voor de ozonconcentratie in de omgevingslucht.

Tabel 10 : Drempelwaarden voor de ozonconcentratie in de lucht

Aard	Concentratie	Interpretatie
Drempelwaarde voor de bescherming van de volksgezondheid	110 µg/m ³	gemiddelde waarde over een periode van 8 uur
Drempelwaarde voor de bescherming van de vegetatie	200 µg/m ³ 65 µg/m ³	gemiddelde waarde over een periode van 1 uur gemiddelde waarde over een periode van 24 uur
Drempelwaarde voor het informeren van de bevolking	180 µg/m ³	gemiddelde waarde over een periode van 1 uur
Drempelwaarde voor het alarmeren van de bevolking	360 µg/m ³	gemiddelde waarde over een periode van 1 uur

Een hele strategie voor het meten van de ozonconcentraties met het oog op de studie van de vorming en transport van ozon, en het inschatten van de risico's voor de bevolking en de vegetatie, wordt voorgesteld in de bijlage 2.5.3.b. van Vlarem II.

4.3.1.5 Verstrengingen van de luchtkwaliteitsnormen

De luchtkwaliteitsdoelstellingen worden respectievelijk als grenswaarde en als richtwaarde weergegeven.

In de "definitie luchtverontreiniging" wordt een "**grenswaarde voor luchtkwaliteit**" omschreven als een "*niveau dat op basis van wetenschappelijke kennis is vastgesteld teneinde schadelijke gevolgen voor de gezondheid van de mens en/of voor het milieu in zijn geheel te voorkomen, te verhinderen of te verminderen en dat binnen een bepaalde termijn moet worden bereikt en, als het eenmaal is bereikt, niet meer mag worden overschreden*".

Een "**streefwaarde of richtwaarde voor luchtkwaliteit**" daarentegen wordt gedefinieerd als "*een niveau dat is vastgesteld om schadelijke effecten voor de gezondheid van de mens en/of het milieu in zijn geheel op lange termijn te vermijden, en dat zoveel mogelijk binnen een gegeven periode moet worden bereikt*".

In de definities luchtverontreiniging (art. 1.1.2) wordt een definitie gegeven van twee zones waarvoor een verstrenging van de algemene luchtkwaliteitsdoelstellingen van kracht is:

Een "*speciale beschermingszone*" wordt gedefinieerd als volgt: "*zone waarin de te verwachten toename van de verontreiniging ten gevolge van stedelijke en industriële ontwikkelingen moet worden beperkt of voorkomen*". Als speciale beschermingszones worden aangeduid:

- 1° zone Antwerpen: de gemeenten Antwerpen, Borsbeek, Edegem, Mortsel, Schoten, Wijnegem, Wommelgem en Zwijndrecht;
- 2° zone Gent: de gemeenten Destelbergen, Evergem en Gent;
- 3° zone Brussel-rand: de gemeenten Drogenbos, Kraainem, Machelen, Vilvoorde, Wezembeek-Oppem en Zaventem.

Een "*beschermingszone*" wordt gedefinieerd als: "*een geografisch afgebakende zone die vanuit milieu-oogpunt bijzonder moet worden beschermd*"; de definitie wordt echter aangevuld met "*als beschermingszone worden aangeduid de natuurgebieden met wetenschappelijke waarde of natuurreservaten, als bedoeld in artikel 13 van het Koninklijk Besluit van 28 december 1972 betreffende de inrichting en de toepassing van de ontwerp-gewestplannen en gewestplannen, de bosreservaten als bedoeld in het Bosdecreet van 13 juli 1990 en de natuurreservaten en natuurparken zoals bedoeld in de wet van 12 juli 1973 op het natuurbehoud*".

In speciale beschermingszones geldt dat de grenswaarden voor de luchtkwaliteit van SO₂, zwevende deeltjes en NO₂ verstrengd worden tot 80% van de oorspronkelijke waarde (Vlarem II, art. 2.5.1.2.§1).

In beschermingszones gelden, naast de milieukwaliteitsnormen van bijlage 2.5.3. (ozonbeheersing), de richtwaarden van bijlagen 2.5.1. (milieukwaliteitsnormen lucht) en 2.5.2. (milieukwaliteitsnormen voor stofneerslag) als grenswaarde (Vlarem II, art. 2.5.1.2.§2). Voor de parameters waarvoor in vermelde bijlagen geen richtwaarde werd vastgesteld, geldt 80% van de grenswaarde als verstrengde grenswaarde.

Het verstrengen van de luchtkwaliteitsdoelstellingen heeft niet noodzakelijk een verstrenging van de emissienormen tot gevolg. Niettemin kan de vergunningverlenende overheid oordelen dat in bepaalde gevallen een verstrenging van de emissievoorwaarden ten opzichte van de emissiegrenswaarden van Vlarem II noodzakelijk is om een overschrijding van de luchtkwaliteitsdoelstellingen te vermijden.

4.3.1.6 Nieuwe Europese luchtkwaliteitsdoelstellingen

Op 29 juni 1999 verscheen in het Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen de Richtlijn 1999/30 van de Raad van 22/04/1999. Hierin worden (verstrengde) grenswaarden voor zwaveldioxide, stikstofdioxide en stikstofoxiden, zwevende deeltjes en lood in de omgevingslucht voorgesteld.

Een overzicht van de nieuwe grenswaarden voor bovenvermelde parameters wordt gegeven in tabel 11.

Tabel 11: Toekomstige immissiegrenswaarden voor SO₂, NO_x en PM₁₀ uit EU-richtlijn 1999/30

	Middelingstijd	Grenswaarde	Overschrijdingsmarge	Datum waarop aan de grenswaarde moet worden voldaan
Zwavel dioxide (SO₂)				
Uurgrenswaarde voor de bescherming van de gezondheid van de mens	1 uur	350 µg/m ³ mag niet meer dan 24 keer per kalenderjaar worden overschreden	150 µg/m ³ (43 %) bij de inwerkingtreding van deze richtlijn, op 1 januari 2001 en daarna om de 12 maanden met een gelijkblijvend jaarpercentage afnemend tot 0 % uiterlijk 1 januari 2005	1 januari 2005
Daggrenswaarde voor de bescherming van de gezondheid van de mens	24 uur	125 µg/m ³ mag niet meer dan drie keer per kalenderjaar worden overschreden	geen	1 januari 2005
Grenswaarde voor de bescherming van ecosystemen	kalenderjaar en winter (1 oktober tot en met 31 maart)	20 µg/m ³	geen	19 juli 2001
Stikstofdioxide (NO₂) en stikstofoxiden (NO_x)				
Uurgrenswaarde voor de bescherming van de gezondheid van de mens	1 uur	200 µg/m ³ NO ₂ mag niet meer dan 18 keer per kalenderjaar worden overschreden	50 % bij de inwerkingtreding van deze richtlijn, op 1 januari 2001 en daarna om de 12 maanden met een gelijkblijvend jaarpercentage afnemend tot 0 % uiterlijk 1 januari 2010	1 januari 2010
Jaargrenswaarde voor de bescherming van de gezondheid van de mens	kalenderjaar	40 µg/m ³ NO ₂	50 % bij de inwerkingtreding van deze richtlijn, op 1 januari 2001 en daarna om de 12 maanden met een gelijkblijvend jaarpercentage afnemend tot 0 % uiterlijk 1 januari 2010	1 januari 2010
Jaargrenswaarde voor de bescherming van vegetatie	kalenderjaar	30 µg/m ³ NO _x	geen	19 juli 2001

Zwevende deeltjes (PM₁₀)				
FASE 1				
Daggrenswaarde voor de bescherming van de gezondheid van de mens	24 uur	50 µg/m ³ PM ₁₀ mag niet meer dan 35 keer per jaar worden overschreden	50 % bij de inwerkingtreding van deze richtlijn, op 1 januari 2001 en daarna om de 12 maanden met een gelijkblijvend jaarpercentage afnemend tot 0 % uiterlijk 1 januari 2005	1 januari 2005
Jaargrenswaarde voor de bescherming van de gezondheid van de mens	kalenderjaar	40 µg/m ³ PM ₁₀	20 % bij de inwerkingtreding van deze richtlijn, op 1 januari 2001 en daarna om de 12 maanden met een gelijkblijvend jaarpercentage afnemend tot 0 % uiterlijk 1 januari 2005	1 januari 2005
FASE 2				
Daggrenswaarde voor de bescherming van de gezondheid van de mens	24 uur	50 µg/m ³ PM ₁₀ mag niet meer dan 7 keer per jaar worden overschreden	zal uit gegevens worden afgeleid en gelijkwaardig zijn aan de grenswaarde in fase 1	1 januari 2010
Jaargrenswaarde voor de bescherming van de gezondheid van de mens	kalenderjaar	20 µg/m ³ PM ₁₀	50 % op 1 januari 2005 en daarna om de 12 maanden met een gelijkblijvend jaarpercentage afnemend tot 0 % uiterlijk 1 januari 2010	1 januari 2010

4.4 Duitsland

Duitsland is een bondsstaat, maar in tegenstelling tot België worden de hoofdlijnen van het milieubeleid vooral op federaal vlak geregeld.

4.4.1 Huidige wetgeving

Voor zover kon worden nagegaan is er in Duitsland geen wettelijk vastgelegde procedure voor het ontwikkelen van luchtkwaliteitsnormen. Nochtans wordt de hele wetgeving rond luchtverontreiniging stevast aangeduid met "Immissionschutz", ook wanneer het emissiegerichte of technische materies betreft.

In het kort samengevat werden de thans in Duitsland geldende normen voor luchtkwaliteit op drie manieren bekomen:

- Bundes Immissionschutz Gesetz (BImSchG) en bijhorende Bundes Immissionschutz Verordnungen (BImSchV)
- TA Luft 1986: administratieve richtlijn die Immissionswerte definieert;
- Omzetting van Europese Richtlijnen; in de praktijk via een BImSchV;

Bijkomend kan worden verwezen naar de regionale voorschriften of ontwerpwaarden die de Länder of bondsstaten toepassen bij problemen die rijzen op regionaal vlak.

4.4.1.1 Bundes-Immissionschutzgesetz (BImSchG)

De Bundes-ImmissionschutzGesetz is de basiswet die definities formuleert, ondermeer luchtverontreiniging, emissie, immissie... en principes voorstelt voor de beheersing van de luchtverontreiniging.

Immissies zijn volgens de BImSchG de inwerking op mensen, dieren en planten, bodem, water, atmosfeer, cultuur- en andere goederen door luchtverontreiniging, geluid, trillingen, licht, warmte, stralen en vergelijkbare agentia.

Naast luchtverontreiniging behandelt de BImSchG en de BImSchV's ook lawaai, straling en risico's van vergunningsplichtige bedrijven.

Voor de bescherming tegen de gevolgen van luchtverontreiniging onderscheidt de BImSchG de aanpak van bedrijven - vergunningsplichtige en andere- , producten, verkeer en per gebied. In termen van de BImSchG worden deze werkdomeinen aangeduid als:

- Anlagenbezogener Immissionsschutz
- Produktbezogener Immissionsschutz
- Verkehrsbezogener Immissionsschutz
- Gebietsbezogener Immissionsschutz.

Voor de uitvoering op verschillende domeinen wordt de BImSchG verder geconcretiseerd door 27 Bundes Immissionschutz Verordnungen (BImSchV) en andere richtlijnen.

Enkele voorbeelden

1. BImSchV - Kleine stookinstallaties

- 2. **BImSchV** - Emissiebeperkingen voor vluchtige halogeenkoolwaterstoffen
- 4. **BImSchV** - Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen (lijst van de vergunningsplichtige bedrijven)
- 5. **BImSchV** - Verordnung über Immissionsschutz- und Störfallbeauftragte (cfr. aanstelling milieucoördinator)
- 9. **BImSchV** - Verordnung über das Genehmigungsverfahren (milieuvergunning)
- 11. **BImSchV** - Immissionserklärungsverordnung (2-jaarlijkse verplichting tot rapporteren voor sommige ingedeelde bedrijven)
- 12. **BImSchV** - Störfall-Verordnung (Seveso Richtlijn)
- 13. **BImSchV** - Verordnung über Großfeuerungsanlagen: grote stookinstallaties
- 17. **BImSchV** - Afvalverbrandingsinstallaties
- 20. en 21. **BImSchV** - Verdamping van benzine bij tankstations

4.4.1.2 TA Luft Immissionswerte

De thans geldende Immissionswerte worden gegeven in de Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft of T.A. Luft, waarvan de laatste versie dateert van 1986. Deze Immissionswerte vinden algemeen toepassing bij het toetsen van nieuwe industriële projecten, maar worden ook als referentiewaarde gebruikt voor de resultaten van de meetnetten.

TA Luft is in feite een administratieve richtlijn, die vooral in het vergunningenbeleid een rol speelt. Dit blijkt ook uit de titel:

*Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz
(Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft).*

GMBI der Bundesministerien v. 27.2.1986, S95 ff

De voorschriften hebben geen strikt wettelijk karakter en laten enige ruimte binnen de ambtelijke toepassing, maar in de realiteit wordt in Duitsland niet lichtvaardig van de T.A. Luft afgeweken. Eerder wordt gestreefd naar maximale toepassing van de "Stand der Technik", vernieuwing via "Dynamisierungsklausel" en vermijden van emissies van gevaarlijke stoffen ("Minimierungsgebot"). Typisch voor de laatste versie van TA Luft zijn ook de strikte aanpassingstermijnen voor bestaande bedrijven.

"TA Luft 86" wordt ook wel "novelle TA Luft" genoemd mbt tot voorgaande versie van 1974. Sinds 1998 zijn er signalen van de Umweltrat en van politici dat de TA Luft 86 niet meer beantwoordt aan de recente technische ontwikkelingen, en wordt aangedrongen op een herziening, "TA Luft 2000". De Duitse regering deelt deze visie niet helemaal en verwijst naar de performantie van de TA Luft voor de verbetering van de luchtkwaliteit in de laatste decennia, en het feit dat de TA Luft als voorbeeld heeft gediend voor andere Europese landen.

Typisch voor de TA Luft is de in hoofdzaak stof- en brongerichte aanpak, waarbij voor verschillende componenten emissiegrenswaarden zijn opgenomen en voor de industriële sectoren specifieke voorschriften worden gegeven.

Op gebied van luchtkwaliteit volgt de TA Luft een eigenzinnige koers. In hoofdzaak is dit te wijten aan het feit dat de TA Luft een instrument is binnen het vergunningenbeleid.

De toegenomen immissies veroorzaakt door een bedrijf (Iz, "Zusatzbelastung") worden berekend door middel van de emissiegegevens en een voorgeschreven verspreidingsmodel,

en dan opgeteld bij de gemeten immissiewaarden Iv ("Vorbelastung"). Om deze voorbelasting te bepalen is een rigoureuze meetstrategie voorgeschreven. De totale belasting Ig ("Gesamtbelastung") wordt dan getoetst aan een "Immissionswert". Deze toetsing wordt uitgevoerd voor:

IW1: het jaargemiddelde,

IW2: de 98-percentiel of het maximaal maandgemiddelde.

Onder Nr. 2.5 van TA Luft worden de Immissionswerte opgegeven, onderverdeeld in stoffen die gevaarlijk zijn voor de menselijke gezondheid en stoffen die andere effecten hebben:

Immissiewaarden voor de bescherming van de gezondheid (2.5.1.)

Schadelijke stof	IW1	IW2
Zwevend stof	0,15 mg/m ³	0,30 mg/m ³
Lood en anorganische loodverbindingen, als Pb	2,0 µg/m ³	-
Cadmium en anorganische cadmiumverbindingen, als Cd	0,04 µg/m ³	-
Chloor	0,10 mg/m ³	0,30 mg/m ³
Waterstofchloride	0,10 mg/m ³	0,20*) mg/m ³
CO	10 mg/m ³	30 mg/m ³
Zwavel dioxide	0,14 mg/m ³	0,40 mg/m ³
Stikstofdioxide	0,08 mg/m ³	0,20 mg/m ³

*) zolang HCl niet afzonderlijk van chloride kan gemeten worden geldt voor IW2 0,30 mg/m³

Immissiewaarden voor de bescherming tegen significante schade en hinder (2.5.2.):

Schadelijke stof	IW1	IW2
Stofneerslag	0,35 g/m ² /d	0,65 g/m ² /d
Lood en anorganische loodverbindingen, als bestanddeel van stofneerslag, als Pb	0,25 mg/m ² /d	-
Cadmium en anorganische cadmiumverbindingen, als bestanddeel van stofneerslag, als Cd	5 µg/m ² /d	-
Thallium en anorganische thalliumverbindingen, als bestanddeel van stofneerslag, als Tl	10 µg/m ² /d	-
Fluorwaterstof en anorganische gasvormige fluorverbindingen	1,0 µg/m ³	3,0 µg/m ³

Verder bevat de TA Luft nog "S-werte", factoren die worden gebruikt voor de berekening van de minimale schoorsteenhoogte, en in feite immissieconcentraties zijn zonder dat ze als dusdanig worden aangeduid. Enkele voorbeelden:

Component	S-waarde
Zwevend stof	0,2
HCl als Cl	0,1
CO	15
SO ₂	0,2

H ₂ S	0,005
NO ₂	0,15
Lood	0,005
Cadmium	0,0005

Verder worden voor de anorganische stoffen, de organische stoffen en de kankerverwekkers, telkens in 3 klassen volgens de TA Luft rubrieken, S- waarden opgegeven.

Uit de context kan worden afgeleid dat het 98-percentielwaarden der uurgemiddelden betreft, uitgedrukt in mg/m³. Hoewel de onderbouwing onduidelijk is, gaat het hier om de meest uitgebreide set van referentiewaarden die voor luchtkwaliteit beschikbaar is. Vooral vroeger werden deze S-waarden bij gebrek aan echte immissiegrenswaarden soms gebruikt om de aanvaardbaarheid van een emissie voor de omgeving te beoordelen.

4.4.1.3 Omzetting van Europese Richtlijnen

De omzetting van Europese richtlijnen over luchtkwaliteit, m.i.v. voorschriften over meettechnieken, meetfrequenties en maatregelen om de drempelwaarden te handhaven gebeurt eveneens onder de vorm van een BImSchV. Totnogtoe betreft dit alleen:

22. BImSchV - Verordnung über Immissionswerte, van 26.10.1993.

Hierin worden de luchtkwaliteitsdrempels uit de E.U. Richtlijnen gegeven voor zwaveldioxide, zwevend stof, lood en stikstofdioxide.

Op 27.05.1994 werd deze Verordnung verder aangepast door opname van de drempelwaarden voor ozon en de bepalingen over informatie van de bevolking.

Het verder invullen van de grenswaarden uit de Europese dochterrichtlijnen voor andere componenten zal vermoedelijk ook binnen de 22.BImSchV gebeuren.

Met de invoering van de luchtkwaliteitsvoorschriften van de verschillende Europese richtlijnen verschijnt in Duitsland voor het eerst het begrip "grenswaarde" (Immissionsgrenzwert) in de wetgeving. Uit de commentaren bij de wetspraak blijkt dat het invoeren van de Europese dochterrichtlijnen als een vooruitgang wordt beschouwd tegenover de vroegere Duitse immissiewetgeving omwille van de volgende modernere elementen:

- gebaseerd op nieuwere kennis
- in overeenstemming met de aanbevelingen van de WGO
- duidelijkheid, ook in verband met tolerantie voor overschrijdingen
- revisie door experts, op gebied van gezondheid en effecten, alsook economen, politici en niet-regeringsorganisaties
- democratische legitimering door Europees parlement, Europese milieuraad en deelstaten
- gelijkschakeling van effecten op volksgezondheid en ecosystemen

4.4.1.4 Regionale voorschriften van de bondsstaten

De Länder of bondsstaten zijn ondermeer verantwoordelijk voor het beheer van de meetnetten en in voorkomend geval het opstellen van gebiedsgerichte saneringsplannen. Dit gebeurt via de lokale instellingen, zoals het Landesanstalt für Immissionschutz in Essen. Naar aanleiding van specifieke problemen in deze regio zijn enkele richtlijnen voor de

beoordeling van de meetwaarden i.v.m. luchtverontreiniging opgesteld, complementair aan de TA-Luft Immissionswerte, en in enkele gevallen uitgedrukt in dezelfde grootheden. Er zijn gevallen bekend waar deze voorstellen ook tot het niveau van een wettelijke grenswaarde zijn geëvolueerd. Alle voorbeelden vinden hun oorsprong bij het LIS van Nordrhein-Westfalen:

- de depositiewaarden voor zink, ook IW-waarden als 3-maandelijks gemiddelde;
- de Geruchsrichtlinie van Nordrhein-Westfalen om de aanvaardbaarheid van geurhinder te beoordelen;
- een voorstel voor dioxineconcentraties in lucht en depositie van LIS.

4.4.2 Recente evoluties

4.4.2.1 Afleiden van milieukwaliteitsdoelstellingen

In zijn milieuverlag van 1996 wijst de SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) er op dat de verscheidenheid van milieu-effecten van de menselijke activiteit en de mondialisering van de vrije economie ertoe leiden dat nieuwe, transparante en geharmoniseerde methodes nodig zijn om milieukwaliteitsdoelstellingen te definiëren. Door politici en experts zijn ondertussen discussies gestart om dergelijke procedures op te nemen in het milieurecht.

Deze discussie gaat veel ruimer dan alleen luchtkwaliteitsdoelstellingen en de aanbevelingen hebben een eerder vaag karakter. Toch zijn deze inzichten van doorslaggevend belang voor de verdere ontwikkeling van luchtkwaliteitsdoelstellingen.

- ◆ Te beschermen entiteiten zijn mens en milieu, milieu- en natuurgoederen
- ◆ Wettelijke kwaliteitsdoelstellingen moeten niet alleen gevaren, maar ook de risico's beschouwen, en de respectievelijke preventie of vermijding van beide
- ◆ Milieudoelstellingen zijn niet noodzakelijk kwantitatieve waarden (cijfers), maar dienen wel voldoende duidelijk omlind te zijn; mogelijke vormen zijn kwaliteitsdoelstellingen, immissienormen en emissienormen.
- ◆ De uitstoot van stoffen mag op lange termijn de draagkracht of het aanpassingsvermogen van de milieucompartimenten niet overschrijden
- ◆ Duur en intensiteit van de effecten moeten in gewogen verhouding staan tot de zelfstabiliserende reactie van het milieu; de aanwending van natuurlijke grondstoffen moet kleiner of hoogstens gelijk zijn aan de regeneratiemogelijkheden
- ◆ Bescherming gericht op de meest gevoelige objecten
- ◆ Aanpassing van de beschermingsafstand
- ◆ brede maatschappelijke acceptatie door deelneming van alle betrokken partijen in het stellen van kwaliteitsobjectieven. In de eerste plaats dienen alle betrokken deskundigen worden betrokken. Tevens dienen alle aspecten van een kwaliteitsdoelstelling onderzocht: eisen aan bedrijven, bedrijfsvoering, producten, internationale reglementering, juridische aspecten
- ◆ Harmonisering van de regels voor het stellen van kwaliteitsdoelstelling voor alle media, bijvoorbeeld een gelijke veiligheidsmarge tussen grenswaarde en effectieve gevarengrens

De deelname van niet uitsluitend wetenschappelijk georiënteerde experts aan het proces wordt noodzakelijk geacht bij elke normering niet alleen kennis dient ingebracht, maar ook andere, politiek betekenisvolle, waarden dienen afgewogen.

De opdracht voor de wetgever is derhalve niet zozeer het bepalen van de milieukwaliteitsdoelstellingen zelf, maar wel het vastleggen van het systeem om tot deze normen te komen, de te beschermen entiteiten en het beschermingsniveau.

4.4.2.2 Concrete nood aan nieuwe immissiewaarden?

In 1999 werd door de Länderausschuss für Immissionschutz de noodzaak onderzocht om voor een zestal stoffen, die niet in de TA Luft onder Nr. 2.5 zijn opgenomen, nieuwe Immissionswerte vast te leggen. Dit gebeurde op vraag van milieu-ambtenaren van het Federaal Ministerie voor Leefmilieu (Umweltamt) en van verschillende bondsstaten. De componenten waarover discussie en met voor elk de overwegingen en de uitspraken van de Länderausschuss zijn hieronder kort samengevat.

Methylbromide

Op wereldvlak wordt methylbromide in aanzienlijke hoeveelheden door de zee geëmitteerd. Concentraties in niet belaste gebieden op het noordelijk halfrond liggen rond 15 ppt en rond 10 ppt op het zuidelijk halfrond. Methylbromide is ingedeeld in klasse I van TA Luft Nr. 3.1.7. Voor een indeling bij de kankerverwekkende stoffen zijn de bewijzen onvoldoende. Omdat de immissies gering zijn vindt de Raad het afleiden van een immissiewaarde niet noodzakelijk

Methylchloride

Methylchloride of chloormethaan wordt overwegend uit de zeeën en bij bosbranden vrijgesteld. De belangrijkste bron in Duitsland is de chemische industrie. De immissieconcentraties liggen rond $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en ook bij stijging van productie of gebruik wordt niet gerekend op een toename van deze waarde zodat kan worden afgezien van het formuleren van een bijkomende immissiewaarde.

Tetrachloorethaan (1112 en 1122)

De emissies van dit "zeer giftige" gas worden in Duitsland op minder dan 1 ton/j geschat, en wereldwijd op enige duizenden ton per jaar. De achtergrondconcentratie in de atmosfeer is verwaarloosbaar klein, nl. $0,001 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De beschikbare informatie volstaat niet om de stof als kankerverwekkend in te delen. Het gas wordt als gevaarlijk voor het waterig milieu bestempeld. De 2. BImSchV beperkt de maximale hoeveelheid tetrachloorethaan in oplosmiddelen tot 1 %. 1,1,2,2-TCE is ingedeeld in categorie 1 van 3.1.7 van TYA Luft. Het gas wordt in Duitsland niet meer geproduceerd. Het afleiden van een immissiewaarde lijkt niet noodzakelijk.

1,1,2-Trichloorethaan

De emissie bedroeg in 1994 in Duitsland nog meer dan 5 ton/j. en is thans beneden 1 ton/j gedaald. De concentratie in buitenlucht in de belaste gebieden is van ongeveer $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bij het begin van de jaren '90 gedaald tot een huidig niveau van circa $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. 1,1,2-Trichloorethaan behoort volgens de 2. BImSchV niet meer tot de toegelaten stoffen en is volgens TA Luft bij categorie I volgens 3.1.7. ingedeeld. Omdat het gas nog slechts in zeer geringe mate geëmitteerd wordt schijnt het vaststellen van een immissiewaarde onnodig.

Trichloorethyleen

Dit oplosmiddel wordt bij gebruik voor 90 % in de lucht geëmitteerd. Bijgevolg kan de ontwikkeling van de jaarlijkse emissies goed bijgehouden worden aan de hand van de jaarlijkse productiecijfers, die in Duitsland van midden de jaren '80 tot midden de jaren '90 een terugval van 80 % vertonen. De immissieconcentraties liggen in de stedelijke agglomeraties tussen 0,1 en 0,5 µg/m³. Toepassing van trichloorethyleen bij droogkuis is volgens 2.BImSchV verboden.

Ondanks de hoge schadelijkheidspotentiaal wordt voor trichloorethyleen, gezien de lage immissieconcentraties geen immissiewaarde afgeleid.

Acrylonitrile

Begin de jaren '90 bedroeg de emissie van dit gas in Duitsland nog meer dan 100 ton/jaar, met de belangrijkste bronnen in de oostelijke deelstaten. Ondertussen zijn emissiereducties met 2/3 gerealiseerd. Zelfs in de buurt van productiebedrijven ligt de immissieconcentratie in het algemeen beneden 1 µg/m³. Ondanks zijn principieel kankerverwekkende eigenschappen is wegens de geringe immissiebelasting de afleiding van een immissiewaarde volgens Nr. 2.5 van TA Luft voor acrylonitrile niet nodig.

4.4.3 Referenties

Dieter Jost

Die Neue T.A. Luft, Aktuelle Immissionschutzrechtliche Anforderungen an den Anlagenbetreiber, WEKA Fachverlage GmbH, rundwerk 1983, Stand Februar 2000

Prinz B., Krause G.H.M., Radermacher L.

Standards and guidelines for PCDD/PCDF - An integrated approach with special respect to the control of ambient air pollution

Chemosphere, Vol. 27, Nos. 1-3, pp 491-500, 1993

Ellerman K.

Berichte über die Luftqualität in Nordrhein-Westfalen, LIMES Jahresbericht 1994, Landesumweltamt NRW, 1996

4.5 Verenigde Staten

4.5.1 Clean Air Act

4.5.1.1 De rol van de federale regering en de rol van de individuele staten

De *Clean Air Act (CAA)* van 1990 is een federale wet die betrekking heeft op het ganse grondgebied van de Verenigde Staten (VS). Desondanks hebben de individuele staten een grote verantwoordelijkheid om de *CAA* naar behoren uit te voeren.

Onder de *CAA* heeft de *Environmental Pollution Agency (EPA)* de taak om luchtkwaliteitsdoelstellingen voorop te stellen. Deze verzekeren een algemene bescherming van de volksgezondheid en het milieu. De wet laat echter toe dat individuele staten strengere doelstellingen voorop stellen, maar anderzijds mogen de staten de federale doelstellingen niet

afzwakken. De wet erkent de autonomie van de staten in het uitvoeren van de *CAA* door de specificiteit van de lokale industrie, geografie, bewoning e.d.

De staten zijn verplicht *State Implementation Plans (SIPs)* op te maken die duidelijk maken hoe tewerk gegaan wordt om aan de verplichtingen van de *CAA* te voldoen. Een *SIP* geeft een overzicht van de reglementering die de staat heeft om ervoor te zorgen dat het milieu 'gezond' is of wordt. De staten moeten daarin het publiek betrekken door *hearings* (hoorzittingen) te organiseren en mogelijkheden te creëren om commentaar te leveren op de ontwikkeling van een *SIP*.

EPA moet elke *SIP* goedkeuren. Indien een *SIP* niet geaccepteerd wordt door *EPA*, kan deze laatste de handhaving van de *CAA* in de betrokken staat overnemen.

De federale regering heeft de taak om de individuele staten, via *EPA*, bij te staan op het vlak van wetenschappelijk onderzoek, expert studies, ontwerpen van engineering én geld ter beschikking te stellen voor steun voor *Clean Air* programma's.

4.5.1.2 Grensoverschrijdende luchtverontreiniging tussen verschillende staten

De *CAA* voorziet *interstate commissions on air pollution control* die als taak hebben regionale strategieën te ontwikkelen om de luchtverontreiniging te verminderen.

4.5.1.3 Vergunningen

Eén van grote doorbraken van de *CAA* van 1990 is het vergunningenprogramma voor luchtverontreinigende emissies (milieuvergunning voor grotere bedrijven).

Emissies van luchtverontreiniging afkomstig van industriële bedrijven worden beheerd door een vergunningensysteem. Tot op heden hadden ca. 35 staten een vergunningensysteem voor luchtmissies. Vanaf nu wordt luchtverontreiniging ook nationaal beheerd op het vlak van vergunningen. Onder het nieuwe programma blijven de vergunningen uitgereikt worden door de individuele staten, maar *EPA* zal overnemen wanneer de *CAA* niet correct uitgevoerd wordt. De vergunning geeft informatie over welke pollutanten er geëmitteerd worden, hoeveel er mag geëmitteerd worden en welke stappen er genomen worden om de verontreiniging te beperken, inclusief een plan om de emissies te meten (*monitoring*).

Het vergunningensysteem is in voege gesteld om bepaalde aspecten te vereenvoudigen. Bijvoorbeeld, een elektrische centrale wordt getroffen door verschillende aspecten van de *CAA*, met name *Acid Rain* (zure neerslag), *Hazardous Air Pollutant* (emissies van gevaarlijke stoffen) en *Non-Attainment* (zomersmog). De gedetailleerde informatie vereist voor elk van de afzonderlijke delen worden dan bijeengevoegd op één plaats in de betrokken vergunning.

Vergunningsaanvragen en vergunningen zijn ter inzage voor het publiek via de *air pollution control agency* (lokaal, of van de staat) of via *EPA*. Bedrijven moeten een *permit fee* (vergoeding voor de vergunning) betalen waarmee de controleactiviteiten van de staat op het vlak van de luchtverontreiniging betaald worden.

4.5.1.4 Handhaving

De *CAA* van 1990 geeft handhavingsbevoegdheid aan *EPA*. Voorheen was het uiterst moeilijk voor *EPA* om bedrijven te vervolgen voor delicten op de *CAA*, er moest telkens een rechtzaak aangespannen worden. De wet van 1990 geeft aan *EPA* de bevoegdheid om overtreders te bestraffen (beboeten).

4.5.2 Office of Air Quality Planning and Standards (OAQPS)

De *CAA* levert het kader voor de inspanningen op nationaal niveau, op het niveau van de individuele staten en van lokale overheden om de luchtkwaliteit te beschermen. Onder de *CAA* is *OAQPS* verantwoordelijk om normen voor de luchtkwaliteit voorop te stellen, beter bekend als *national ambient air quality standards (NAAQS)*, te vertalen als nationale luchtkwaliteitsnormen, voor alle pollutanten die schadelijk kunnen zijn voor mens en milieu.

OAQPS is ook verantwoordelijk voor het bereiken of handhaven van deze luchtkwaliteitsnormen in samenwerking met staats- of lokale regeringen. Ze doen dit door controlestrategieën op emissies van bedrijven, verkeer en andere bronnen.

EPA is verantwoordelijk voor metingen van de omgevingslucht.

4.5.2.1 National Ambient Air Quality Standards (NAAQS)

OAQPS is verantwoordelijk voor het uitvaardigen van normen voor de luchtkwaliteit (*NAAQS*). Er zijn twee types van normen, primaire en secundaire.

Primaire normen beschermen tegen nadelige gezondheidseffecten (*adverse health effects*) en **secundaire normen** beschermen tegen welzijnseffecten (*welfare effects*) zoals schade aan gewassen, vegetatie en gebouwen. Bij de gezondheidseffecten behoren effecten van 'gevoelige' personen, zoals astmapatiënten, kinderen en ouderlingen. Nadelige effecten voor fauna (dieren) worden beschouwd bij de secundaire normen.

EPA bestempelt een zestal pollutanten als de belangrijkste, waardoor ze criteriumpolluenten genoemd worden. Deze zijn:

- koolmonoxide (CO)
- stikstofdioxide (NO₂)
- lood (Pb)
- ozon (O₃)
- stofdeeltjes (*Particulate Matter*)
- zwaveldioxide (SO₂)

Tabel 12: National Ambient Air Quality Standards

POLLUTANT	STANDARD VALUE		STANDARD TYPE
Carbon Monoxide (CO)			
8-hour Average	9 ppm	(10 mg/m ³)**	Primary
1-hour Average	35 ppm	(40 mg/m ³)**	Primary
Nitrogen Dioxide (NO₂)			
Annual Arithmetic Mean	0.053 ppm	(100 µg/m ³)**	Primary & Secondary
Ozone (O₃)			
1-hour Average*	0.12 ppm	(235 µg/m ³)**	Primary & Secondary
8-hour Average	0.08 ppm	(157 µg/m ³)**	Primary & Secondary
Lead (Pb)			
Quarterly Average		1.5 µg/m ³	Primary & Secondary
Particulate < 10 micrometers (PM-10)			
Annual Arithmetic Mean		50 µg/m ³	Primary & Secondary
24-hour Average		150 µg/m ³	Primary & Secondary
Particulate < 2.5 micrometers (PM-2.5)			
Annual Arithmetic Mean		15 µg/m ³	Primary & Secondary
24-hour Average		65 µg/m ³	Primary & Secondary
Sulfur Dioxide (SO₂)			
Annual Arithmetic Mean	0.03 ppm	(80 µg/m ³)**	Primary
24-hour Average	0.14 ppm	(365 µg/m ³)**	Primary
3-hour Average	0.50 ppm	(1300 µg/m ³)**	Secondary

* The ozone 1-hour standard applies only to areas that were designated nonattainment when the ozone 8-hour standard was adopted in July 1997. This provision allows a smooth, legal, and practical transition to the 8-hour standard.

** Parenthetical value is an approximately equivalent concentration

Wanneer de concentraties van deze pollutanten hoger is dan wat door EPA als aanvaardbaar geacht wordt, dan wordt het gebied een *nonattainment area* genoemd.

OAQPS meet met bijzondere aandacht de criteriumpolluenten, waarvan de normen worden voorgesteld in Tabel 12.

4.6 Frankrijk

4.6.1 Kaderwet 30/12/96

In Frankrijk is de wetgeving op de luchtverontreiniging vergelijkbaar met het Belgische systeem, waarbij eerst een kaderwet werd uitgevaardigd, die daarna met verschillende decreten wordt aangevuld voor de praktische uitvoering in de verschillende domeinen.

De meest recente kaderwet van 30 december 1996, Loi n° 96-1236 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (Journal Officiel 1/1/1997), bevat in de eerste artikelen enkele bepalingen die betrekking hebben op het vaststellen van luchtkwaliteitsnormen. Procedures en definities worden vastgelegd in artikel 3.

"Titre Ier, Surveillance, information, objectifs de qualité de l'air, seuils d'alerte et valeurs limitées"

Art. 3. - De Staat verzekert, in samenwerking met de regionale autoriteiten, en met respect voor hun vrije administratie en de principes van decentralisatie, de bewaking van de luchtkwaliteit en haar effecten op de volksgezondheid en het milieu. De Staat vertrouwt de technische coördinatie van de bewaking van de luchtkwaliteit toe aan het agentschap voor het milieu en de beheersing van de energie (ADEME). Doelstellingen voor de luchtkwaliteit, alarmdrempels en grenswaarden worden vastgelegd na advies van de Hoge Raad voor openbare hygiëne van Frankrijk (Conseil supérieur d'hygiène publique de France) in overeenstemming met de waarden vooropgesteld door de Europese Unie of bij gebrek hieraan, van de Wereldgezondheidsorganisatie. Deze doelstellingen, alarmdrempels en grenswaarden worden regelmatig opnieuw geëvalueerd om rekening te houden met de resultaten van medische en epidemiologische studies.

In de zin van de huidige wet gelden volgende definities:

- Kwaliteitsdoelstelling: een concentratieniveau van verontreinigende stoffen in de atmosfeer, vastgesteld op basis van wetenschappelijke kennis, met het doel de schadelijke effecten van deze stoffen op de menselijke gezondheid en op het milieu te vermijden, te voorkomen of te beperken, en dat moet bereikt worden binnen een gestelde termijn.
- Alarmdrempel: een concentratieniveau van verontreinigende stoffen in de atmosfeer, waarboven een blootstelling van korte duur een risico oplevert voor de menselijke gezondheid of voor aantasting van het milieu, en waarbij dringende maatregelen dienen te worden genomen.
- Grenswaarde: een maximaal concentratieniveau van verontreinigende stoffen in de atmosfeer, vastgesteld op basis van wetenschappelijke kennis, met het doel de schadelijke effecten van deze stoffen op de menselijke gezondheid en op het milieu te vermijden, te voorkomen of te beperken

De stoffen waarvan de uitstoot in de atmosfeer kan bijdragen tot een vermindering van de luchtkwaliteit met betrekking tot de in de eerste alinea gestelde objectieven worden bewaakt door de waarneming van de evolutie van de parameters die geschikt zijn om het bestaan van dergelijke aantasting aan te tonen. De parameters van de volksgezondheid die kunnen beïnvloed worden door de evolutie van de luchtkwaliteit worden eveneens opgevolgd.

De instrumenten om de luchtkwaliteit en de effecten op de volksgezondheid te bewaken zullen ten laatste operationeel zijn (...) op 1 januari 2000 voor het hele grondgebied.

Een decreet stelt de luchtkwaliteitsdoelstellingen, de alarmdrempels, de grenswaarden, evenals de lijst van stoffen bedoeld in de zesde alinea vast. (...)"

De regionale plannen voor luchtkwaliteit (Plans Régionaux pour la Qualité de l'Air, PRQA) zijn een nieuw element van decentralisatie in de beheersing van de luchtverontreiniging in Frankrijk.

Deze plannen moeten in de eerste plaats de richting aangeven om de bestaande doelstellingen te realiseren. Verder kunnen ze voor bepaalde zones specifieke normen voor de luchtkwaliteit vastleggen, wanneer dit door de nood aan bescherming van bepaalde objecten gerechtvaardigd is.

De regionale plannen voor luchtkwaliteit dienen te steunen op:

- de regionale emissie-inventaris
- de gegevens over luchtkwaliteit
- de effecten op de volksgezondheid en het milieu.

Een forum dient opgericht waarin de diverse betrokkenen (regionale milieucमितés, departementale raden voor hygiëne, vertegenwoordigers van erkende instellingen...) een strategie kunnen ontwikkelen voor preventie op regionaal vlak.

Titre III: Plans de protection de l'atmosphère

Deze plannen dienen opgesteld voor de zones waar overschrijdingen van grenswaarden voorkomen of dreigen voor te komen;

Titre IV Mesures d'urgence

Maatregelen bij benaderen of overschrijden van de alarmdrempels, meer bepaald emissiereducties, restricties voor bepaalde activiteiten en beperkingen van het verkeer;

De overige bepalingen van deze kaderwet hebben minder rechtstreeks te maken met luchtkwaliteitsdoelstellingen. Het betreft de titels over mobiliteitsplannen voor stedelijke regio's, ruimtelijke planning, rationeel energiegebruik, fiscale maatregelen en diverse administratieve bepalingen.

4.6.2 Uitvoeringsbesluiten

Voor de artikelen die betrekking hebben luchtkwaliteitsdoelstellingen werden totnogtoe de volgende uitvoeringsbesluiten gepubliceerd:

Artikel wet 1996	Inhoud	Uitvoeringsbesluiten	Datum publ J.O.
Art. 3	<ul style="list-style-type: none">- Luchtkwaliteitsdoelstellingen, alarmdrempels en grenswaarden formuleren- lijst van bewaakte componenten- kaart agglomeraties >100 000 inw	Décret 96-360, 6/5/98 over bewaking luchtkwaliteit en gevolgen op gezondheid, alarmdrempels,	13/5/98 13/6/98

		grenswaarden	
Art. 3	- Instellingen die de luchtkwaliteit bewaken, erkenningsvoorwaarden	Décret 98-361, 6/5/98	13/5/98
Art. 5-7	- Inhoud en uitwerking van regionale plannen voor luchtkwaliteit	Décret 98-362, 6/5/98, - Rhône-Alpes - Midi-Pyrénées - Ile-de-France	13/5/98

Uitvoeringsbesluit regionale luchtkwaliteitsplannen (13/5/98)

Hierna wordt een overzicht gegeven van voorschriften in het decreet over de regionale plannen, omdat deze plannen ook de definitie van luchtkwaliteitsdoelstellingen omvatten. Aangezien het hier om een uitvoeringsbesluit gaat zijn de betrokken instanties en de te volgen procedure verregaand in detail beschreven. Nochtans dient bemerkt dat de regionale plannen verder gaan dan het louter formuleren van doelstellingen voor luchtkwaliteit, zodat meer spelers worden betrokken dan bij het normeringsproces zelf noodzakelijk is.

"Artikel 1.

Het regionale plan voor de luchtkwaliteit (PRQA) omvat:

- 1° een evaluatie van de luchtkwaliteit in de regio m.b.t. de gekende kwaliteitsdoelstellingen en de verwachte evolutie
- 2° een evaluatie van de effecten van de luchtkwaliteit op de gezondheid, de levensomstandigheden, het natuurlijk milieu en de landbouw, en het patrimonium.
- 3° een inventaris van de belangrijkste emissies voor de verschillende verontreinigers, een opgave van de categorieën van bronnen, individuele identificatie van de belangrijkste bronnen, evenals de verwachte evoluties.
- 4° een overzicht van de belangrijkste organisaties die in de streek bijdragen tot de kennis van luchtverontreiniging en het effect op mens en omgeving.

Artikel 2

Om specifieke doelstellingen te voldoen op gebied van volksgezondheid, behoud van het patrimonium, bescherming van het natuurlijk milieu en de landbouw, en ontwikkeling van het toerisme kan het PRQA luchtkwaliteitsdoelstellingen formuleren die eigen zijn voor bepaalde zones. In elk van deze zones definieert het plan de belangrijkste activiteiten of installaties die de verontreiniging veroorzaken.

Artikel 3

Het PRQA legt de maatregelen vast om de doelstellingen te behalen of niet te overschrijden, rekening houdend met de kosteffectiviteit van de verschillende mogelijke acties.

Deze maatregelen betreffen:

- 1° de bewaking van de luchtkwaliteit en de effecten op de menselijke gezondheid, de levensomstandigheden, op het natuurlijk milieu en de landbouw, en op het patrimonium
- 2° de beheersing van de luchtverontreiniging door vaste bronnen in landbouw, industrie, door de tertiaire sector en de huishoudens. Het plan kan aanbevelingen formuleren voor gebruik van BBT, hernieuwbare energie, warmte- en koudenetwerken.
- 3° de beheersing van de luchtverontreiniging door mobiele bronnen, o.m. door mobiliteits- en transportplannen

4° de informatie van het publiek over de luchtkwaliteit en de mogelijkheden die het heeft om bij te dragen aan de verbetering ervan

Artikel 4

Het ontwerp van PRQA wordt opgesteld door de prefect bijgestaan door een commissie met volgende leden:

- a) vertegenwoordigers van de diensten van de Staat, namelijk de regionale directie voor industrie, onderzoek en milieu, de regionale directie voor volksgezondheid en sociale zaken, de regionale directie voor uitrusting, een vertegenwoordiger van ADEME (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie), de prefect van de politie (voor Ile-de-France)
- b) vertegenwoordigers van de regionale raden, vertegenwoordiger van de burgemeester (Ile-de-France)
- c) vertegenwoordigers van de activiteiten die emissies veroorzaken
- d) vertegenwoordigers van instellingen die de luchtkwaliteit bewaken, verbruikersorganisaties, de milieubeweging, transportgebruikers en gekwalificeerde experts
- e) vertegenwoordigers van het regionaal milieucomité en departementale raad voor hygiëne

De samenstelling van de commissie wordt bevestigd door een arrest van de prefect van de regio.

Artikel 5

Het ontwerp van plan wordt gedurende 2 maand ter inzage voorgelegd aan het publiek, met voor aankondiging van 15 dagen. De bemerkingen worden in een register opgeschreven.

Artikel 6

Samen met het openbaar onderzoek wordt het ontwerpplan voor advies voorgelegd aan de volgende instanties:

- het regionaal comité voor het milieu en de departementale raad voor hygiëne
- aan de algemene departementsraden van de regio
- aan de gemeenteraden van de gemeenten die onder een vervoersplan of een plan voor bescherming van de atmosfeer vallen
- aan de overheden die het stedelijk vervoer organiseren

De adviezen worden als gunstig beschouwd indien ze niet binnen de 3 maand zijn ontvangen.

Artikel 7

Het ontwerpplan, na eventuele aanpassing ingevolge de adviezen en bemerkingen voorzien in artikel 5 en 6 wordt goedgekeurd door een arrest van de prefect, na advies van de regionale raad. Dit advies is gunstig indien niet binnen 3 maand uitgebracht.

Het arrest van goedkeuring van het regionaal plan wordt gepubliceerd in het Recueil van de administratieve akten van elke prefectuur van de regio, en verder verspreid via minstens twee kranten.

Artikel 8

Elke vijf jaar wordt het regionaal plan voor de luchtkwaliteit opnieuw geëvalueerd door de prefect, hiertoe bijgestaan door de commissie voorzien onder artikel 4. Als resultaat van deze

evaluatie kan het plan worden herzien volgens een identieke procedure als bij de goedkeuring van het plan. Indien de doelstellingen niet werden gehaald is de prefect verplicht het plan te herzien.

Artikel 12

Naast de eerste minister worden de 5 ministeries opgegeven die zijn betrokken bij de uitvoering van dit decreet."

4.6.3 Referenties

Loi n° 96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie
Journal Officiel de la République Française 1/1/1997, 11-19

Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique
Où en est la mise en application de la loi sur l'Air de 1996?
Etudes documentaires n° 134, pp II.1-6, Citepa, Paris, Janvier 2000

4.7 Nederland

4.7.1 Prioritaire stoffen

In de jaren 1980 - 1990 zijn in Nederland op initiatief van het directoraat Lucht van VROM een aantal luchtverontreinigende stoffen nader onderzocht met het oog op de mogelijke noodzaak tot formuleren van grenswaarden. Aan de oorsprong van dit initiatief lag de sterke vervuiling in het Rijnmondgebied, waarvoor volgens het Indicatief Meerjarenprogramma Lucht 1984-1988 (interim) grenswaarden dienden ontwikkeld volgens een procedure die verder wordt beschreven. Omdat naar verwachting dergelijke procedure 4 à 6 jaar in beslag zou nemen zijn de

In de Publicatiereeks Lucht is als nummer 10 verschenen "Selectie van prioritaire stoffen", en als nummer 25 "Toxicologische beoordeling van een aantal luchtverontreinigende stoffen". De stoffen die werden onderworpen aan een toxicologische beoordeling door RIVM zijn in de onderstaande tabel 6 aangeduid met "Tb (25)" Over een aantal van de geselecteerde prioritaire stoffen zijn meer uitgebreide onderzoeksopdrachten uitbesteed, ten einde alle als relevant beschouwde gegevens te verzamelen. Deze gegevens werden samengevat gepubliceerd in de Publicatiereeks Lucht van VROM, meestal onder de vorm van criteriadocumenten.

Onderstaande tabel 13 geeft de lijst van stoffen waarover dergelijk dossier is uitgegeven.

Tabel 13: In Nederland door VROM bestudeerde stoffen m.b.t. luchtverontreiniging

Component	Referentie Publicatiereeks Lucht
Acrylonitrile	Criteriadocument (29) - Tb (25)
1,2-Dichloorethaan	Criteriadocument (30) - Tb (25)
Epichloorhydrine	Criteriadocument (31) - Tb(25)
Tetrachlooretheen	Criteriadocument (32) - Tb(25)
Trichlooretheen	Criteriadocument (33) - Tb(25)
Vinylchloride	Criteriadocument (34) - Tb(25)
Dimethylether	- (42)
Chloroform	Criteriadocument (54)
Ethyleenoxide	Criteriadocument (55) - Tb (25)
Fenol	Criteriadocument (56)
Styreen	Criteriadocument (57)
Tetrachloormethaan	Criteriadocument (58)
Fijn stof	Criteriadocument (59)
Benzeen	Toxicologische beoordeling (25)
PAK's	Toxicologische beoordeling (25)

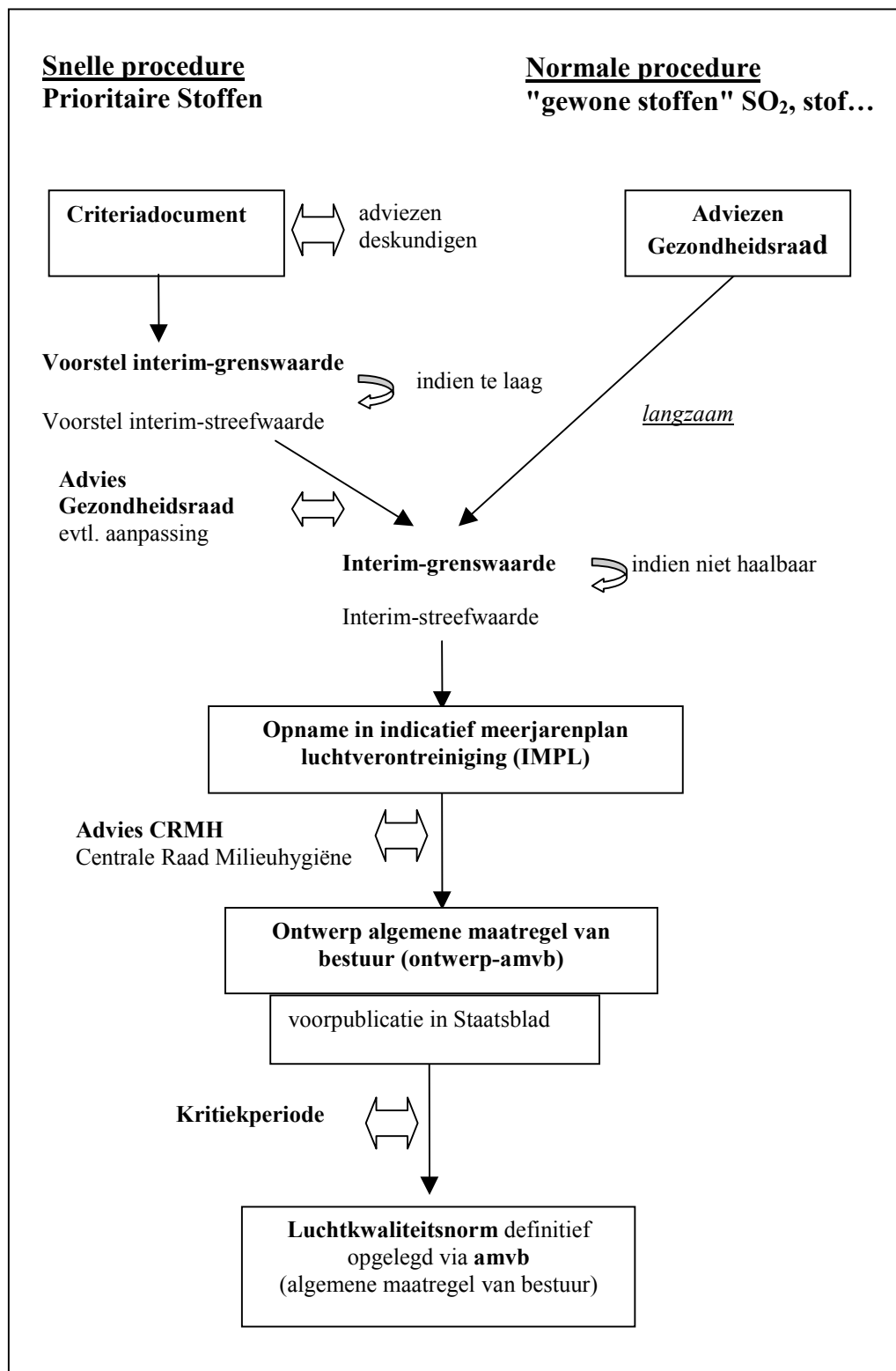
Inhoud van de criteriadocumenten

De inhoud van de criteriadocumenten is tamelijk uniform, met uitzondering van dit voor Fijn Stof, waarvoor zowel bronnen als effecten zeer typisch en van diverse aard zijn. De conclusies worden steeds bepaald door het toxicologisch eindpunt, m.a.w. of de stof al of niet als kankerverwekkend wordt beschouwd bij blootstelling via de omgevingslucht.

De hoofdstukken die in de criteriadocumenten worden behandeld zijn:

- Fysische en chemische eigenschappen van de stof
- Analysemethodes en meetstrategie
- Productie, toepassingen, bronnen en emissies
- Concentraties in het milieu en blootstelling
- Grenswaarden en richtwaarden (ook MAK-waarden e.d.)
- Effecten op dieren, mensen, milieu
- Bestrijdingstechnieken aan de bron
- Economische evaluatie
- Aanbevelingen voor interim-grenswaarden

4.7.2 Procedure voor de ontwikkeling van grenswaarden



4.7.3 Principe van de huidige methode

Voor stoffen in het compartiment lucht worden normen afgeleid zoals voor de aanwezigheid van stoffen in andere compartimenten dwz gebaseerd op de afleiding van een door de overheid vastgesteld maximaal toelaatbaar risico (MTR).

Het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) is de wetenschappelijk afgeleide waarde voor een stof, die aangeeft bij welke concentratie geen nadelig te waarden effect te verwachten zijn (effecten van de stoffen op de mens en ecotoxicologische effecten). In geval van kankerverwekkende stoffen is de MTR de concentratie die - een kans op overlijden van 10-6 per jaar voorspelt.

De afleiding is gebaseerd op documenten uit de internationale literatuur, basisdocumenten voor prioritare stoffen worden voorbereid door RIVM, en ondergaan een beoordeling door experts.

Naast het MTR hanteer men ook een streefwaarde. De streefwaarde is een waarde die aangeeft bij welke concentratie er sprake is van verwaarloosbare effecten risico's voor mens en milieu. Voor de afleiding van streefwaarden wordt de systematiek gevolgd die is aangegeven in de nota "Omgaan met risico's" (1989). De streefwaarde ligt in principe een factor 100 beneden het MTR. In een beperkt aantal gevallen wordt de streefwaarde gelegd op het niveau van de natuurlijke achtergrondconcentratie, als deze hoger is dan de concentratie behorend bij 1% van het MTR. Voor de rijksoverheid, provincies, gemeenten en diegenen met een vergunning geldt een inspanningsverplichting ten aanzien van de MTR- en streefwaarde. In het Nationaal Milieubeleidsplan 3 (februari 1998) geldt dat voor alle stoffen op zeer korte termijn, zo mogelijk voor 2000, het MTR niet meer overschreden mag worden. En dat op langere termijn, zo mogelijk voor 2010, voor de streefwaarde hetzelfde moet gelden.

De MTR- en streefwaarden worden deels al in beleidsdocumenten aangegeven.

4.7.4 Nieuwe ontwikkelingen

Bij norm overschrijdingen is de trend om gezondheidsrisico's te berekenen. Een geschikt toetsingskader (welke risico's worden aanvaard) ontbreekt vooralsnog.

In het document Integrale Normstelling Stoffen (INS) wordt voorgesteld

- advieswaarden te baseren op bescherming van de mens en van ecosystemen
- alle relevante blootstellingsroutes in de beschouwing betrekken (integrale blootstelling)
- in rekening brengen van het transport van stoffen tussen compartimenten (intercompartimentele afstemming)vb SimpleBox
- modelberekeningen (blootstellingsmodellen en verspreidingmodellen) dienen gepaard te gaan met een gevoeligheidsanalyse en onzekerheidsanalyse. De resultaten dienen getoetst aan de resultaten van zowel laboratorium- als veldonderzoeken.

VROM:

Vastlopen van het internationale stoffen beleid:

100 106 stoffen (EINECS)

75 000 stoffen geen of zeer weinig toxiciteitsgegevens

25 000 stoffen beperkte hoeveelheid toxiciteitsgegevens

42 stoffen EU prioriteit voor risico-analyse 96-98

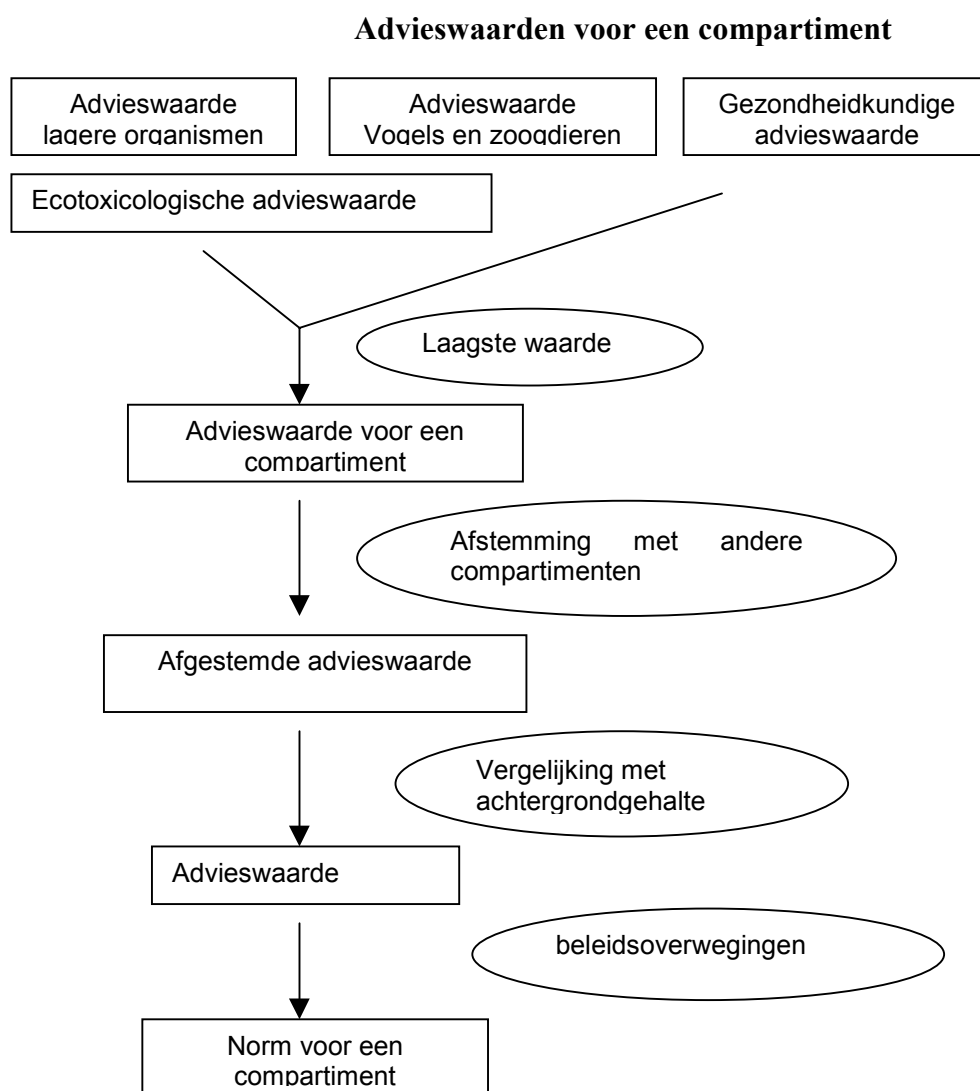
10 stoffen : EU risico-analyse klaar

2500 High productie volume chemicaliën (HVPC) , 300 ervan waarschijnlijk persistent, toxisch en bioaccumuleerbaar

Mogelijke oplossingen:

- meer initiatieven van de industrie (vb vrijgeven van gegevens) : responsible care
- voorzorgsprincipe ipv risicoanalyse
- ketenbeheer

Schema voor afleiden van een integrale advieswaarde door afstemming van per compartiment afgeleide advieswaarden (INS-1995)



4.7.5 Bronnen

RIVM: Leendert Van Bree

Gezondheidsraad: Harry Van Dijk

VROM-nota prioritaire stoffen en aandachtsvelden

Project: Integrale normstelling stoffen, advies van gezondheidsraad 1995/07

4.8 Verenigd Koninkrijk

4.8.1 National Air Quality Strategy (NAQS 1997)

De UK National Air Quality Strategy (NAQS) geeft "Standaarden" voor luchtkwaliteit voor acht belangrijke verontreinigers en stelt eveneens "Objectieven" voor de concentraties van dezelfde stoffen, die moeten gehaald worden tegen 2005. Deze waarden, samen met de middelingstijd of uitdrukkingwijze van de te meten grootte worden in de tabel 14 weergegeven.

Tabel 14: Samenvatting van "Standaarden" en "Objectieven" in het Verenigd Koninkrijk

Pollutant	Standard		Objective -to be achieved by 2005
	concentration s	measured as	
Benzene	5 ppb	running annual mean	5 ppb
1,3-Butadiene	1 ppb	running annual mean	1 ppb
Carbon monoxide	10 ppm	running 8-hour mean	10 ppm
Lead	0.5 µg/m ³	annual mean	0.5 µg/m ³
Nitrogen Dioxide	150 ppb	1 hour mean	150 ppb, hourly mean*
	21 ppb	annual mean	21 ppb, annual mean*
Ozone	50 ppb	running 8-hour mean	50 ppb, measured as 97th percentile*
Particles	50 µg/m ³	running 24-hour mean	50 µg/m ³ measured as 99th percentile*
Sulphur Dioxide	100 ppb	15 minute mean	100 ppb measured as 99.9th percentile*

Notes: *these objectives are to be regarded as provisional

Source: DoE (1997), Table 3.1

Het onderscheid tussen "Standaarden" en "Objectieven" is een belangrijk principe in de tweetraps benadering bij de ontwikkeling van wettelijke grenswaarden in het Verenigd Koninkrijk (noteer dat in de Verenigde Staten het begrip "Standard" echter wordt gebruikt voor wat in het Verenigd Koninkrijk "Objective" heet).

De Standaarden voor luchtkwaliteit werden opgesteld in overeenstemming met de aanbevelingen van het Expert Panel on Air Quality Standards (EPAQS) en de WGO. Zij definiëren concentratieniveaus waarbij het gezondheidsrisico wordt vermeden of geminimaliseerd. Dit betekent dat de standaarden zuiver op basis van wetenschappelijke en medische gegevens zijn afgeleid, en dat ze niet noodzakelijk niveaus voorstellen die technisch haalbaar zijn of economisch als efficiënt kunnen worden beschouwd.

De Objectieven voor luchtkwaliteit werden afgeleid met de noodzakelijke overwegingen van wat realistisch haalbaar is binnen een vastgesteld tijdsschema. Om te ontdekken of de aanbevolen Standaarden realistisch waren, werden de standaarden eerst vergeleken met de voorspelde niveaus voor 2005 van elke verontreiniger, rekening houdend met alle technologische maatregelen die reeds genomen zijn of die werden overeengekomen in het kader van de nationale of Europese regelgeving.

Deze voorspellingen werden voorgelegd aan de NAQS en geven aan dat voor de 4 volgende verontreinigers:

- benzeen
- 1,3-butadien
- CO
- en lood,

de reeds geïmplementeerde reductiemaatregelen voldoende zijn om overal in het Verenigd Koninkrijk tegen het jaar 2005 de voorgestelde standaarden te halen.

Op die basis werd besloten dat de standaarden voor deze vier stoffen konden worden aanvaard als realistische Objectieven.

De voorspellingen voor NO₂, ozon, SO₂ en PM₁₀ concentraties in 2005 echter laten zien dat de standaarden in sommige delen van het V.K. nog steeds zullen overschreden worden en dat bijkomende maatregelen, die verder gaan dan wat thans is voorzien, waarschijnlijk zullen nodig zijn om de overschrijdingen te elimineren. Besloten werd dat een inschatting van de kosten en baten van bijkomende maatregelen nodig was vooraleer doelmatige objectieven voor deze stoffen konden worden vastgesteld. Hoewel de NAQS een beroep had gedaan op alle beschikbare kennis in verband met kosten en baten voor de bestrijding van luchtverontreiniging werd beslist dat een formele economische analyse diende uitgevoerd die de vergelijkbare kosten en baten zou weergeven voor stapsgewijze verbeteringen in luchtkwaliteit.

De Strategy stelde daarom de standaarden voor NO₂, ozon, SO₂ en PM₁₀ (met beperkingen voor het voldoen aan de percentielgrenzen) als voorlopige objectieven of "provisional objectives", te behalen tegen 2005, met het voorlopig/voorwaardelijk karakter als volgt geëxpliciteerd:

"receive special attention in the general review of this Strategy ... , particularly in relation to the costs and benefits of alternative measures and their relationship to the objectives"[DoE (1997)p.19]

More specifically, the Strategy document states:

"where supplementary measures are indicated, these are to be subject to an assessment of the costs and benefits before the need to adopt, given the time frame of the Strategy, becomes evident. It is a fundamental principle of all Government policy that measures which incur a cost should achieve equivalent or greater benefits, and that the

option taken could not be substituted by another which achieves the same benefit at less cost."

"This principle is of course subject to limitations, not least the fact that benefits are often hard to define in monetary terms, or that in some cases it would be inappropriate to even attempt to ascribe such values. There should, however, be an assessment of the merits of actions and the options for action in terms of costs and benefits, as far as is possible and appropriate. In developing objective-led strategies, it is necessary to look across the various sectors for comparative assessments of the relevant marginal costs and benefits in each sector. This will be closely studied in the review of the Strategy..."[*ibid*, p.24]

Samenvatting van de procedure in het Verenigd Koninkrijk

- De strategische objectieven zijn in het algemeen gebaseerd op de aanbevelingen van het **Expert Panel on Air Quality Standards (EPAQS)**
- De **Standaarden** worden enkel en alleen afgeleid op basis van medische en wetenschappelijke gegevens
- Om de **Objectieven** te definiëren hebben de regering en de betrokken administraties rekening gehouden met economische doelmatigheid, praktische uitvoerbaarheid, technische haalbaarheid en tijdsschema
- De economische evaluaties en de raadpleging van drukingsgroepen vindt plaats tussen het stellen van een Standaard door EPAQS en het vastleggen van een Objectief door de regering
- Zeven van de acht verontreinigers die door de Nationale Strategie worden geïdentificeerd maken het voorwerp uit van objectieven voor het **lokale beleid (Local Air Quality Management of LAQM)**. Omwille van het grensoverschrijdend karakter valt ozon buiten deze regionale bevoegdheid en blijft de kwaliteitsnorm voor ozon een nationaal objectief.
- De regering en de betrokken administraties hebben nieuwe nationale objectieven voor stikstofoxides en zwaveldioxide afgeleid voor de **bescherming van vegetatie en ecosystemen**, op basis van de waarden in de Europese Dochterrichtlijn. Deze objectieven zijn geen voorwerp voor het regionaal beleid.

4.8.2 Principes voor gezondheidseffecten

Harrison (1998) geeft de volgorde van de drie essentiële stappen in het proces om Luchtkwaliteitsdoelstellingen af te leiden op basis van gezondheidseffecten.

- (a) Inzicht verwerven in de dosis-respons relatie van de verontreinigende stof
- (b) Beslissen over een aanvaardbaar niveau van effecten

(c) Stel de grenswaarde zo dat de effecten niet het aanvaardbaar niveau overschrijden

De interpretatie van deze stappen verschilt naargelang de betrokken instellingen en verschilt ook sterk tussen verontreinigers en effecten. De invulling in het V.K. wordt hierna in meer detail besproken.

4.8.2.1 Inzicht in de dosis-effect relatie

De database voor dit inzicht komt van vier hoofdbronnen, die in het ideale geval allemaal beschikbaar en volledig zouden zijn. In werkelijke gevallen is de informatie steeds veel beperkter.

4.8.2.1.1 Studies van gecontroleerde humane blootstelling

Deze studies gebeuren door het blootstellen van vrijwilligers aan gecontroleerde atmosferen met pollutanten die reversibele effecten veroorzaken, bijvoorbeeld CO, SO₂ of stuifmeel. Veranderingen in functies (longfunctie, prestaties, reactievermogen...) of biochemische parameters kunnen worden opgevolgd. Lange termijn effecten kunnen met deze data niet worden achterhaald, maar wel bijvoorbeeld synergistische effecten. Het is vrij moeilijk een aanvaardbaar effectniveau uit deze studies af te leiden.

4.8.2.1.2 Epidemiologische studies in de algemene bevolking

Indien beschikbaar, en onder een aantal voorwaarden worden deze data als de meest realistische en daarom de meest bruikbare aangewezen. Moeilijkheden ontstaan door "confounding factors" die moeilijk zijn uit te filteren en de wisselende blootstellingsniveaus die moeilijk zijn te bepalen. Voor verkeersgebonden emissies wordt bijvoorbeeld de dag-tot-dag variatie van morbiditeit en mortaliteit in functie van de zwevend stof (PM) concentraties geregistreerd, waaruit dan de dosis-effect relaties worden afgeleid. Voorwaarde is dat men duidelijk de scheiding van effecten (o.a. CO en NO₂ zijn gelijktijdig verhoogd) kan uitvoeren.

4.8.2.1.3 Data van beroepsmatig blootgestelde personen

Deze data zijn bijzonder nuttig voor kankerverwekkende chemische stoffen, waarvan de concentraties in de omgevingslucht te laag zijn om ooit een meetbaar effect te veroorzaken. Voorwaarde is dat men beschikt over cohorten van werknemers waarvan men zowel de blootstelling als de opgetreden effecten goed heeft geregistreerd. De extrapolatie van de zeer hoge concentraties in de werkplaatsatmosfeer naar de buitenlucht is betwifelbaar, maar voldoet voor kankerverwekkers, in elk geval indien men gelooft in het linear-non-threshold model. Ook meer complexe modellen kunnen worden toegepast.

4.8.2.1.4 Dierstudies

Deze studies worden vooral nuttig geacht om mechanismen en verschillende effecten of eindpunten te verduidelijken, dus niet zozeer om de dosis-effectrelatie af te leiden. Ook geven deze studies relatieve informatie over chemische agentia waarvoor geen humane data beschikbaar zijn.

4.8.2.2 Beslissen over een aanvaardbaar niveau van effecten

Dit proces kan tot sterk verschillende resultaten leiden naargelang de instantie die over aanvaardbaarheid oordeelt, en naargelang de appreciatie van de verschillende effecten en het gewicht dat aan verschillende, soms tegenstrijdige onderzoeksresultaten wordt toegekend. Volgens de visie van sommigen dienen bij aanvaardbaarheid ook reeds de kosten en baten in overweging te worden genomen. Deze beslissingsfase is dus duidelijk onderhevig aan individuele inzichten en kan in zijn geheel als subjectief worden beschouwd.

"On an international scale little agreement on what constitutes acceptable effects has been reached: opinions vary from no effects to effects significantly less than those produced by other more uncontrollable environmental factors such as variations in temperature and epidemics of mild infections such as colds".

Uit de totnogtoe genomen beslissingen van EPAQS blijkt dat de beschouwde risico's per stof worden geanalyseerd en door het experten panel beoordeeld.

Als vergelijkingsschaal kunnen courante risico's en de kwantitatieve raming ervan worden gehanteerd, bijvoorbeeld het risico om te sterven door een infectie, door een verkeersongeval, door natuurlijke oorzaken....

4.8.2.3 Stellen van de grenswaarde

De grenswaarde wordt bepaald op basis van het onderzoek van de dosis-effectrelatie en de beslissing over het niveau van aanvaardbare effecten, waarbij eveneens de economische kosten tegenover de baten werden afgewogen. Consultatie van de industrie en drukkingsgroepen vindt plaats nadat de regering haar standpunt tegenover het voorstel van EPAQS heeft gepubliceerd met het draft voorstel van grenswaarde.

Andere aspecten dienen bijkomend te worden beschouwd, zoals de uitmiddelingstijd en de plaats waar de grenswaarde zal gelden, en eventueel een marge van overschrijding.

4.8.3 Betrokken administraties

In het Verenigd Koninkrijk zijn er twee belangrijke administraties betrokken bij de ontwikkeling van luchtkwaliteitsdoelstellingen, namelijk:

- het ministerie van Leefmilieu (DETR, Department of the Environment, Transport and the Regions)
- het ministerie van Volksgezondheid (DH, Department of Health)

De belangrijkste instelling van DETR is het Expert Panel on Air Quality Standards EPAQS.

Voor DH is het Committee on the Medical Effects of Air Pollutants COMEAP het belangrijkste orgaan.

Tussen de beide departementen bestaat overleg over de economische evaluaties in de Interdepartmental Group on Costs and Benefits IGCB.

De logica van de taakverdeling is niet voor de hand liggend, aangezien EPAQS voor Leefmilieu standaarden afleidt zuiver op basis van het risico, zonder rekening te houden met economische factoren, terwijl Volksgezondheid het werk verricht voor de economische evaluatie van luchtkwaliteitsdoelstellingen. DH heeft in het kader van de herziening van de Air Quality Strategy in 1997 de ad-hoc werkgroep EAHEAP (Economic Appraisal of the

Health Effects of Air Pollutants) opgericht. Deze voert zeer grondige kosten-baten analyses uit voor elke doelstelling, tot zelfs de monetaire uitdrukking van beide grootheden, in de gevallen waar het bewijsmateriaal voldoende robuust is.

De leden van EAHEAP zijn deskundigen in economie, gezondheidseconomie, risico analyse, psychologie en gezondheidseffecten van luchtverontreiniging.

De opdracht van EAHEAP luidt om in opdracht van het ministerie van Volksgezondheid:

- a) adviezen te geven hoe best het belang van gezondheidseffecten wordt gediend in alle kosten-baten analyses van het luchtkwaliteitsbeleid
- b) de kosten van gezondheidszorg veroorzaakt door luchtverontreiniging in te schatten
- c) te overwegen of monetaire waardering in deze context geschikt is
- d) de verdiensten van alternatieve benaderingen te onderzoeken, en indien nodig aanbevelingen te geven voor onderzoek naar de meest geschikte benadering
- e) zo mogelijk kostenschattingen uit te voeren, met aanduiding van leemten in de gebruikte informatie en de gemaakte assumpties, waar nodig aangevuld met aanbevelingen voor verder werk om deze schattingen te verbeteren
- f) rapporten af te leveren binnen de 12 maand

4.8.4 Expert Panel on Air Quality Standards EPAQS

Het expert panel voor luchtkwaliteitsdoelstellingen werd opgericht in 1991 en heeft thans als taak om onafhankelijke adviezen te ontwikkelen over de niveaus van luchtverontreiniging waarbij geen of slechts minimale effecten op de gezondheid verwacht worden. De leden van het panel zijn experts op het gebied van onderzoek, praktijk en onderwijs over de menselijke gezondheid. Thans zijn er een 20-tal leden uit het hele V.K., overwegend professoren, wiens affiliaties, functies en aandelen openbaar gedeclareerd zijn om hun onafhankelijkheid te borgen. De aanbevelingen van het panel gelden als standaarden voor de NAQS (National Air Quality Strategy).

De taakstelling van het Panel ("Terms of Reference") is thans als volgt:

- Advies verlenen aan de minister van leefmilieu en de regio's over normen voor luchtkwaliteit in het bijzonder over de niveaus waarbij geen of minimale effecten op de gezondheid verwacht worden;
 - rekening houdend met de best beschikbare informatie
 - over de effecten van luchtverontreiniging op de menselijke gezondheid
 - van de voortschrijdende ontwikkeling van de meetnetten voor luchtverontreiniging,
 - maar zonder rekening te houden met de uitvoerbaarheid van reducties of milderende maatregelen, economische kosten en baten van controlemaatregelen, of andere factoren die betrekking hebben op het beheer van het risico en niet op de inschatting ervan
- Identificeren van leemtes in de kennis nodig om standaarden te ontwikkelen en prioriteiten stellen voor toekomstig onderzoek

- Advies verlenen over andere aspecten van luchtkwaliteit en -verontreiniging
- Informatieverspreiding over de beleidsontwikkelingen voor de verbetering van de luchtkwaliteit en verhogen van de kennis van het publiek over de materie

Het werk van het EPAQS kan best worden gekarakteriseerd aan de hand van de reeds afgewerkte finale rapporten, waarvan evenwel niet alle tot het voorstellen van een standaard hebben geleid:

- Benzeen (februari 1994)
- Ozon (mei 1994)
- CO (december 1994)
- 1,3-Butadieen (december 1994)
- Zwaveldioxide (september 1995)
- Stofdeeltjes (november 1995)
- Stikstofdioxide (december 1996)
- Lood (mei 1998)
- PAK's (juli 1999)

De draft rapporten worden telkens eerst gedurende een bepaalde periode openbaar gemaakt voor commentaar. De huidige activiteit van het EPAQS is hoofdzakelijk het onderzoek naar verschillende stoffracties (PM10 - PM2.5), enkele nieuwe stoffen en de revisie van vorige dossiers, o.a. 1,3-butadieen.

4.8.5 Committee on the Medical Effects of Air Pollution (COMEAP)

COMEAP is een adviescomité van onafhankelijke experten dat aan ministeries en administraties van de overheid advies verleent over alle materies in verband met potentiële toxiciteit en effecten op de volksgezondheid van luchtverontreinigende stoffen.

De meeste leden worden aangeduid als onafhankelijke wetenschappelijke en medische experts op basis van hun bijzondere vaardigheden en kennis. De enige uitzondering hierop is het commissielid dat het openbaar belang verdedigt, die ondermeer wordt aangeduid omwille van zijn kennis van consumentenproblematiek. Ten allen tijde wordt van de individuele leden vereist dat zij belangenconflicten aangeven, en op basis hiervan kunnen zijn door de voorzitter in bepaalde zaken worden gewraakt om deel te nemen in de discussies, het formuleren van conclusies en aanbevelingen van het comité.

De onafhankelijke leden worden in hun werk ondersteund door een **secretariaat** dat wordt voorzien door het ministerie van Volksgezondheid. Dit secretariaat heeft een wetenschappelijke, een medische en een administratieve afdeling en het bezit de nodige wetenschappelijke expertise om de leden te kunnen voorzien van alle achtergrondinformatie en de nodige documenten om het besluitvormingsproces optimaal te onderbouwen.

De "Terms of Reference" van COMEAP zijn:

Op vraag van het departement Volksgezondheid:

(a) de effecten op de gezondheid van luchtverontreinigende stoffen in binnen- en buitenlucht te beoordelen en de Regering hierover te adviseren; de geschiktheid van de beschikbare data hierover in te schatten en de nood aan verder onderzoek vast te stellen.

(b) te coördineren met andere instellingen die bezig zijn met de beoordeling van de effecten van blootstelling aan luchtverontreiniging en de bijhorende risico's voor de gezondheid en te adviseren over nieuwe wetenschappelijke ontdekkingen met betrekking tot effecten van luchtverontreiniging op gezondheid.

4.8.6 Interdepartemental Group on Costs and Benefits IGCB

Deze groep is een ad-hoc werkgroep die werd opgericht in het kader van de National Ambient Air Quality Strategy om de standpunten van de departementen Volksgezondheid en Leefmilieu, die beiden het economische luik behandelen, beter te laten overeenstemmen. Verdere bevoegdheden van deze groep worden niet vermeld.

4.8.7 Referenties

J.W. Anderson

Revisiting the Air Quality Standards, A Briefing Paper on the Proposed National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter and Ozone
EPA Library Briefs 1997

http://www.rff.org/issue_briefs/PDF_files/NAAQS_primer.htm

The Air Quality Strategy for England, Scotland, Wales and Northern Ireland, Working together for clean air, Department of the Environment, Transport and the Regions, January 2000, ISBN 0 10 145482-1

R.M. Harrison

Setting Health-based Air Quality Standards

in: Air Pollution and Health, Series: Issues in Environmental Science and Technology 10, pp 57-73, R.E. Hester, R.M. Harrison (Editors), The Royal Society of Chemistry Information Services 1998, ISBN 0 85404 245 8.

5 ECOTOXICOLOGISCHE BEOORDELINGSMETHODEN

Ecotoxicologische methoden worden gebruikt om de giftigheid van een staal of een zuivere stof te kunnen beoordelen. Door de giftigheid te meten en te kwantificeren vormen zij een nuttig normeringsinstrument.

De relevantie van de ecotoxicologische beoordeling staat of valt met de invulling van de testen die gebruikt zullen worden als basis van de beoordeling. Er kunnen testen uitgevoerd worden op allerlei species of met allerlei toxicologische eindpunten. Allerlei testbatterijen worden in de literatuur beschreven, afhankelijk van het doel van de beoordeling.

Europese richtlijnen schrijven voor om voor alle commerciële producten naast de mensveilige concentratie ook een *milieuveilige* concentratie te bepalen, omdat dieren en planten op een andere manier worden blootgesteld aan schadelijke stoffen dan de mens, en biologisch anders kunnen reageren. De milieuveilige concentratie voor het ecosysteem wordt bepaald door de schadelijkheid te testen voor allerlei organismen (planten, dieren, eencelligen) die representatief zijn voor de belangrijke groepen in de natuur (= ecotoxicologie). Ook voor industriële afvalwaters wordt vanuit de Europese gemeenschap een ecotoxicologische normering voorgesteld omdat het - door de vaak complexe samenstelling van afvalwater - niet meer mogelijk is om op basis van de chemische gegevens een idee te krijgen van de reële schadelijkheid bij lozing in het milieu.

Toxic Units (TU)

Principe (Sprague & Ramsay, 1965):

Men meet de toxiciteit van een staal voor een bepaalde bioassay en bepaalt via verdunning de EC50 waarde (i.e. de concentratie die 50% van het maximale effect veroorzaakt).

$TU = 100 / EC50$ (EC50 wordt hier uitgedrukt in % t.o.v. het oorspronkelijke staal) is dan het aantal toxische eenheden dat zich in het staal bevindt voor deze specifieke bioassay.

Indien meerdere bioassays gebruikt worden kan een gemiddelde aantal TU voor de batterij berekend worden ($\sum TU_i / \text{aantal bioassays}$) om de toxiciteit van stalen onderling te vergelijken.

Eigenschappen en gebruik

De term TU wordt vrij algemeen gebruikt in de literatuur en is een geschikt middel om de toxiciteit van verschillende stalen onderling te vergelijken (op conditie dat de stalen met dezelfde bioassays onderzocht werden uiteraard).

PEEP-index (Potential Ecotoxic Effects Probe)

Principe: (Costan et al., 1993)

Er wordt een biotestbatterij gebruikt waarvan de testen tenminste genotoxiciteit, letaliteit en een chronisch effect meten en er wordt gebruik gemaakt van 3 trofische niveau's. De testen worden uitgevoerd voor en na biodegradatie zodat ook persistentie in rekening wordt gebracht.

Via een formule (zie onder) wordt uit de gezamenlijke resultaten van alle testen voor en na de biodegradatie, de PEEP berekend waarbij het aantal positieve testen (n), het gemiddelde aantal toxic Units per test ($\sum TU_i / N$; N = totaal aantal uitgevoerde testen) en het debiet (Q) recht evenredig in rekening worden gebracht.

$$PEEP = \log (1 + n (\sum TU_i / N) * Q)$$

In praktijk schommelt PEEP tussen 0 (niet toxisch) en 10 (extreem toxisch). Elke eenheid van PEEP-toename betekent een vertienvoudiging van de toxische load die de rivier ontvangt via het effluent.

Eigenschappen en gebruik

De methode is ontworpen om de toxische load van effluenten in te schatten, vandaar het incalculeren van het debiet en het in rekening brengen van de persistentie van een stof. PEEP moet nog verder gevalideerd worden.

BIQ: biological index of quality

Principe: (Weltens & Schoeters, 1996).

Bij deze methode wordt een staal onderzocht met een batterij die testen omvat uit verschillende “impactniveau’s”, nl.:

- (a) Testen die mortaliteit en reproductie-effecten meten als hoogste impactniveau (niveau 4)
- (b) Testen die macroscopisch waarneembare subletale schade meten van diverse aard, zoals groei-inhibitie in planten, cytotoxiciteit, immunotoxiciteit, genotoxiciteit etc. (niveau 3)
- (c) Testen die vroegtijdige cellulaire waarschuwingssignalen meten en die reeds alarmeren bij de eerste tekenen van schadelijkheid (zgn. Early warning testen; niveau 2)
- (d) Testen die de biobeschikbaarheid aantonen, nog voor er fysiologische tekenen kunnen waargenomen worden (niveau 1)

Deze impactniveau’s zijn een weerspiegeling van de vervuilingsgraad: hoe sterker de vervuiling, hoe meer testen positief zullen reageren en hoe hoger de impactniveau’s zullen zijn waar een positief antwoord wordt waargenomen.

Voor het interpreteren van het antwoordpatroon werd een matrix opgesteld op basis van (a) het aantal testen dat positief reageert en (b) het hoogste impactniveau waarin een positief antwoord wordt waargenomen.

Er wordt een score van 0-10 toegekend: 0 voor stalen met een zeer hoge toxiciteit, 10 voor niet-toxische stalen.

Eigenschappen

Indien correct toegepast, vormt de batterij die nodig is om BIQ te berekenen een middel om een volledige risico-evaluatie voor het ecosysteem te vormen, zowel potentieel (meten wat het effect zal zijn wanneer bepaalde zuivere stoffen of effluenten in oppervlaktewater terecht zullen komen) als voor identificatie van het bestaande impact (meten welke effecten veroorzaakt worden door vervuild oppervlaktewater). Ecotoxicologische testen laten toe om de toxische component te ontmaskeren, en oorzakelijke verbanden tussen emissie en kwaliteitsverslechtering aan te tonen.

Potentially Affected Fraction (PAF)

Principe:

Een beloftevol concept voor ecotoxicologische risicobeoordeling van de achtergrondkwaliteit dat in Nederland werd ontwikkeld is het zogenaamde PAF (Potentieel Aangetaste fractie) concept. De PAF benadering maakt deel uit van het veel ruimer opgevatte KEES programma (Kartering Ecotoxische Effecten Stoffen). De PAF is de fractie van de doelsoorten die bij de gemeten (gewenste) concentratie blootgesteld is boven de No Observed Effect Concentratie (NOEC) van die doelsoorten. De resultaten worden weergegeven in PAF kaarten op basis van achtergrondgehalten, totale concentraties en antropogene bijdrage. Voor water wordt rechtstreeks met chemische metingen gewerkt, voor zware metalen in de bodem werd gewerkt met ruimtelijk geïnterpoleerde metingen. Ondanks het feit dat de PAF benadering aangeeft welk percentage van de doelsoorten blootgesteld wordt aan concentraties hoger dan de NOEC van de doelsoort, geeft het model geen inschatting van de grootte of de hoogte van het effect.

In Nederland worden PAF-kaarten opgesteld voor de achtergrondwaarden van verschillende xenobioten in bodem en water.

PAF kan ook voor ecosysteem-normstelling gebruikt worden bv. door een stofconcentratie maximaal toe te laten tot een zeker PAF_x niveau (concentratie waarbij maximaal x % van de soorten potentieel boven NOEC wordt blootgesteld en potentieel effecten kunnen optreden).

Pollution Induced Community Tolerance: PICT

Principe(Blanck en Wängberger, 1988)

Populaties die blootgesteld zijn aan vervuiling ontwikkelen vaak een toenemende tolerantie tegen vervuiling (adaptatie). Deze toenemende tolerantie vertaalt zich in een verhoging van LOEC-waarden in standaardtesten. PICT probeert effecten door vervuiling *in situ* aan te tonen door de tolerantietoename te meten.

Dit beloftevol concept werd aanvankelijk uitgewerkt voor de analyse van de effecten van pollutanten op algen in oppervlaktewater. Door een vergelijking te maken van de gevoeligheid van natuurlijke algengemeenschappen voor een concentratiegradiënt van een bepaalde pollutant, meet men de verschillen in tolerantie die de verschillende *in situ* geïncubeerde populaties hebben opgebouwd als gevolg van natuurlijke vervuiling op de site van collectie.

Toepassingen van PICT voor terrestrische ecosystemen vinden we ondermeer bij Díaz-Raviña et al. (1994). O.a. de tolerantie van de microbiële flora in de bodem kan een indicatie geven omtrent de vervuilingstoestand *in situ*. In Nederland (RIVM) test men momenteel deze mogelijkheid uit. De natuurlijke microbiële gemeenschap wordt uitgeplaat in microwell platen waarin verschillende pollutantgradiënten worden aangebracht. De dosis-respons patronen geven een indicatie omtrent de tolerantie van de onderzochte populaties.

Het concept is in ontwikkeling en dient nog gevalideerd te worden. De resultaten van de PICT test kunnen worden beïnvloed door de initiële samenstelling van de populatie en door invloeden onafhankelijk van pollutie (bv. aanwezigheid van predatoren). Bovendien veroorzaken wellicht niet alle pollutanten adaptatie. Verder onderzoek is nodig om het

respectievelijk belang van de verschillende componenten in te schatten, en om de correcte «achtergrondtolerantie» te kennen.

Ecotoxiciteit van effluenten in Vlaanderen

Principe: (VMM eindrapport 14/12/96 – studie uitgevoerd door RUG, VITO en LISEC i.o.v. VMM)

In navolging van een Europese richtlijn dienaangaande wordt ook in Vlaanderen een strategie uitgewerkt voor de ecotoxicologische beoordeling van effluenten. In een eerste fase werd via een vergelijkende literatuurstudie (strategische aanpak in andere landen en keuze van de meest geschikte bioassays) een keuze gemaakt en een batterij van bioassays voorgesteld. De batterij omvat testen op algen (groei-inhibitie), een invertebrata species (mortaliteit) en op een vissoort (mortaliteit). Mutageniciteit zal eveneens gemeten worden. De invulling van de species dient te gebeuren in functie van de *natuurlijke* saliniteit ter hoogte van de lozingsplaats (zoet- of zout water). Daarnaast zullen ook BOD, COD en Kow gemeten worden als indicatoren voor biodegradeerbaarheid en biaccumuleerbaarheid. Bijkomende testen worden voorgeschreven indien de resultaten niet aan een aantal voorwaarden voldoen (trapsgewijze aanpak).

Eigenschappen

Een gestandaardiseerde testbatterij laat toe om *objectief* de toxiciteit van de effluenten te meten, die getoetst kan worden aan een norm.

6 KOSTEN VOOR HET OPSTELLEN VAN LUCHTKWALITEITSDOELSTELLINGEN

De raming van de kosten bij het opstellen van luchtkwaliteitsdoelstellingen is, op aangeven van de stuurgroep, toegespitst op het wetenschappelijk luik van de methodologie, meer bepaald in het geval wanneer de hoofdbrok van de prestaties voor de wetenschappelijke afleiding wordt gebundeld in een criteriadocument. Van de andere kosten die in de loop van de procedure en daarna kunnen optreden wordt een beperkt overzicht gegeven samen met enkele beschouwingen.

6.1 Kostprijs voor het opstellen van een criteriadocument

Globale raming

Het criteriadocument bundelt de basisgegevens die nodig zijn voor de verdere afleiding van kwaliteitsdoelstellingen. Over het algemeen is er geen origineel onderzoekswerk vereist om een criteriadocument op te stellen, buiten eventueel in beperkte mate de toepassing van simulatiemodellen. Het literatuuronderzoek en de dataverzameling daarentegen dienen diepgaand en volledig te worden uitgevoerd en worden daarom afzonderlijk begroot.

Aan de hand van een standaard inhoudstabel met acht tot tien deelaspecten, wordt de totale kostprijs voor het opstellen van een criteriadocument geraamd op circa 20 000 € voor een “klein” criteriadocument - over een enkelvoudige stof waarvoor niet al te veel gegevens gevonden worden - tot 60 000 € voor een complex document over stoffen waarbij veel aspecten aan bod komen en waarvoor een uitgebreide samenvatting van de bestaande gegevens nodig is. De extreem complexe gevallen worden hierbij buiten beschouwing gelaten, zie verder.

Voor een gemiddeld complexe stof wordt het rekenkundig gemiddelde, ongeveer 40 000 €, van beide gevallen als kostprijs aangenomen.

Kosten voor het opstellen van criteriadocumenten (Euro)

Deelaspect	Klein	Complex	Gemiddeld
Literatuuronderzoek en dataverzameling	5000	12000	8500
Fysische en chemische stofeigenschappen	800	1500	1150
Analyse- en meetmethodes, meetstrategie	1500	4500	3000
Productie, toepassingen, bronnen, emissies	500	5000	2750
Verspreiding, transport, transformaties	2000	3600	2800
Concentraties in het milieu en blootstelling	1200	3600	2400
Bestaande wetgeving, normen, richtwaarden	250	1500	875
Effecten op mens, ecosystemen, materialen, klimaat	4800	12000	8400
Emissiebeperking & bestrijdingstechnologieën	1500	6000	3750
Economische evaluatie van emissiereducties	800	2400	1600
Overhead, coördinatie en diverse kosten, 15%	2753	7815	5284
Totaal	21103	59915	40509

Als uurtarief voor het opzoekings- en rapporteringswerk is gerekend met 60 €/h, hetgeen overeenkomt met de kostprijs voor een senior onderzoeker of consultant met een hogere opleiding, aangevuld met de algemene bedrijfskosten. Aangezien de kost voor het opstellen van een criteriadocument voornamelijk uit dergelijke prestaties bestaat is een proportionele omrekening voor andere uurtarieven mogelijk. De uurprijs kan namelijk enigszins verschillen naargelang de kostenstructuur van de instelling en de auteurs die het criteriadocument opmaken.

6.2 Elementen voor meer- of minderkost van een criteriadocument

Meerkost voor gebruik van geavanceerde hulpmiddelen zoals databases en modellen

Voor een aantal posten is het nodig dat de auteurs beschikken over databases of computermodellen. De ontwikkelings- of aanschafkosten hiervan werden niet meegerekend. De toepassing van deze middelen in het kader van een criteriadocument blijven meestal beperkt in omvang, bijvoorbeeld de berekening van de verspreiding van een stof rond één enkele industriële bron, of een box-model voor het ganse grondgebied.

Het modelleren van de verspreiding van een gegeven stof over het gehele Vlaamse grondgebied, en het toepassen van milieu- of ketenmodellen is een ideaal, dat echter niet haalbaar is met de budgetten in de kostentabel.

Afhankelijk van de noodzaak en de praktische haalbaarheid (beschikbaarheid van voldoende bron- en emissiegegevens bijv.) kan de opdrachtgever overwegen of deze post een nuttige aanvulling vormt op het criteriadocument.

De kwaliteitsvereisten voor dit type van informatie in een criteriadocument dienen evenwel hoog te worden gesteld omdat het nadien in handen van diverse specialisten en verantwoordelijken terechtkomt, als ondersteuning bij het formuleren van de kwaliteitsdoelstellingen. Dit vereist dat de onderliggende data en de toegepaste modellen als correct kunnen worden beschouwd of tenminste de consensus over hun betrouwbaarheid genieten.

Meerkost voor raadpleging van experts

Omwille van volledigheid en geloofwaardigheid kan het wenselijk zijn voor verschillende domeinen de erkende specialisten te betrekken bij het tot stand komen van het criteriadocument. Binnen- of buitenlandse experts kunnen aangesteld worden en de bijdrage kan onder verschillende vormen worden geleverd. Het inschakelen van dergelijk expertenadvies is niet meegerekend in de kostentabel en kan tot een meerkost leiden.

Het bedrag van deze meerkost kan sterk verschillen, naargelang de graad van betrokkenheid van dergelijke experts, bijvoorbeeld:

- eenvoudig advies of bijwonen van een stuurgroep,
- review van documenten,
- uitbesteding van een deelopdracht of een bijkomende studie.

Anderzijds garandeert de voorgestelde methodologie wel dat er in de loop van de procedure herhaalde momenten zijn voor controles, afwegingen en inspraak van deskundigen, zodat

mogelijke tekorten van het criteriadocument op dit vlak ook in een verder stadium kunnen opgevangen worden.

Minderkost door beperking van de scope

Indien bepaalde onderwerpen van het criteriadocument gemeengoed zijn kan gechoord worden om ze niet meer expliciet op te nemen. Ook kunnen minder relevante hoofdstukken bij voorbaat niet opgenomen worden.

De gerichte aanpak om te vertrekken met een beperkt (budget-) criteriadocument, waaraan dan in de loop van het proces bijkomende informatie toegevoegd moet worden, dient echter vermeden te worden. In dat geval kunnen namelijk niet alle deelnemers aan de procedure over de meest optimale informatie beschikken, met het risico van kwaliteitsverlies in de adviezen en de besluitvorming.

Wisselend werkvolume voor verschillende stoffen

De wisselende dikte van een criteriadocument – hoewel geen absolute maatstaf voor de kwantiteit of kwaliteit van het geleverde onderzoekswerk bij het opstellen van het document – geeft een idee van de verscheidenheid aan situaties die zich voor verschillende stoffen kunnen voordoen. Voor de criteriadocumenten uit de “reeks Lucht” in Nederland varieerde de dikte van ongeveer 50 pagina’s voor enkelvoudige organische stoffen (bijvoorbeeld trichloorethyleen, epichloorhydrine) tot 320 pagina’s voor fijn stof. Het Amerikaanse criteriadocument over Fijn Stof omvat evenals het “Dioxin Reassessment” een paar duizend pagina’s.

De belangrijkste oorzaak van deze verschillen ligt erin dat bij de laatste twee voorbeelden veel meer feiten een rol spelen, dat er controverses bestaan, en dat er meer data beschikbaar zijn. Een beschrijving van alle relevante aspecten kan in het criteriadocument niet ontbreken. In het voorbeeld van fijn stof betreft dit ondermeer:

- de complexe begripsbepaling (TSP, PM10, PM2.5...)
- zeer verscheiden bronnen (natuur, landbouw, industrie, verkeer, huishoudens...)
- diverse meet- en analysetechnieken
- uitgebreide gegevens over verspreiding en depositie (nat-droog, deeltjesgrootte,
- diverse schalen van de effecten: lokaal, mesoschaal en (inter)continentaal
- nog voortdurend aangroeiende informatie over gezondheidseffecten
- diversiteit in de te bespreken bestrijdings- en preventietechnologieën

Voor stoffen of agentia met een meer complex effectenspectrum zullen auteurs met verschillende achtergrond moeten samenwerken, waardoor tevens de coördinatiekosten toenemen.

Minderkost door reeds beschikbare informatie voor goed gekende stoffen

Een kant-en-klare bron van informatie voor de algemene aspecten over een bepaalde stof vormen de in andere landen of door internationale organisaties zoals WHO gemaakte criteriadocumenten, stofdossiers en dergelijke.

Dit betekent dat de zeer uitgebreide studies voor de meest “populaire” componenten in Vlaanderen niet meer in alle aspecten herhaald dienen te worden. Toch dient er mee rekening gehouden dat het opzoeken van de specifieke regionale informatie en het eventueel actualiseren van de data ongeveer evenredig is met de hoeveelheid bestaande informatie.

Kostenbesparing door herhalings­effect

Het in serie opstellen van criteriadocumenten voor vergelijkbare stoffen kan tot aanzienlijke kostenbesparing leiden, omdat sommige hoofdstukken bijna zondermeer kunnen worden gekopieerd, of omdat de bronnen die bij het onderzoekswerk geraadpleegd worden gelijktijdig informatie verschaffen over meerdere stoffen.

Bijvoorbeeld komen voor de meeste stofvormige zware metalen praktisch dezelfde analysetechnieken, meetstrategieën en bestrijdingstechnologieën in aanmerking. Hetzelfde geldt in belangrijke mate voor sommige groepen van VOS, bijvoorbeeld de verschillende gechlorideerde oplosmiddelen. Ook voor de verspreidingsberekeningen rond één enkele bron, of het in kaart brengen van de verspreiding over gans Vlaanderen kunnen sommige invoergegevens dubbel worden gebruikt.

Voortgaand op de behandelde deelaspecten in de bovenstaande kostentabel kan, bij het gelijktijdig opstellen van een criteriadocument voor een tweede analoge stof, de besparing op de totale kost bij benadering op 30 % worden geraamd.

6.3 Andere kosten

Coördinatie- en vergaderingskosten

Deze kosten ontstaan in hoofdzaak bij de instelling die het initiatief neemt voor het ontwikkelen van de kwaliteitsdoelstellingen, en omvatten inspanningen en uitgaven voor:

- organisatie van commissies en verspreiden van documenten
- vergadering stuurgroepen
- eventueel in stand houden van een gespecialiseerde cel, of een secretariaat.

Deze kosten kunnen worden berekend uit de frequentie, duur en aantal deelnemers van de vergaderingen. Een deel van deze kosten kan verborgen blijven, bijvb. bijdragen onder vorm van prestaties van ambtenaren die niet worden doorgerekend.

Economische en technologische evaluaties

Ondermeer uit de context van de Europese dochterraichtlijnen is duidelijk dat doorgedreven economische evaluaties een zware inspanning kunnen vereisen wanneer diverse bronnen en sectoren zijn betrokken. Bepalend voor de kosten zijn de mate van detail in de analyses en de toepasbaarheid van de resultaten, bijvoorbeeld indien deze bestaan uit het ontwikkelen van verschillende scenario's en beschikbaar maken van rekenmodellen om de kosten in functie van variabele uitgangsgegevens te voorspellen. De kost voor doorgedreven economische en technologische evaluaties, haalbaarheidsstudies e.d. kan in moeilijke gevallen zelfs hoger oplopen dan die voor het opstellen van een criteriadocument.

Handhavingskosten

Deze kosten zullen slechts optreden bij het operationeel worden van een luchtkwaliteitsdoelstelling. De te leveren inspanningen blijven meestal grotendeels ten laste van de overheid:

- kosten voor metingen of in stand houden van een meetnet
- kosten voor jaarlijks opstellen rapporten, ook aan de E.U.
- inspanningen te leveren voor toezicht bij overschrijdingen en bij saneringsplannen

6.4 Beschouwing over kostenefficiëntie van luchtkwaliteitsdoelstellingen

De kosten voor het afleiden en opstellen van een luchtkwaliteitsdoelstelling zoals hierboven afgeleid treden eenmalig op. Op langere termijn echter kan het bewaken en handhaven, meer bepaald het regelmatig meten en rapporteren over de luchtkwaliteit, tot een terugkerende meerkost voor de overheid leiden.

In verschillende gevallen is het invoeren van een luchtkwaliteitsdoelstelling de enige mogelijkheid om de beoogde luchtkwaliteit aan de bevolking te garanderen. Bij de aanvang de procedure om nieuwe luchtkwaliteitsdoelstellingen te ontwikkelen dient echter telkens de vraag gesteld of hetzelfde resultaat voor de milieukwaliteit niet op een meer kosteneffectieve manier kan worden bereikt. Mogelijke middelen hiertoe zijn bijvoorbeeld:

- ruimtelijke scheiding van de vervuilende activiteiten via planning
- het invoeren van emissiegrenswaarden voor de betreffende stoffen
- voorschriften voor het toepassen van de BBT in bepaalde sectoren
- het afschaffen of beperken van het gebruik van processen of producten die aanleiding geven tot de emissies van bepaalde stoffen

Dergelijke maatregelen, indien ze toepasbaar zijn en het gewenste effect opleveren, vormen een meer efficiënte invulling van twee basisprincipes van het milieubeleid, namelijk:

- “bronaanpak eerst”, en
- “de vervuiler betaalt”.

De kosten voor de gemeenschap bij het opstellen van luchtkwaliteitsdoelstellingen kunnen dus in sommige gevallen worden vermeden wanneer alternatieve maatregelen op gebied van luchtkwaliteit tot minstens hetzelfde resultaat leiden. Dit principe wordt eveneens aangehaald door de E.U., in het kader van de economische evaluaties bij de Europese dochterrichtlijnen voor luchtkwaliteit⁸. In het buitenland werd het principe reeds de facto toegepast; zie de evaluaties over de noodzaak van luchtkwaliteitsdoelstellingen voor sommige stoffen in Duitsland.

⁸ noot: De E.U. gaat zelfs verder door erop te wijzen dat andere maatregelen ten bate van de volksgezondheid kostenefficiënter kunnen zijn dan het verbeteren van de luchtkwaliteit

7 LIJST VAN PRIORITAIRE STOFFEN

De volgende lijst van prioritaire stoffen werd in opdracht van Aminoal opgesteld door Ecolas (K. Callebaut & P. Vanhaecke, april 2001, *Opstellen van een lijst van bijkomende prioritaire stoffen voor de voorstelling van luchtkwaliteitsdoelstellingen*). Voor de betekenis van de indeling in groepen en de rangschikking op basis van de aangegeven risicoschatting wordt naar deze bron verwezen.

Groep A: LKD noodzakelijk	Risico
Chroom + verbindingen	1352
1,3-butadien	14
tetrachloormethaan	7
acrolëine	6
Groep A: LKD noodzakelijk	
tetrachlooretheen	3
trichloormethaan	2
1,3-dichloorpropeen	1
Groep B: LKD relevant	
dichloormethaan	0,3
1,2-dichloorethaan	0,3
ethyleenoxide	0,3
ammoniak	0,2
antimoon	0,1
mangaan + verbindingen	0,1
trichlooretheen	0,1
waterstofsulfide	0,1
propyleenoxide	0,02
Groep C: LKD minder relevant	
gamma-hexacyclohexaan	0,01
acrylonitrile	0,01
1,2-dichloorpropaan	0,01
tolueen	0,01
1,1,2-trichloorethaan	0,01
xylenen	0,006
hexachloorbenzeen	0,005
koper	0,002
Groep C: LKD minder relevant	
selenium	0,001
koolstofdissulfide	0,0005
formaldehyde	0,0004
styreen	0,0003
zink	0,00005
ethylbenzeen	0,00004