



STUDIECENTRUM VOOR ECONOMISCH EN SOCIAAL ONDERZOEK

VAKGROEP ENERGIE & MILIEU-ECONOMIE

**Technico-economisch evaluatiemodel
van de bestrijding van rookgasemissies
- modelbeschrijving en toepassingen -**

Johan COUDER

o.l.v.

Aviel VERBRUGGEN

Guido ERREYGERS

rapport 89/233

mei 1989

Onderzoek in opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap:
Administratie voor Ruimtelijke Ordening en Leefmilieu
- overeenkomst nr. I/1987/BLM/A/5 -

Universitaire Faculteiten St.-Ignatius

Prinsstraat 13 - 2000 Antwerpen

D/1989/1169/09

ABSTRACT

Het doel van de studie was de economische effecten te evalueren van een vermindering tot een bepaald niveau van de emissies van vervuilende stoffen in rookgassen uit stationaire bronnen. Hierbij ging het niet om het meten van de baten van de emissiebestrijding, maar om de kosten ervan zo nauwkeurig mogelijk in te schatten.

Het SESO heeft geopteerd voor de ontwikkeling van een evaluatiemodel, waarmee bestrijdingskosten worden geschat in functie van de relevante variabelen (kenmerken van de bron, toepasbare bestrijdingstechnieken, factorprijzen, normen en heffingen). De afzonderlijke emissiebron vormt de basis voor de evaluatie van de beste strategie voor de emissiebestrijding, en van de kosten van deze strategie. De resultaten voor afzonderlijke bronnen bekomen, worden geaggregeerd per activiteitssector of per geografische sector.

Dit rapport beschrijft achtereenvolgens normen, heffingen en verhandelbare vervuilingsrechten als economische instrumenten om het milieubeleid te sturen, oplossingen om SO_2 en NO_x in rookgassen te beperken, de kosten van deze technieken, het beslissingsmodel om de beste emissiebestrijdingsstrategie voor een bepaalde bron op te zoeken, en twee gevallen-studies om een beeld te geven van de aard en de nauwkeurigheid van de modelresultaten.

Inhoudstafel

Inleiding	1
1. Beleidsinstrumenten	3
1.1. Overzicht van de beleidsinstrumenten	3
1.2. Criteria ter beoordeling van beleidsinstrumenten	8
1.3. Bespreking fysieke reguleringen, regulerende heffingen en emisie-/immissierechten	10
1.3.1. Fysieke reguleringen	10
1.3.1.1. Voordelen van fysieke reguleringen	10
1.3.1.2. Nadelen van fysieke reguleringen	10
1.3.2. Regulerende heffingen	11
1.3.2.1. Voordelen van regulerende heffingen	11
1.3.2.2. Nadelen van regulerende heffingen	13
1.3.3. Vervuilsrechten	15
1.3.3.1. Voordelen van vervuilsrechten	15
1.3.3.2. Nadelen van vervuilsrechten	17
1.4. Besluit	19
2. Alternatieven ter bestrijding van SO ₂ en NO _x	21
2.1. SO ₂ -bestrijdingsalternatieven	21
2.1.1. Alternatieven VOOR de verbranding	22
2.1.2. Alternatieven TIJDENS de verbranding	23
2.1.3. Alternatieven NA de verbranding (ROOKGASONTZWAVELING)	25
2.2. NO _x -bestrijdingsalternatieven	32
2.2.1. Primaire denitrificatie	32
2.2.2. Secundaire denitrificatie	33
3. Bestrijdingskosten	36
4. Emissie-bestrijdingsmodel	47
5. Resultaten van enkele gevallenstudies	61
5.1. Gevallestudie 1: een elektriciteitscentrale	61
5.2. Gevallestudie 2: de elektriciteitssector	67
Besluit	77
Referenties	79

Inleiding

Het initiatief tot de voorliggende studie werd genomen door de vzw. 'Arbeid & Milieu' in de loop van 1987, het Europees jaar van het Leefmilieu. De Gemeenschapsminister voor Leefmilieu maakte de onderzoeksmiddelen beschikbaar. Het projekt werd administratief ondergebracht bij het Bestuur voor Leefmilieu van de Administratie voor Ruimtelijke Ordening en Leefmilieu (A.R.O.L.). Voor de inhoudelijke begeleiding van het onderzoek werd gezorgd door een stuurgroep, bestaande uit vertegenwoordigers van de A.R.O.L., van de vzw 'Arbeid & Milieu' en van het SESO.

Het doel van de studie was de economische effecten te evalueren van een vermindering tot een bepaald niveau van de emissies van polluenten in rookgassen uit stationaire bronnen. Hierbij ging het niet om het meten van de baten van de emissiebestrijding, maar om de kosten ervan zo nauwkeurig mogelijk in te schatten.

Kosten voor de bestrijding van emissies kunnen erg verschillen naargelang de bron, de toegepaste technieken, de ontwikkeling van een aantal factorprijzen, en de opgelegde prestatienormen, respektievelijk heffingen.

In plaats van het opzoeken van gemiddelde waarden uit buitenlandse studies en hun toepassing op de Vlaamse realiteit, heeft het SESO geopteerd voor de ontwikkeling van een evaluatie-model. Met dit model worden de bestrijdingskosten geschat in functie van de relevante variabelen (kenmerken van de bron, toepasbare bestrijdingstechnieken, factorprijzen, normen en heffingen). De afzonderlijke emissiebron vormt dus de basis voor de evaluatie van de beste strategie voor de emissiebestrijding (welke oplossing, wanneer toepassen) en van de kosten van deze strategie. De resultaten voor de afzonderlijke bronnen bekomen, worden dan geaggregeerd per activiteitssector of per geografische sector. Deze modelontwikkeling op micro-niveau heeft het voordeel bruikbaar te zijn bij de studie van specifieke dossiers (per

bedrijf of per afdeling van een bedrijf). Het aggregaat van de uitkomsten op micro-niveau levert ook een betrouwbare schatting op van de macro-waarden per sector of voor het Vlaams Gewest. Met andere methoden kan men niet eenzelfde, verantwoorde nauwkeurigheid bereiken.

De ontwikkeling van het model heeft het grootste gedeelte van de onderzoeksmiddelen opgeëist. Er was op dit terrein maar weinig grond gebroken in Vlaanderen. Ook de databestanden inzake bestrijdingstechnieken en hun kosten, dienden door het SESO opgebouwd.

In dit verslag worden bereikte resultaten samengevat. Voor een meer gedetailleerde beschrijving wordt verwezen naar de vijf deelrapporten die aan A.R.O.L. werden overgemaakt.

In hoofdstuk 1 wordt een beknopt overzicht gegeven van de belangrijkste economische instrumenten om het leefmilieubeleid te sturen. Normen, heffingen en verhandelbare vervuilingrechten worden hierbij op hun verdiensten gewogen.

De mogelijke oplossingen om SO₂ en NO_x emissies in rookgassen te beperken, worden in hoofdstuk 2 besproken. In deze snel evoluerende markt is het moeilijk alle technieken in ontwikkeling exact in te schatten en hun kostprijzen te begroten. Deze kosten worden afzonderlijk behandeld in hoofdstuk 3.

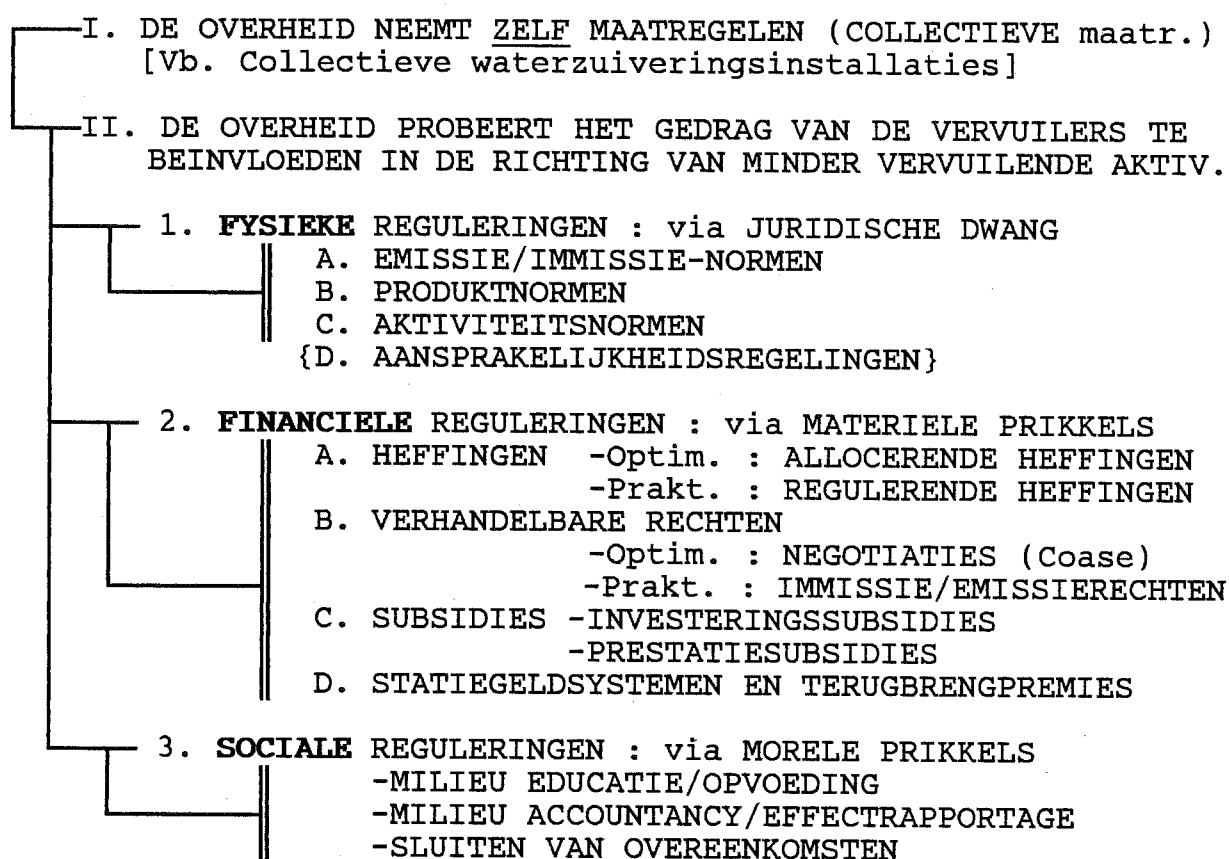
De voorstelling van het beslissingsmodel om de beste emissiebestrijdingsstrategie voor een bepaalde bron op te zoeken, gebeurt in hoofdstuk 4. Het rapport wordt afgerond met twee concrete voorbeelden (hoofdstuk 5). Deze gevallenstudies geven een beeld van de aard en van de nauwkeurigheid van de modelresultaten.

1. Beleidsinstrumenten

1.1. Overzicht van de beleidsinstrumenten

Schema I geeft een overzicht van de belangrijkste beleidsinstrumenten die een regulerende overheid tot haar beschikking heeft om bv. de emissies van een vervuilende stof te beperken.

SCHEMA I INSTRUMENTEN VAN MILIEUBELEID : OVERZICHT



De overheid kan zelf maatregelen nemen (bv. collectieve waterzuivering), of zij kan proberen het gedrag van de vervuilers te beïnvloeden in de richting van minder vervuilende activiteiten. De eerste optie is in het geval van rookgasemissiebestrijding niet relevant, en wordt niet verder besproken. In de tweede optie kan de overheid het gedrag van vervuilers beïnvloeden via juridische dwang (Fysieke reguleringen), via materiële prikkels (Financiële reguleringen), of via morele prikkels (Sociale reguleringen).

Fysieke reguleringen worden verder onderverdeeld in emissie/immissie-normen, produktnormen, activiteitsnormen en

emissie/immissie-normen, produktnormen, aktiviteitsnormen en (eventueel) aansprakelijkheidsreguleringen.

Emissienormen "leggen kwalitatieve en kwantitatieve voorschriften op aan de lozing door verbodsbepalingen (bv. maximaal toegelaten lozing) of door gebodsbepalingen (bv. een verplichte procentuele beperking) [DECLERCQ, blz. 182].

Immissienormen hebben betrekking op de milieukwaliteit van de omgeving. Emissie- en immissienormen worden in paragraaf 3 verder besproken.

Produktnormen regelen vooral de kwalitatieve samenstelling van bepaalde stoffen (bv. het zwavelgehalte van fossiele brandstoffen).

Aktiviteitsnormen regelen bepaalde activiteiten van de vervuilers, waarbij de overheid de vervuiler meestal zal verplichten een bepaalde milieutechniek aan te wenden.

Krachtens de aansprakelijkheidsregeling van het burgerlijk recht tenslotte kunnen schadelijders hun schade verhalen op derden, als zij kunnen bewijzen, primo, dat zij daadwerkelijk schade hebben geleden, secundo, dat er een fout is van een derde, en tertio, dat er een oorzakelijk verband bestaat tussen deze fout en de zelf geleden schade. Dit instrument is eerder curatief dan wel preventief. Bovendien berust de bewijslast op de schouders van de schadelijder, die niet altijd over voldoende financiële draagkracht beschikt om ingewikkelde, tijdrovende juridische procedures te bekostigen.

Bij de financiële reguleringen maakt men het onderscheid tussen heffingen, verhandelbare rechten, subsidies en statiegeldsystemen.

Heffingen bestaan uit allocerende heffingen, regulerende heffingen, financierings- of bestemmingsheffingen, en kosten-egaliserende of kostenredistributieve heffingen. Essentieel is dat de overheid een prijs instelt voor de vervuilende activiteit of een direkt daarmee verbonden activiteit.

Bij allocerende heffingen probeert de overheid een optimaal vervuilingsniveau te bereiken. Het vervuilingsniveau is

'optimaal' wanneer de kost om één additionele eenheid vervuiling te verminderen gelijk is aan de baten die voortvloeien uit de reductie van deze bijkomende eenheid. Uiteindelijk doel is het bereiken van een Pareto-optimale allocatie van de produktiefactoren. Pareto-optimaal betekent dat men de welvaart van één individu niet kan verbeteren zonder de welvaart van één of meer individuen te verslechteren.

Om dit Pareto-optimum te bereiken moet de heffing per eenheid van emissie gelijk zijn aan de marginale schade die door deze bijkomende eenheid wordt veroorzaakt, bij optimaal vervuilingniveau.

Door gebrek aan informatie kent de overheid deze optimale milieukwaliteit niet nauwkeurig. Regulerende heffingen hebben dan tot doel vooropgestelde milieukwaliteitsdoelstellingen te bereiken. Regulerende heffingen worden in paragraaf 3 uitvoeriger besproken.

Financieringsheffingen dienen om (bepaalde delen van) het milieubeleid van de overheid te financieren, en hebben geen regulerende werking.

Kostenegaliserende heffingen stellen vervuilers met relatief hoge bestrijdingskosten vrij van zuiveringsmaatregelen. Zij moeten wel heffingen betalen, die onder vorm van subsidies terugvloeien naar bedrijven met relatief lage bestrijdingskosten. Deze moeten de zuivering zo ver mogelijk doorvoeren.

Verhandelbare rechten hebben betrekking op emissie- en immisierechten.

Emissierechten geven de houder ervan het recht om op een bepaalde plaats een voorafbepaalde hoeveelheid van een verontreinigende stof te lozen. De totale hoeveelheid die mag worden uitgestoten mag niet leiden tot een overschrijding van de uitgevaardigde milieukwaliteitsnormen. De overheid kan de rechten verkopen aan de bedrijven (primaire markt), waarna de rechten eventueel vrij verhandelbaar zijn tussen de bedrijven (secundaire markt). Systemen met enkel een primaire of secundaire markt zijn evengoed denkbaar.

Immissierechten daarentegen geven de houder ervan het recht om de

milieukwaliteit op een bepaalde plaats met een voorafbepaalde hoeveelheid te verslechteren. Bij volledig gebruik van de emissierechten mogen de door de overheid vastgelegde milieukwaliteitsnormen nergens worden overschreden. De rechten zijn vrij verhandelbaar tussen de vervuilers.

Strikt genomen behoren negotiaties niet bij de 'verhandelbare' rechten. Volgens COASE moet de overheid enkel de eigendomsrechten op het milieu (=milieurechten) duidelijk definiëren. De Pareto-optimale verdeling van de produktiefactoren zal worden bereikt door onderhandelingen tussen vervuilers en gehinderden (die deze milieurechten zullen verhandelen), zonder dat de overheid tussenbeide hoeft te komen. Dit instrument is veeleer theoretisch van belang.

We vermelden afzonderlijk systemen van 'Bubbles', 'Off-sets' en 'Banking', die eigenlijk een mengvorm zijn van fysieke reguleringen en emissierechten.

In het 'bubble-concept' of 'stolp-concept' mag een groep van **bestaande**, geografisch dicht bij elkaar gelegen emissiebronnen zelf uitmaken hoe zij hun individuele emissies het best beperken, op voorwaarde dat de emissienorm die de overheid voor de groep als geheel heeft uitgevaardigd, niet wordt overschreden. De emissiebronnen kunnen behoren hetzij bij één bedrijf, hetzij bij verschillende bedrijven.

'Off-sets' houden in dat nieuwe bronnen mogen toetreden tot de groep van bestaande emissiebronnen, op voorwaarde dat zij hun emissies zo laag als technisch mogelijk houden, en hun resterende emissies compenseren door grotere emissie-reducties bij de bestaande bronnen. Een bedrijf kan dit doen door bijvoorbeeld bij één van haar eigen bestaande bronnen binnen de stolp [bijkomende] zuiveringsinstallaties te plaatsen [=interne offsetting], of door bij bronnen van andere bedrijven binnen de stolp maatregelen te nemen [=externe offsetting].

'Banking' betekent dat bronnen die meer reduceren dan waartoe zij wettelijk verplicht zijn, een deel van deze 'over-reductie' kunnen bewaren als een soort van emissierechten (emission

reduction credits). Deze 'credits' kunnen zij later opnemen of verkopen aan nieuwe bronnen of aan expanderende bestaande bronnen.

Subsidies worden onderverdeeld in investerings-subsidies en prestatiesubsidies.

Investerings-subsidies dienen om de gemeenschap een deel van de investeringskosten in milieutechnologie te laten dragen. Ze kunnen worden verstrekt in de vorm van directe uitkeringen van geld zonder terugbetalingsverplichting, leningen met lage interestvoet, of belastingvoordelen. Hun regulerende invloed is volgens vele economen vrij gering.

Prestatiesubsidies zijn subsidies verleend voor elke eenheid vervuiling die wordt gereduceerd. Hun belang situeert zich veeleer op het theoretische vlak.

Statiegeldsystemen verplichten de vervuiler een bepaald bedrag te betalen (deposit), dat hij (gedeeltelijk) terugkrijgt (refund), indien hij kan bewijzen dat hij een bepaalde schade niet heeft veroorzaakt, of indien hij een bepaald produkt onbeschadigd terugbrengt (terugbrengpremie). Opmerkelijk is dat de bewijslast bij de vervuiler ligt. Zo kan de overheid bijvoorbeeld de vervuiler verplichten een heffing [deposit] te betalen op de zwavelinhoud van stookolie. Bij recuperatie van de zwavel krijgt het bedrijf een subsidie [refund].

"Sociale instrumenten zijn erop gericht de besluiten van bedrijven en burgers op vrijwillige basis in milieuvriendelijke richting te laten verschuiven." [HUPPES, blz. 15]

De effecten van deze op zich vrij zwakke instrumenten zijn moeilijk te kwantificeren. De 'verinnerlijking' van de zorg voor het milieu is het einddoel van vele beleidsinspanningen.

1.2. Criteria ter beoordeling van beleidsinstrumenten

Tabel II geeft een overzicht van mogelijke beoordelings-criteria.

TABEL II : BEOORDELINGSCRITERIA

EFFEKTIVITEIT
EFFICIENTIE
INFORMATIEVEREISTEN
AANZET TOT TECHNOLOGISCHE INNOVATIE
FLEXIBILITEIT
MAATSCHAPPELIJKE HAALBAARHEID -het verdelingsaspect -het ethische aspect

Effektiviteit

Een beleidsinstrument wordt effektief of doeltreffend genoemd wanneer binnen redelijke termijnen de vooropgestelde doelstellingen worden bereikt.

Efficiëntie

Een beleidsinstrument is efficiënt of kosten-effektief, of doelmatig, wanneer het de vooropgestelde doelstellingen realiseert met minimale kosten voor de samenleving, i.e. met een minimum verlies aan welvaart.

X-efficiëntie betekent dat elke vervuiler in de bestrijding van de vervuiling het goedkoopste alternatief of combinatie van alternatieven kiest.

Allocatieve efficiëntie betekent dat de marginale verbetering van de milieukwaliteit wordt gerealiseerd bij de vervuilers met de marginaal goedkoopste bestrijdingsalternatieven [DECLERCQ 1983, Blz. 101-105].

Informatievereisten

Om de doelstellingen zo effectief en zo efficiënt mogelijk te bereiken hebben de regulerende overheid, de bedrijven, enz... nood aan informatie. Deze behoefte aan informatie kan zowel kwalitatief als kwantitatief sterk verschillen naargelang het instrument dat wordt gehanteerd. Instrumenten die weinig informatie behoeven verdienen de voorkeur, ceteris paribus.

Flexibiliteit

De [economische] omgeving waarin een bedrijf werkt verandert voortdurend. Ideaal gesproken moet een instrument ervoor zorgen dat ondanks deze veranderingen de milieukwaliteitsdoelstellingen steeds worden bereikt.

Aanzet tot technologische innovatie

Instrumenten die het zoeken naar nieuwe en betere milieuvriendelijke technologie stimuleren zijn, bij gelijkblijvende omstandigheden, te verkiezen boven instrumenten die de levensduur van verouderde, milieu-onvriendelijke technologie kunstmatig verlengen.

Maatschappelijke haalbaarheid

De maatschappelijke haalbaarheid slaat op het verdelings-aspekt, en op het ethische aspekt.

Indien bij toepassing van een bepaald instrument de kosten voor een grote groep kiezers of voor een groep invloedrijke kiezers, groter zijn dan de baten, dan zal dit instrument niet de steun krijgen van de politici.

Voor een aantal mensen daarenboven is elke vorm van vervuiling een 'misdad tegen de natuur'. Instrumenten die vervuiling toelaten, op voorwaarde dat er een prijs wordt voor betaald, vinden zij immoreel en totaal onaanvaardbaar [KELMAN 1981, blz. 44-48].

1.3. Bespreking fysieke reguleringen, regulerende heffingen en emissie-/immissierechten.

1.3.1. Fysieke reguleringen

1.3.1.1. Voordelen van fysieke reguleringen

Grote effectiviteit

Fysieke reguleringen hebben een grote effectiviteit, op voorwaarde dat de controle streng genoeg is, en de eventuele sanctionering bij overtreding hoog genoeg. De rationele vervuiler zal zijn emissies reduceren tot het punt waar zijn marginale kosten om aan de norm te voldoen gelijk zijn aan de marginale verwachte kosten bij overtreding (boete). Elimineert hij meer, dan zullen de kosten om de emissies met één eenheid te verminderen hoger zijn dan wat hij per bijkomende eenheid vervuiling verwacht te betalen aan boetes. Reduceert hij minder, dan zullen de boetes die hij verwacht te betalen hoger zijn dan de kosten om de emissie met één eenheid te verminderen.

Fysieke reguleringen zijn omwille van hun effectiviteit de geijkte methode wanneer de lozingen een acuut gevaar vormen voor de gezondheid van de mens, of plotseling zo groot worden dat zij zonder enige twijfel onomkeerbare schade aan het milieu veroorzaken. Zij zijn tevens het enige aanvaardbare instrument wanneer het gaat om stoffen die, zelfs in minieme hoeveelheden, uitzonderlijk gevaarlijk zijn voor de mens (bv. plutonium-deeltjes).

Maatschappelijke haalbaarheid

In tegenstelling tot de meer marktgerichte instrumenten vereisen reguleringen geen al te diepgaande economische kennis. Hun werkzaamheid is voor iedereen zonder meer duidelijk.

1.3.1.2. Nadelen van fysieke reguleringen

Inefficiëntie

Uniforme normen zijn inefficiënt doordat zij geen rekening houden met de kostenverschillen tussen de bedrijven onderling voor de

bestrijding van de emissies. Als de overheid alle vervuilers over dezelfde kam scheert (bv. een reductie van de SO₂-emissies met 50 %), dan zullen de bedrijven met relatief hoge marginale reductiekosten een veel grotere inspanning moeten leveren dan de bedrijven met relatief lage reductiekosten.

In theorie is het mogelijk dat de overheid gedifferentieerde normen oplegt, d.w.z. verschillende normen voor bedrijven met verschillende eliminatiekosten, en wel zodanig dat de totale kosten hierdoor worden geminimaliseerd (efficiëntie). Dit is enkel mogelijk als op elk ogenblik de overheid zeer precieze informatie heeft over het beste alternatief voor elk bedrijf AFZONDERLIJK. De informatie-behoefte is in dat geval uitermate groot.

Geen aanzet tot technologische innovatie

Eénmaal een bedrijf de opgelegde emissienorm bereikt, heeft het geen motief meer om de emissies nog verder te reduceren, ook indien het deze bijkomende reductie zou kunnen verwezenlijken tegen relatief lage kosten.

De overheid kan eventueel de op een bepaald ogenblik 'best beschikbare techniek' opleggen (aktiviteitsnormen). Zij veronderstelt dan dat de bedrijven uit eigen beweging naar betere milieutechnologie zullen zoeken, ook al levert hen dat geen enkel (financieel) voordeel op [ENDRES 1988, blz. 83-84].

Anderzijds zullen producenten van milieutechnologie bij strenge milieunormen wel worden aangezet tot vernieuwing. Deze zullen dank zij betere en goedkopere milieutechnologie hun marktaandeel kunnen vergroten. In het voordeel van fysieke reguleringen pleit bovendien dat er weinig of geen empirische bewijzen zijn dat financiële instrumenten zoals heffingen meer aanzetten tot innovatie [NENTJES en WIERSMA 1987, blz. 25].

1.3.2. Regulerende heffingen

1.3.2.1. Voordelen van regulerende heffingen

Grote efficiëntie

Indien de schade veroorzaakt door emissies onafhankelijk is van de plaats waar de emissiebron zich bevindt, volstaat een UNIFORME heffing, i.e. een heffing die dezelfde is voor alle bronnen. Zijn deze schadekosten per bron verschillend, moeten gedifferentieerde heffingen worden opgesteld om dit argument te behouden.

Zolang de kosten om één bijkomende eenheid emissie te reduceren kleiner is dan de heffing, is het voor een bedrijf voordeliger de emissie met één bijkomende eenheid te beperken. Van zodra de kosten om één additionele eenheid te verminderen groter zijn dan de heffing, zal het bedrijf er de voorkeur aan geven de heffing voor deze bijkomende eenheid te betalen.

Op deze manier bewerkstelligt een heffing dat bedrijven met hoge marginale bestrijdingskosten relatief weinig de emissies reduceren, en bedrijven met relatief gesproken kleine marginale reductiekosten relatief veel reduceren. Regulerende heffingen zorgen ervoor dat de **marginale** bestrijdingskosten gelijkgesteld worden over alle emissiebronnen.

Om een vooropgestelde milieukwaliteits-doelstelling te bereiken moet de overheid de juiste hoogte van de heffingsvoet bepalen. Hiervoor moet zij de bestrijdingskostenfuncties kennen van alle betrokken bronnen, wat de informatie-behoefte sterk doet toenemen (zie ook fysieke reguleringen). BAUMOL stelde daarom een 'trial and error'-proces voor, waarbij de heffingsvoet voortdurend wordt aangepast, tot de gewenste milieukwaliteit is bereikt [BAUMOL, 1971].

In het geval dat de schade wel afhankelijk is van de plaats van de emissie (rookgasemissies in een dichtbevolkte stad zullen meer schade veroorzaken dan in een woestijn), moet men werken met GEDIFFERENTIEERDE heffingen. Om deze heffingen te kunnen bepalen is het noodzakelijk dat men zowel de bestrijdingskosten-functies kent als de transfer-coëfficiënten (dit zijn coëfficiënten die het verband leggen tussen de emissies op een bepaalde plaats en de milieukwaliteit op een andere plaats). De informatie-behoefte is dan zeer hoog.

Aanzet tot technologische innovatie

Een bron zal de lozingen verminderen tot haar marginale bestrijdingskosten gelijk zijn aan de heffingsvoet. Voor de resterende emissie moet het bedrijf betalen, nl. de heffingsvoet (BF/eenheid emissie), vermenigvuldigd met het aantal eenheden rest-emissie. De bron heeft er (geldelijk) baat bij op zoek te gaan naar nieuwe technologieën om de emissies effectiever en goedkoper te bestrijden, zodat zij minder heffingen moet betalen aan de regulerende overheid.

1.3.2.2. Nadelen van regulerende heffingen

Ineffektiviteit

Om de milieukwaliteitsdoelstellingen te bereiken moeten de heffingsvoeten juist worden bepaald.

Om de juiste heffingsvoet te kunnen bepalen moet de overheid ofwel de bestrijdingskostenfuncties kennen, ofwel een 'trial-and error'-proces toepassen.

Het eerste is vrijwel ondoenbaar, het tweede brengt voor de bedrijven heel wat onzekerheid met zich mee. Investerings zullen worden uitgesteld uit vrees dat de heffingen verhoogd zullen worden, wat eventueel bijkomende investeringen zou vergen om de optimale reductie te verwezenlijken. Er gaat bovendien kostbare tijd verloren, doordat pas na verloop van tijd de overheid kan vaststellen of de milieukwaliteits-doelstellingen, gegeven een bepaalde heffingsvoet, al dan niet werden bereikt.

Als heffingsbasis moet men de emissie nemen. De output of het aantal werknemers als heffingsbasis nemen zou er veeleer toe leiden dat het bedrijf de output vermindert (zonder dat dit noodzakelijk de emissies vermindert), of een aantal werknemers ontslaat. Heffingen op het zwavelgehalte van fossiele brandstoffen zijn toegelaten om SO₂-emissies te reduceren, in de zin dat er een rechtstreeks verband bestaat tussen zwavelgehalte en SO₂-emissies.

Gebrek aan maatschappelijke haalbaarheid

De milieu-administratie is niet vertrouwd met regulerende heffingen. In een aantal landen worden financieringsheffingen (vooral op het vlak van waterverontreiniging) toegepast. Er moet een heel nieuw 'bureaucratisch apparaat' in het leven worden geroepen, wat de nodige problemen met zich meebrengt, alhoewel normen in principe ook een hele 'bureaucratie' vereisen.

De bedrijven moeten in het geval van heffingen nog een zeker bedrag betalen voor de RESTERENDE emissies, wat bij fysieke reguleringen niet het geval was. Vanuit welvaartseconomisch standpunt is dit bedrag aan heffingen slechts een 'transfert' van welvaart (van de bedrijven naar de overheid), maar voor een aantal bedrijven kunnen deze bedragen hoog oplopen en bijgevolg hun financiële draagkracht verminderen.

Tot slot is er bij fysieke reguleringen voor de bedrijven 'ruimte tot onderhandelen', waarbij zij compromissen kunnen afsluiten of kostbare tijd winnen, wat bij heffingen niet zo eenvoudig is. Het verzet van de bedrijven tegen heffingen is in het algemeen groot.

De milieubeweging is niet onverdeeld gelukkig met heffingen. Emissies toelaten als er maar een prijs wordt voor betaald vinden velen immoreel. De laatste jaren nochtans zijn de milieu-organisaties pragmatischer geworden en zien zij het nut van financiële prikkels in [BRESSERS 1988, blz. 403].

Gebrek aan flexibiliteit

Bij economische groei zullen steeds meer bedrijven tot een industrie toetreden, of zullen bestaande bedrijven hun produktie opdrijven om aan de toenemende vraag te kunnen voldoen. Elk bedrijf afzonderlijk zal weliswaar zijn emissies reduceren (tot marginale reductiekost = heffingsvoet), maar dit zal niet beletten dat de totale emissie uiteindelijk zal toenemen.

Bij toenemende inflatie zullen de bedrijven in reële termen steeds minder moeten betalen, waardoor de doeltreffendheid van heffingen snel wegerodeert.

Oplossing is het voortdurend aanpassen van de heffingsvoeten.

1.3.3. Vervuiliingsrechten

1.3.3.1. Voordelen van vervuiliingsrechten

Grote effectiviteit

Net als bij fysieke reguleringen bepaalt de overheid de maximaal toegelaten emissie en/of immissie. Bedrijven mogen nooit meer lozen dan de hoeveelheid waar zij volgens de overheid recht op hebben. Dit in tegenstelling met heffingen, waar enkel de prijs van de emissie door de overheid wordt vastgelegd, terwijl de hoeveelheid emissie door de vervuilers wordt bepaald. Om effectief te zijn is, net als bij fysieke reguleringen, een voldoende controle en aangepaste strafmaat bij overtreding noodzakelijk.

Grote efficiëntie

MONTGOMMERY toont aan dat een emissievector die voldoet aan de voorwaarden voor marktevenwicht bij het immissie-rechtensysteem tevens voldoet aan de voorwaarden voor een maatschappelijk kostenminimum. De overheid creëert voor elk meetpunt immissierechten, zodanig dat nergens de luchtkwaliteitsdoelstellingen worden overschreden. Vervolgens verdeelt of verkoopt zij de rechten aan de bedrijven. De rechten zijn vrij verhandelbaar. Bedrijven met hoge bestrijdingskosten proberen immissierechten te kopen, bedrijven met relatief lage reductiekosten zullen immissierechten verkopen. Er ontstaan 'markten' (zoveel als er meetpunten zijn), en de prijs van de immissierechten wordt bepaald door de wetten van vraag en aanbod.

MONTGOMMERY bewijst (wiskundig) dat de INITIELE ALLOCATIE van de immissierechten geen belang heeft. Dit betekent dat de overheid geen informatie nodig heeft over de bestrijdingskostenfuncties van de bedrijven [MONTGOMMERY, 1972].

Bij de emissierechten gaat men uit van gelijke transfercoëfficiënten binnen een bepaalde zone. Deze vereenvoudigende veronderstelling heeft tot gevolg dat het absolute maat-

schappelijke kostenminimum waarschijnlijk niet zal worden bereikt. Toch zijn emissierechten met minder informatie efficiënter dan fysieke reguleringen, omdat net als bij heffingen de marginale bestrijdingskosten geëgaliseerd worden over de verschillende vervuilers.

Grote flexibiliteit

Bij **economische groei** zal de vraag naar rechten stijgen. Stijgende vraag bij gelijkblijvend aanbod betekent stijging van de prijzen. De hoeveelheid emissies zal dus niet toenemen, en de prijzen van de rechten passen zich automatisch aan.

Een **stijgende inflatie** zal het systeem evenmin aantasten, vermits de prijzen zich eveneens automatisch zullen aanpassen.

Bovendien kan de overheid rechten intrekken, als zij in de toekomst het totale emissieniveau wenst te beperken, of zij kan eventueel rechten creëren die slechts voor een bepaalde termijn geldig zijn (met een onderscheid tussen korte en lange termijn-rechten). Nadeel hiervan is dat het grote ONZEKERHEID bij de vervuilers kan veroorzaken.

Aanzet tot technologische innovatie

Net als bij heffingen is er een financieel voordeel verbonden aan het steeds verder reduceren van de emissies. Door het verder reduceren komen 'rechten' vrij die het bedrijf verder kan verkopen aan andere bedrijven (nieuwkomers, expanderende bedrijven, of bedrijven die de know-how [nog] niet hebben voor efficiëntere reducties).

Redelijke maatschappelijke haalbaarheid

Rechten kunnen beschouwd worden als een uitbreiding van een bestaand vergunningen-systeem. Tenslotte zijn deze rechten in wezen vergunningen die vrij verhandelbaar (tussen de bedrijven) worden gemaakt. De overheid kan hierbij een zekere mate van controle behouden.

Aan de andere kant zullen rechten, nog meer dan heffingen, worden beschouwd als een 'license to pollute'.

1.3.3.2. Nadelen van vervuiliingsrechten

Gebrek aan praktische haalbaarheid

Ondanks de 'theoretische superioriteit' van vervuiliingsrechten, zijn er een groot aantal praktische problemen, die de toepassing van het rechtensysteem op zijn minst problematisch maken.

a. Onvoldoende markttransakties

De theoretische veronderstelling is dat de markten competitief zijn (groot aantal vragers en aanbieders, die allen perfect geïnformeerd zijn, en waarbij niemand sterk genoeg is om de prijs te beïnvloeden).

Als er te weinig marktpartijen zijn, dan zouden enkele grotere ondernemingen massaal 'permits' kunnen opkopen en 'oppotten', met de bedoeling nieuwkomers te weren of bestaande bedrijven uit de markt te verdrijven. Een andere mogelijkheid is 'kartelvorming', waarbij een aantal (grote) bedrijven afspreken de prijzen kunstmatig hoog te houden. Tenslotte is het niet zeker dat, zelfs bij een voldoende aantal marktpartijen, de emissiepatronen voldoende sterk veranderen opdat er voldoende markttransakties zouden zijn.

b. Het probleem van de 'hot spots'

Bij immissierechten-systemen kennen de vervuilers de 'meetpunten' (=de punten waar de immissies worden gemeten). Nieuwe bronnen zullen zich vestigen op plaatsen waar de invloed van hun emissies op de milieukwaliteit bij de bestaande meetpunten minimaal is. De emissies op de nieuwe plaats kunnen eventueel de milieukwaliteit op plaatsen waar geen meetpunten zijn voorzien op onaanvaardbare wijze doen verslechteren [de 'hot spots'].

De overheid moet dan een zeer dicht meetpuntennet creëren, of zij moet geregeld nieuwe meetpunten creëren, en eventueel oude afbouwen.

Bij emissierechten moet men zones afbakenen, waarbij men veronderstelt dat binnen die zone de transfercoëfficiënten gelijk zijn. Als men deze zones te groot maakt, dan zouden een groot aantal bronnen zich kunnen concentreren op één plaats (bv. dicht bij een grootstad), waardoor de milieukwaliteit op die plaats

onaanvaardbaar slecht wordt ['hot spot'], terwijl elders binnen die zone de milieukwaliteit zeer goed is.

c. De initiële verdeling van de rechten

De overheid kan de rechten verkopen aan de vervuilers (primaire markt), of zij kan deze rechten verdelen op basis van door haar te bepalen criteria. Deze laatste optie zal waarschijnlijk de voorkeur verdienen, vermits een primaire markt door de meeste bedrijven maar moeilijk zou worden aanvaard.

Wat betreft immissierechten heeft MONTGOMMERY formeel aangetoond dat het optimum steeds wordt bereikt, ongeacht de initiële distributie van de immissierechten.

Wat betreft emissierechten zal de initiële verdeling moeten gebeuren op basis van informatie over de marginale bestrijdingskosten. Men zal er tevens moeten voor zorgen dat monopolie- of monopsonievorming zoveel mogelijk wordt vermeden (door emissierechten niet bij een klein aantal producenten te concentreren).

d. Definitie van de rechten

Gezien het zeer grote aantal vervuilende stoffen is een afzonderlijk recht per vervuilende stof niet erg realistisch. Anderzijds is het erg moeilijk om voor een grote groep van verschillende stoffen één recht te creëren. Vervuilers zouden bovendien de emissies van die stoffen reduceren die het makkelijkst en dus het goedkoopst te bestrijden zijn, en veel minder de emissies van de andere stoffen.

Het beste is waarschijnlijk enkel voor een paar stoffen (bv. zwaveldioxide) afzonderlijke emissierechten te creëren. Voor de andere stoffen, en zeker voor de stoffen waarvan kleine hoeveelheden reeds zeer gevaarlijk zijn, zijn fysieke reguleringen het beste alternatief.

1.4. Besluit

Doorgaans zijn fysieke reguleringen effectiever dan heffingen, terwijl deze laatste efficiënter zijn dan reguleringen. Dit dient evenwel genuanceerd. Reguleringen zijn maar effectief bij voldoende controle en strafmaat, terwijl heffingen ook effectief zijn, op voorwaarde dat de heffingsvoet juist wordt bepaald (en de vervuilers zich rationeel gedragen). Heffingen zijn weliswaar altijd efficiënt in de zin dat zij steeds de marginale kosten egaliseren over de verschillende vervuilers, maar in het geval dat men rekening wenst te houden met de plaats van de emissies vereist het bepalen van de juiste heffingsvoet heel wat informatie. Met uitgebreide informatie over de bestrijdingskostenfuncties van de verschillende vervuilers zou de overheid, in principe althans, gedifferentieerde normen kunnen opleggen waardoor het kosten-optimum eveneens wordt bereikt. Om helemaal optimaal te zijn vereisen beide systemen heel wat informatie. Qua effectiviteit, efficiëntie, flexibiliteit en informatiebehoefte zijn vervuilersrechten (en zeker immissierechten) theoretisch superieur aan zowel reguleringen en heffingen. Probleem is vooral hun praktische toepasbaarheid.

Inzake maatschappelijke haalbaarheid scoren reguleringen nog het hoogst, heffingen het laagst. De houding t.o.v. vervuilersrechten is moeilijk in te schatten, vermits weinig mensen er vertrouwd mee zijn. Er zijn nochtans aanwijzingen dat het 'bubble-concept' [een combinatie van reguleringen en emissierechten] door de meeste betrokkenen gunstig wordt onthaald.

Tot slot is er het probleem van de (continue) meting en registratie van de emissies. Een oude kritiek op financiële instrumenten (heffingen, vervuilersrechten) is dat zij een voortdurende meting en registratie van de emissies zouden vergen. Het is echter niet duidelijk waarom reguleringen dit niet zouden vereisen. Ongeacht het gekozen beleidsinstrument (of combinatie van instrumenten), is een voortdurende meting en registratie STEEDS NOODZAKELIJK.

We kunnen dus besluiten dat geen enkel instrument in alle omstandigheden even ideaal is. Instrumenten moeten gekozen worden

in functie van plaatselijke omstandigheden, de doelstellingen die men voorop stelt, de stof die men wenst te bestrijden, enz... De juiste keuze berust op de juiste informatie.

- 2. Regeneerbare processen
 - 2.1. GAS/VLOEISTOF
 - 2.1.1. SUSPENSIE -therm.
-chem.
 - 2.1.2. OPLOSSING -therm.
-chem.
 - 2.2. GAS/GAS
 - 2.3. GAS/VASTE STOF -thermisch
-chemisch

In hoofdzaak onderscheidt men drie alternatieven, namelijk alternatieven VOOR DE VERBRANDING (=het gebruik van zwavelarme brandstoffen, al dan niet in combinatie met brandstofontzwaveling), alternatieven TIJDENS DE VERBRANDING (=de zwavel wordt verwijderd tijdens het verbrandingsproces zelf), en alternatieven NA DE VERBRANDING (=de zwavel wordt verwijderd in de rookgassen, dus na de verbranding).

2.1.1. Alternatieven VOOR de verbranding

a. Ontzwaveling van VASTE brandstoffen

De zwavel in steenkool wordt ingedeeld in twee groepen, met name anorganische zwavel, in casu minerale zwavel [Pyriet] en sulfaten, en organische zwavel.

Het verwijderen van de minerale zwavel gebeurt door het 'wassen' van de steenkool (fysische ontzwaveling). De technieken zijn gebaseerd op verschillen in soortelijk gewicht [deinmachines of JIGS, toestellen met zware vloeistof of HEAVY MEDIA VESSELS, en HYDROCYCLONEN], en op verschillen in hydrofobische eigenschappen. Voordelen van het wassen zijn, naast de verwijdering van het pyriet, de reductie van het transportvolume, de verlaging van het asgehalte, de verhoging van de energie-inhoud per gewichtseenheid, en het verkrijgen van een vaste brandstof met meer homogene kenmerken waardoor een efficiënter gebruik van de verbrandingsinstallatie mogelijk wordt.

Fysische ontzwaveling verwijdert niet de organisch gebonden zwavel. Hiervoor moet men een beroep doen op chemische en biologische ontzwaveling [bacteriën]. Deze technieken bevinden zich echter nog in een experimenteel stadium, en zullen pas in

de jaren negentig commercieel toepasbaar worden.

b. Ontzwaveling van VLOEIBARE brandstoffen

H₂S-verwijdering, sweetening en Hydro-Treating gebeuren als onderdeel van het normale raffinage-proces [Treating]. Grote hoeveelheden waterstofsulfide in de raffinagegassen en in de lichte crude-fracties kunnen worden verwijderd. De verwijderde H₂S wordt naar een Claus-sectie geleid voor zwavelterugwinning. Sweetening is de algemene naam voor de processen waarmee mercaptanen in de benzinecomponenten onschadelijk worden gemaakt. Hydro-treating is een proces dat zwavelverbindingen, andere dan waterstofsulfide en mercaptanen, verwijderd [ZWINKELS en YPMA 1981, blz. 791-793]. Gasolie en lichte stookolie met een zwavelgehalte van 0,1 gewichtsprocent zijn technisch haalbaar.

Het grootste deel van de in de ruwe olie aanwezige zwavel concentreert zich in de zwaardere residuele fracties. Deze residuen (Atmosferisch en Vacuum) kunnen worden behandeld met waterstofgas, bij hoge temperatuur en druk (Residue Hydrodesulphurization). Het zwavelgehalte kan op die manier worden gereduceerd tot 1 gewichtsprocent.

2.1.1. Alternatieven TIJDENS de verbranding

Wervelbedverbranding

De (brand)stof wordt verbrand in een wervelend bed van inerte materialen (bv. zand, of residuele as van voorheen verbrande kolen in het geval van steenkool). Reaktieven (kalksteen en/of dolomiet) worden gemengd met de (vaste) brandstof, of worden afzonderlijk toegevoegd aan het bed. De SO₂ gevormd tijdens de verbranding reageert met de kalksteendeeltjes, waarbij er gips wordt gevormd, dat als een droog afvalprodukt kan worden verwijderd. 80 tot 90 % van de aanwezige zwavel wordt aldus gebonden en kan samen met de bedas of bodemas worden afgetapt. De werveling in het bed van vaste deeltjes wordt bereikt doordat de deeltjes constant door een opwaartse luchtstroom zwevend worden gehouden, waardoor zij zich in het gas gedragen als deeltjes in kokend water.

Belangrijkste factoren die het zwavel-verwijderingsrendement beïnvloeden zijn de temperatuur van het bed [tussen 800 en 900 C], de molaire verhouding van calcium tot zwavel, de herkomst van de kalksteen of dolomiet, de korrelgrootte van het reaktief, de verblijftijd in de reaktiezone, de mate waarin de deeltjes doorengemengd worden in het bed, de brandstofkwaliteit, de luchtvermaat, en het keteltype en ontwerp.

Men onderscheidt een viertal grote 'types'.

Bij Atmospheric Fluidized Bed Combustion of A-FBC gebruikt men normale atmosferische druk in de ketel. Bij Pressurized FBC gebeurt de wervelbedverbranding onder hoge druk. Bij Multiple-bed FBC bestaat de wervelbedverbranding uit twee bedden. In het tweede bed worden verbrandingsgassen, afkomstig van het eerste bed, gemengd met secundaire lucht, en een tweede verbranding grijpt plaats, nl. van de onverbrande deeltjes weggeblazen van het eerste bed. De verbrandingsgassen van het eerste bed zorgen er tevens voor dat de deeltjes in het tweede bed zwevend worden gehouden. Bij Circulating FBC worden de deeltjes zwevend gemaakt via lucht met een relatief hoge snelheid, waardoor de deeltjes tot op de volledige hoogte van de (hoge) verbrandingskamer worden geblazen. De deeltjes worden gedeeltelijk in een cycloon afgescheiden, en teruggevoerd naar het lager gedeelte van de verbrandingskamer, waar zij opnieuw gemengd worden met pas aangevoerde brandstof.

Wervelbedverbranding laat een heel gamma van brandstoffen toe, inclusief inferieure, zwavel- en asrijke brandstoffen met een hoog vochtgehalte. Ook biomassa, huisvuil en petroleumafval kunnen in een wervelbed worden verbrand. Men bekomt hoge SO₂-verwijderingsrendementen, alsmede een vermindering van de NO_x-vorming. Het laat de bouw in compacte modules toe (alleen P-FBC). Er is tot slot een hoog potentieel verbrandingsrendement.

Grootste nadeel is het hoge afvalvolume. Wervelbedverbranding richt zich vooral naar asrijke steenkoolprodukten. De Ca/S-ratio [1,5 à 3] ligt daarenboven hoger dan bij bv. het natte rookgasontzwavelingsproces [±1].

Integrale vergassing (+Integrated Coal Gasification and Combined Cycle)

In een vergasser [GASIFIER] wordt steenkool gedeeltelijk verbrand (in een zorgvuldig afgewogen beperkte voorraad van lucht/zuurstof en stoom), bij voorkeur onder hoge druk, om aldus een brandstofgas (syn-gas) te bekomen.

De zwavel wordt hierbij omgezet in waterstofsulfide, dat makkelijker kan worden verwijderd dan SO_2 [cfr. vloeibare brandstoffen]. De organisch gebonden stikstof wordt omgezet in N_2 , NH_3 , en in een kleine hoeveelheid HCN. NH_3 en HCN worden door gaswassing verwijderd. [GAS-STREAM CLEAN UP UNIT]

Nadelen van integrale vergassing zijn de hoge kostprijs (extra energieverbruik), en een gedeeltelijk verlies (50%) van de oorspronkelijke energie-inhoud van de steenkool.

De kolenvergasser kan worden geïntegreerd met een elektrische centrale [IGCC of Integrated Gasification Combined Cycle]. Het brandstofgas wordt dan verbrand in een gasturbine [GAS TURBINE], waarbij elektriciteit wordt geproduceerd. Rest-warmte van de vergasser en van de gasturbine wordt gebruikt voor een stoomturbine, die zorgt voor bijkomende elektriciteitsproductie [WASTE HEAT RECOVERY].

2.1.3. Alternatieven NA de verbranding (ROOKGASONTZWAVELING)

De rookgasontzwavelings-technieken kan men van elkaar onderscheiden op basis van een aantal criteria [zie schema II]. In een eerste classificatie-niveau maakt men het onderscheid tussen regenerereerbare en niet-regenerereerbare systemen. Bij de regenerereerbare systemen wordt het reaktief grotendeels in een afzonderlijke fase geregenereerd.

In het tweede niveau wordt het onderscheid gemaakt op basis van het type reactie, nl. Gas/Vaste stof-, Gas/Vloeistof- of Gas/Gas-reakties.

De Gas/Vloeistof-processen kunnen verder worden opgedeeld, al naargelang een heldere oplossing of suspensie wordt gebruikt. Een laatste indeling berust op de aard van het eindprodukt. Bij de niet-regenerereerbare systemen kan het eindprodukt nat of droog

zijn. Bij de regenererbare systemen is het criterium het onderscheid tussen thermische en chemische regeneratie-methodes [KLINGSPOR en COPE 1987, blz. 33-35].

We bespreken enkel een paar geselecteerde technieken, met name DRY SORBENT INJECTION, NAT KALK/KALKSTEEN WEGWERP/GIPS-proces (Wet Lime/Limestone Throwaway/Gypsum), SPROEIDROOGPROCESSEN (Spray Dry Scrubbing), en het WELLMAN-LORD proces.

a. DRY SORBENT INJECTION

'Furnace Sorbent injection' bestaat uit de injectie van verpulverde kalkprodukten (kalksteen, dolomiet, of hun hydroxides) in de verbrandingsruimte van een kolengestookte ketel. Er wordt calciumsulfaat gevormd, dat samen met onverbruikt reagens en vliegias wordt weggevoerd met de rookgassen. De deeltjes worden afgevangen in (bestaande) stofvangstapparatuur. Belangrijke bedrijfsparameters zijn de rookgastemperatuur, de verblijftijd van het additief in de reactiezone, de vermenging van additief en rookgas, de aard en de korrelgrootte van het additief, en de molaire verhouding Ca/S.

Bij 'Convective Pass Injection' wordt gehydrateerd kalk-poeder geïnjecteerd in het rookgas nabij de inlaat van de economizer. De SO₂-vangst grijpt plaats in suspensie terwijl reactief en rookgas voorbij de economizer stromen. De reacties gebeuren heel snel. Het is noodzakelijk het sorbens zeer vlog te mengen met het rookgas bij optimale injectietemperaturen. Bijkomende SO₂-vangst in het rookgaskanaal, tussen de Lucht-Voorverwarmer en de elektrofilter, is mogelijk als het rookgas wordt bevochtigd.

Bij 'In-Duct Injection' wordt een zeer fijn kalkprodukt-poeder geïnjecteerd in het rookgaskanaal voor een bestaande stofvangst-apparatuur. De SO₂-vangst gebeurt zowel in het rookgaskanaal als in de stofvangstapparatuur. Bevochtiging van het rookgas is noodzakelijk voor een goede SO₂-vangst. De reactieprodukten worden samen met de as verwijderd.

'In-Duct Spray Drying' is vergelijkbaar met het 'Sproei-droog' proces [zie paragraaf c]. Het verschil met het gewone sproei-droogproces is dat de reacties zich afspelen in het rookgaskanaal

voor de stofvangstapparatuur, i.p.v. in een afzonderlijke sproeitoren. Dit houdt in dat de reaktietijd (1 à 2 seconden) veel kleiner is dan bij het conventionele sproeidroogproces (10 à 12 seconden).

'Hybrid Pollution Abatement System (Hypas)' is vergelijkbaar met In-duct Injection, maar de SO₂-vangst speelt zich af in het rookgaskanaal tussen (bestaande) stofvangstapparatuur, en een nieuw-geplaatste doekfilter.

Belangrijkste voordeel van Dry Sorbent Injection-technieken zijn de relatief lage investeringskosten, zeker in vergelijking met klassieke rookgasontzwavelings-technieken. Nadelen zijn de mogelijke afzettingen in het rookgaskanaal, en de hoge eisen die worden gesteld aan de elektrofilters [RHUDY, McELROY, OFFEN, 1987].

b. NAT KALK/KALKSTEEN WEGWERP/GIPS -proces

Als reactief gebruikt men kalk (CaO), kalksteen (CaCO₃) of kalk/kalksteen met één of meerdere additieven. Door het toevoegen van additieven kan het verwijderingsrendement worden verbeterd, zonder dat het gebruik van reaktieven moet worden opgevoerd.

Vaak is er een 'voorwaster' voorzien, die voornamelijk dient om het rookgas af te koelen en te bevochtigen vooraleer het naar de eigenlijke 'scrubber' of wastoren wordt gevoerd. Hierin worden ook een groot gedeelte van de haliden (chloride en fluoride) en een deel van het resterende vliegias verwijderd.

Het eigenlijke absorptiegedeelte is een open sproeitoren waarin het gas in tegenstroom wordt gewassen. Door middel van meerdere rijen sproeiërs wordt de kalkprodukt-water suspensie (slurry) doorheen de absorptiemodule gespreid. Het SO₂ in het rookgas reageert in de contactzone met het reactief en vormt onoplosbare calciumverbindingen (calciumsulfiet, calciumsulfaat). De kunst is deze deeltjes te verwijderen van het absorptieproces, terwijl men er moet voor zorgen voldoende vloeistof over te houden om het water, samen met nieuwe reaktieven die voortdurend worden toegevoegd, opnieuw in de wasser in circulatie te brengen.

Men kan eventueel een oxidatiestap voorzien om gips te produceren. Dit kan gebeuren ofwel als geïntegreerd onderdeel van

het wassingsproces in het verzamelbekken van de wastoren, ofwel in afzonderlijke oxidatietanks. De geforceerde oxidatie van het calciumsulfietslib gebeurt door de injectie van lucht, waardoor calciumsulfaat wordt gevormd, dat dan wordt verwijderd voor de produktie van gips van bouwkwaliteit.

Bovenaan de wastoren bevindt zich een ontmister die 99 % van de druppeltjes in het gewassen rookgas verwijderd. Deze druppelvanger wordt soms met waswater gespoeld, om verstoppingen te voorkomen.

Vooraleer het gezuiverde maar sterk afgekoelde, met water verzadigde rookgas de schoorsteen mag verlaten moet het eerst worden (her)opgewarmd, om condensatie van het corrosieve gas in de schoorsteen en de onmiddellijke omgeving ervan te vermijden, en om de pluimstijging te verbeteren.

Dit kan door middel van regeneratieve warmtewisseling met hete rookgassen (roterende gas/gas warmtewisselaar of 'warmtewiel'), via gedeeltelijke by-pass van de rookgassen (een deel van het gezuiverde rookgas wordt gemengd met een bepaalde hoeveelheid ongezuiverd gas), of via rechtstreekse opwarming (bv. injectie van stoomverhitte omgevingslucht).

In een aantal gevallen kan de heropwarming worden vermeden, of sterk beperkt. Een gekend voorbeeld is de centrale van VÖLKLINGEN (Duitsland) waar de gezuiverde rookgassen gemengd worden met de luchtstromen van een koeltoren. Heropwarming en schoorsteen worden hierdoor overbodig.

Wenst men het calciumsulfietsulfaat te gebruiken, hetzij als landvulling-materiaal, hetzij als gips van bouwkwaliteit, dan gaat het het slib eerst naar een verdikker (bezinkingsbekken) waar de vaste deeltjes onder invloed van de zwaartekracht naar de bodem zinken, of naar hydro-cyclonen. Het 'overflow-water' kan terug worden gebruikt in het absorptieproces. Het 'underflow'-water, dat voor $\pm 30\%$ uit vaste deeltjes bestaat, gaat naar vacuumbandfilters, of trommelfilters, of centrifuges voor verdere ontwatering. Voor gebruik als landvullingsmateriaal kan dit slib eventueel nog worden gefixeerd en gestabiliseerd door het te mengen met vliegias (en eventueel ook nog met kalk). Geproduceerd gips wordt gewassen in chloorarm water en opgeslagen in een silo.

(Het chloride-gehalte mag niet hoger zijn dan 100 ppm, en de vochtigheid niet hoger dan 10 %).

Wenst men geen bruikbaar eindprodukt, dan gaat het slib met slechts 10 % vaste deeltjes naar een 'pond', dit is een uitgegraven reservoir met volledig dichte wanden waar de deeltjes bezinken. Een deel van het water kan terug worden gebruikt.

Dit rookgasontzwavelingsproces is een beproefde technologie, die reeds geruime tijd op commerciële schaal wordt toegepast. Het SO₂-vangstrendement is hoog (70-90 % en meer). De bedrijfszeker-

heid van de laatste generatie is hoog. Problemen als kalksteenafzetting, verstopping van de interne delen van de torenwaaier en van de ontmister, en corrosie van de materialen kunnen door recente technieken, nieuwe materialen, en aanpassingen aan het proces zelf, sterk worden verminderd.

Nadelen zijn het hoge eigen energieverbruik, het grote ruimtebeslag (probleem bij 'retrofitten'), de grote hoeveelheden eindprodukt, en de tamelijk hoge investeringskosten.

c. SPROEIDROOG-proces

Als reaktief wordt meestal (gebluste) kalk gebruikt, soms ook natrium-carbonaat. De absorptie-suspensie, bereid uit nieuwe reaktieven, gerecycleerd produkt en water wordt naar een sproeidroger gepompt.

De suspensie wordt verneveld (geatomiseerd) via 1 of meerdere roterende sproeischijsen of via 'dual fluid'-sproeiers, in een cilindervormige sproeidroogketel met conische bodem. Er ontstaat hierdoor een wolk van uiterst fijne druppeltjes, die in nauw contact komen met de hete rookgassen die SO₂ en vlieggas van de ketel bevatten. Het SO₂ (en SO₃) wordt geabsorbeerd in de druppeltjes, terwijl tegelijkertijd de hete rookgassen het water vervat in de suspensie verdampen.

Men krijgt dus absorptie van het SO₂ in de vloeibare fase van de kalk-suspensie waarbij zouten (calciumsulfiet, calciumsulfaat) worden gevormd. De temperatuur van het rookgas blijft boven de dauwpunttemperatuur zodat de reaktieprodukten kunnen neerslaan

als droge vaste deeltjes (droog poeder), terwijl het verdampte water samen met het rookgas wordt afgevoerd.

Het droge poeder (bestaande uit vliegashoudend rookgasontzwavelingsprodukt en onverbruikt reagens) wordt voor het grootste deel met het rookgas uit de sproeidroogketel gevoerd en uit het rookgas verwijderd via een deeltjescollector, hetzij een weefselfilter, hetzij een elektrofilter. Dit afgevangen droge afval wordt gedeeltelijk gerecycleerd naar de tank waar nieuwe kalksuspensie wordt bereid.

Het eindprodukt is een mengsel van calciumsulfaat/sulfaat en vliegashoudend, en wordt meestal gebruikt als landvullingsmateriaal. Wanneer vliegashoudend en reaktieproducten samen worden verzameld noemt men het eindprodukt 'stabilisate'.

Een variant is wanneer men een deeltjescollector plaatst voor de sproeidroger. Het eindprodukt is dan vrij van vliegashoudend en kan worden gebruikt als ingrediënt in de cement-industrie. Bovendien beschermt het de rookgasontzwavelingsinstallatie tegen erosie en slijtage.

De belangrijkste voordelen van het sproeidroogproces zijn het hoge SO_2 -verwijderingsrendement (80-90%), het eigen energieverbruik en waterverbruik dat kleiner is dan voor natte rookgasontzwavelings-systemen, en de relatief lage investerings- en onderhoudskosten (in vergelijking met natte processen). Belangrijkste nadelen zijn de hoge kosten voor de reaktieproducten, en het hoge verbruik van reaktieproducten bij steenkolen met een hoog zwavelgehalte.

d. WELLMAN-LORD-proces

Dit proces omvat meerdere stappen.

d.1. Voorbehandeling van het rookgas

In een voorwaster (meestal een Venturi-waster met variabele keeldoorsnede) wordt het hete rookgas, afkomstig van een ontstoffsinstallatie (elektrofilter), afgekoeld en ontdaan van onzuiverheden (chloriden, fluoriden, overblijvende stofdeeltjes, en een klein deel van het SO_2 en SO_3).

d.2. SO_2 -absorptie

In een torenwasser wordt het afgekoelde gas in tegenstroom in contact gebracht met een geconcentreerde, gebufferde natriumsulfiet/bisulfiet-oplossing. Het SO₂ wordt in de oplossing geabsorbeerd, waarbij sulfiet wordt omgezet tot bisulfiet. Een deel wordt geoxideerd tot sulfaat, dat verwijderd moet worden vermits het niet thermisch regenererbaar is.

Het verzadigde gas gaat door een ontmister (verstoppingen zijn geen probleem vermits een heldere oplossing wordt gebruikt voor de gaswassing), en wordt eventueel heropgewarmd vooraleer het de schoorsteen verlaat.

d.3. Thermische regeneratie

De gebruikte absorptie-oplossing wordt naar het regeneratie-gedeelte gebracht. Dit deel kan zich op een tamelijk grote afstand van de eigenlijke absorptietank bevinden, en kan tevens dienst doen voor meerdere absorptie-torens. De oplossing wordt geregenereerd door verdamping en kristallisatie. Een klein gedeelte van de oplossing wordt selektief gekristalliseerd om alle sulfaat-sporen van het absorptieproces te doen verdwijnen. Het natrium-bisulfiet wordt omgezet in natriumsulfiet (geregenereerd reaktief) en SO₂-gas dat vrijkomt. Het teruggewonnen reaktief gaat terug naar het absorptie-gedeelte.

d.4. Zwavelterugwinning

Het vrijgekomen SO₂-rijke gas wordt naar een nabijgelegen chemische installatie gestuurd voor de produktie van zwavel, in de vorm van zwavelzuur (oleum), elementaire zwavel, of vloeibare SO₂.

Het Wellman-Lord procédé is een beproefde technologie, met een zeer hoog SO₂-verwijderingsrendement (tot 98 %), waarbij (in principe) een verkoopbaar eindprodukt wordt geproduceerd. Dank zij het gebruik van een heldere oplossing zijn er geen problemen met afzettingen. Nadelen zijn het zeer hoge energieverbruik (waaronder het gebruik van grote hoeveelheden lage-druk stoom voor de thermische regeneratie), en het feit dat het om relatief ingewikkelde installaties gaat.

2.2. NO_x-bestrijdingsalternatieven

In de bestrijding van NO_x-emissies, maakt men een onderscheid tussen primaire denitrificatie, waarbij de vorming van NO_x wordt verhinderd tijdens het verbrandingsproces zelf, en secundaire denitrificatie, waarbij de NO_x uit de rookgassen wordt verwijderd.

2.2.1. Primaire denitrificatie

Bij de verbranding van fossiele brandstoffen komt NO_x vrij. NO_x is een verzamelnaam voor stikstofmonoxide (NO) en stikstofdioxide (NO₂)². Plusminus 90 à 95 % van de gevormde NO_x tijdens de verbranding is NO. Dit oxideert in de atmosfeer vrij vlug tot NO₂.

Thermische NO_x ontstaat door de oxidatie van atmosferische stikstof in de verbrandingslucht. Thermische NO_x-vorming is een functie van de verbrandingstemperatuur, en evenredig met de concentratie aan atomaire zuurstof.

Brandstof NO_x ontstaat door oxidatie van de organisch gebonden stikstof in de brandstof. De vorming van brandstof NO_x is afhankelijk van o.a. het stikstofgehalte van de brandstof, de inhoud aan vluchtige bestanddelen, en de plaatselijke zuurstofconcentraties.

Prompt NO_x ontstaat door een reactie van brandstofradikalen met moleculaire stikstof, waarbij cyanideverbindingen worden gevormd, die in het vlamfront gedeeltelijk tot NO_x worden geoxideerd. Het aandeel van prompt NO_x in de totale NO_x-vorming bij de verbranding van fossiele brandstoffen is eerder gering.

De NO_x-vorming is dus afhankelijk van drie factoren, met name het zuurstof-aanbod in de reactie-zone, de verbrandings- of vlamtemperatuur, en de verblijftijd van de reagerende stoffen in de zone met hoge temperatuur.

De vorming van NO_x kan dan ook worden beperkt door het nemen van de volgende maatregelen :

² Strikt genomen is NO_x een verzamelnaam voor NO, NO₂, N₂O, N₂O₃, N₂O₅ en NO₃.

- de zuurstofconcentratie zo laag mogelijk houden tijdens een groot deel van de verbranding,
- de verbrandingstemperatuur verlagen en piektemperaturen vermijden, en
- de verblijftijd van de reagerende stoffen in de reaktiezone verminderen.

Alle primaire denitrificatie-technieken (Brander/Vuurhaard-modificaties, Lage NO_x-branders, RookgasRecirculatie, TweeTrapsVerbranding en In-Vuurhaard-Reductie) gebruiken in meer of mindere mate één van deze maatregelen of combinaties ervan.

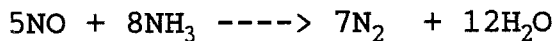
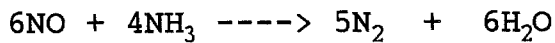
Belangrijkste neveneffekten zijn een mogelijke toename van het CO-gehalte in de rookgassen, (in een aantal gevallen) vlaminstabiliteit, corrosieproblemen nabij de ketelwanden, en eventueel een negatieve invloed op het thermisch rendement.

Het NO_x-verwijderingsrendement hangt sterk af van de gebruikte techniek, het keteltype en de gebruikte brandstof, maar schommelt meestal tussen 20 en 50 %. Om het verwijderingsrendement te verhogen zal men in de praktijk een aantal primaire maatregelen combineren. Het verwijderingsrendement van de gecombineerde technieken is niet gelijk aan het produkt van de verwijderingsrendementen van de afzonderlijke technieken.

2.2.2. Secundaire denitrificatie-technieken

a. Selektieve Niet-katalytische Reduktie (Selective Non-Catalytic Reduction SNCR)

Ammoniak wordt geïnjecteerd in de gasstroom in het stralings- of convectiegedeelte van de ketel, via meervoudige injectiepunten. Om een goede menging te bereiken, wordt een kleine hoeveelheid ammoniak geïnjecteerd samen met een draaggas, meestal lucht of stoom. De reacties gebeuren, zonder de aanwezigheid van een katalysator, in de GASFASE, bij temperaturen rond 930 à 980 C. De NO_x wordt gereduceerd tot stikstof, volgens de sterk vereenvoudigde reacties :



Het NO_x-verwijderingsrendement bedraagt 40 à 60 %.

Belangrijke bedrijfsparameters zijn de inplanting van de injectoren , de ammoniakdosering en de vorming van ammonium-bisulfaat.

b. Selektieve Katalytische Reduktie (Selective Catalytic Reduction SCR)

Een (met water) verdund mengsel van ammoniak-gas en lucht wordt geïnjecteerd in de rookgasstroom. Dit wordt gemengd met het rookgas. Het ammoniak/rookgas-mengsel gaat dan door een katalytische reaktor. Naargelang de situering van deze reaktor, onderscheidt men **High Dust SCR** (de SCR staat tussen economizer en LUVVO, dus voor ontstoffsings- en ontzwavelings-apparatuur), **Low Dust SCR** (de SCR staat achter de ketel en achter de ontstoffsings-apparatuur, maar voor de ontzwavelingsapparatuur, om erosie van de katalysator door vlieg-as te verminderen), en **Tail End SCR** (de SCR staat na de ontzwavelingsapparatuur, waardoor de rookgassen terug moeten worden opgewarmd vooraleer ze door de reaktiekamer mogen worden geleid). De reaktor zelf bestaat uit een aantal modules. Hierin wordt het ammoniak/rookgasmengsel over katalytisch werkzame oppervlakten geleid. De NO_x wordt gereduceerd tot stikstof en waterdamp, en dit bij temperaturen van ongeveer 300 à 400 C. Dat is beduidend lager dan bij SNCR. Het gebruik van de katalysator zorgt ervoor dat de temperatuur voor de NO_x-reduktie wordt verlaagd tot 320 à 380 C, dat het verwijderingsrendement wordt verhoogd (tot 80 à 90%), en dat het NH₃-gebruik verbetert.

Belangrijke bedrijfsparameters zijn de samenstelling van de katalysator, de vorm van de katalysator (honingraat-systemen, parallele platen of buizen), de nuttige levensduur van de katalysator (afhankelijk van keteltype en brandstoftype), de ruimtelijke gassnelheid (gasvolume per uur per eenheid katalysatoroppervlak), de molaire verhouding NH₃ t.o.v. NO_x, en

de ammoniumbisulfaat-vorming.

3. Bestrijdingskosten

Bestrijdingskosten bestaan uit investeringskosten, en jaarlijkse werkingskosten. De jaarlijkse werkingskosten worden verder opgedeeld in vaste en variabele kosten.

De investeringskosten omvatten de installatiekosten (uitrusting, bouwkosten, reserves voor onverwachte onkosten die zich tijdens de bouwperiode kunnen voordoen,...), kosten voor landgebruik, werkingskapitaal, opstartkosten en interestlasten gedurende de bouwperiode.

De vaste werkingskosten bestaan vooral uit personeelskosten, onderhoudskosten, overheads en administratiekosten.

De variabele werkingskosten zijn de kosten die variëren met de werkingsduur, en/of met het aantal eenheden vervuilende stof die men wenst te elimineren. De voornaamste bestanddelen zijn grondstoffen (kalk, kalksteen,...) en hulpstoffen (elektriciteit, stoom, water,...).

Van de totale werkingskosten worden afgetrokken de verkoop van eindprodukten (bv. gips, zwavel), en erbij opgeteld de kosten voor de behandeling van de (vaste en vloeibare) afvalstoffen.

Totale jaarlijkse kosten worden berekend door bij de jaarlijkse werkingskosten op jaarbasis gedelgde investeringskosten op te tellen. De delgingsfaktor wordt berekend op basis van een aktualisatievoet (a), en de verwachte economische levensduur van de bestrijdingsinstallatie (n), nl.

$$d = \frac{a (1 + a)^n}{(1 + a)^n - 1} .$$

De kosten worden uitgedrukt als totale kosten (BF), of als specifieke kosten, bv. in het geval van elektriciteitscentrales als kosten per geproduceerde kWh (BF/kWh), of algemeen als kosten per bestreden ton vervuilende stof (BF/bestreden ton SO₂).

Investeringskosten zijn sterk afhankelijk van het nominaal vermogen van de stookinstallatie. Ze kunnen ook sterk verschillen naargelang men te doen heeft met een bestaande of nieuwe stookinstallatie. Bij nieuwe stookinstallaties kan men optimaal rekening houden met het 'inpassen' van de bestrijdings-

installatie(s). Voor bestaande installaties is het gebrek aan ruimte één van de grootste problemen, terwijl ook technische factoren een rol spelen.

Grafiek 3.1 toont, voor kolen-elektriciteitscentrales, de totale investeringskosten van een aantal geselecteerde technieken (Dry Sorbent Injection, Nat Kalksteen/Gips-proces, Wellman-Lord, Selective Catalytic Reduction).

De investeringskosten worden weergegeven als een lineaire functie van het nominale elektrische vermogen van de centrales.

De gegevens zijn afkomstig uit West-Duitsland (AMANN en KORNAI 1987, SCHÄRER en HAUG 1986).

Grafiek 3.2 toont voor dezelfde technieken de specifieke investeringskosten (BF/kW). Hieruit blijkt dat voor centrales met een klein vermogen de investeringskosten per kW veel hoger liggen dan voor centrales met een groot vermogen (schaalvoordelen). De kosten per kWh zal op gelijkaardige wijze veel hoger zijn voor centrales met een kleine jaarlijkse gebruiksduur, dan voor centrales met een hoge jaarlijkse gebruiksduur (basislast-centrales).

De jaarlijkse werkingskosten, uitgedrukt in BF/kWh, zijn sterk afhankelijk van de jaarlijkse gebruiksduur van de centrale, maar ook van een aantal technische parameters zoals grondstoffen-, energie- en waterverbruik, werking en levensduur van een katalysator, enz... Naast deze technische parameters spelen economische en financiële parameters eveneens een grote rol, zoals bv. de veronderstelde kost per manjaar (personeel), de kosten per eenheid grondstof, de kosten voor elektriciteit-, stoom-, en waterverbruik, enz...

Tabel 3.1 geeft voor een kolenelektriciteitscentrale van 700 MWe de jaarlijkse werkingskosten van het Natte kalksteen/gips-proces, in BF/kWh. Voor de berekening van deze kosten hebben we een beroep gedaan op Duitse gegevens (SCHÄRER & HAUG, 1986).

**Tabel 3.1. Kosten Ontzwaveling en denitrificatie
voor een centrale in de BRD**

BESTRIJDINGSKOSTEN ONTZWAVELING EN DENITRIFICATIE			
Land BRD (West-Duitsland)	Conversie	20,18	{wisselkoers 85}
Jaar 1985	Index	1	{inflatie}
Munt DM (Duitse Mark)			
Naam WET LIMESTONE/GYPSUM			
N/R Nieuw			
SO2	90 %	Aktual	8,6 %
NOx	0 %	Interest	8,0 %
Stof	0 %	Inflatie	0,0 %
Vermogen	700 MWe	Afschrijv.	7,5 %
Duur	6000 Uren vollast	Bouwduur	3 jaar
Fueltype	Steenkool	Levensduur	20 jaar
Zwavelgeh.	1,5 %		
Asgehalte	5,0 %		
Stookw.	25,0 MJ/kg		
INVESTERINGSKOSTEN			
Totaal	140000000 DM	2830000000 BF	
Specifiek	200 DM/kWe	5769,238 BF/kWe	
JAARLIJKSE WERKINGSKOSTEN			
		DM	DM/kWh BF/kWh
Jaarlijkse VASTE werkingskosten			
Personeel	5 Manjaar		
Pers.kost	60000 DM/Manj	300000,0	0,0000714 0,0014414
Onderhoud	4 % van Ian	5600000,0	0,0013333 0,0269066
Overhead NR	0 % van Ian	0,0 0,0	0,0
Diverse NR	0 % van Ian	0,0 0,0	0,0
Totaal VASTE werkingskosten		5900000,0	0,0014048 0,0283480
Jaarlijkse VARIABELE werkingskosten			
CaCO3	1,05 1,72 t/h	361200,0	0,0000860 0,0017354
Elektric.	1000 kW/100MWe	6300000,0	0,0015000 0,03027
HP stoom	0	0,0 0,0	0,0
LPstoom	0	0,0 0,0	0,0
Proceswater	12 m3/h	72000,0	0,0000171 0,0003459
Waswater	0 m3/h	0,0 0,0	0,0
Koelwater	0 m3/h	0,0 0,0	0,0
Condensaat	0 m3/h	0,0 0,0	0,0
Totaal Utilities.....		6372000,0	0,0015171 0,0306159
Afval	0 t/t SO2	0,0 0,0	0,0
Diverse		475200,0	0,0001131 0,0022832
Totaal VARIABELE werkingskosten		7208400,0	0,0017162 0,0346346
VASTE + VARIABELE werkingskosten		13108400,0	0,0031210 0,0629827

De kosten per bestreden ton SO₂ werden berekend voor een 'referentie-kolenelektriciteits- centrale', met de volgende technische en economische parameters (gebaseerd op Duitse gegevens)

Vermogen	= 210 MWe
Werkingsduur	= 6000 uur/jaar
Resterende levensduur	= 20 jaar
Specifiek gebruik	= 10.000 kJ/kWh
Zwavelgehalte	= 1 %
Asgehalte	= 15 %
Stookwaarde	= 29.000 MJ/ton
SO ₂ -verwijderingsrendement	= 90 %

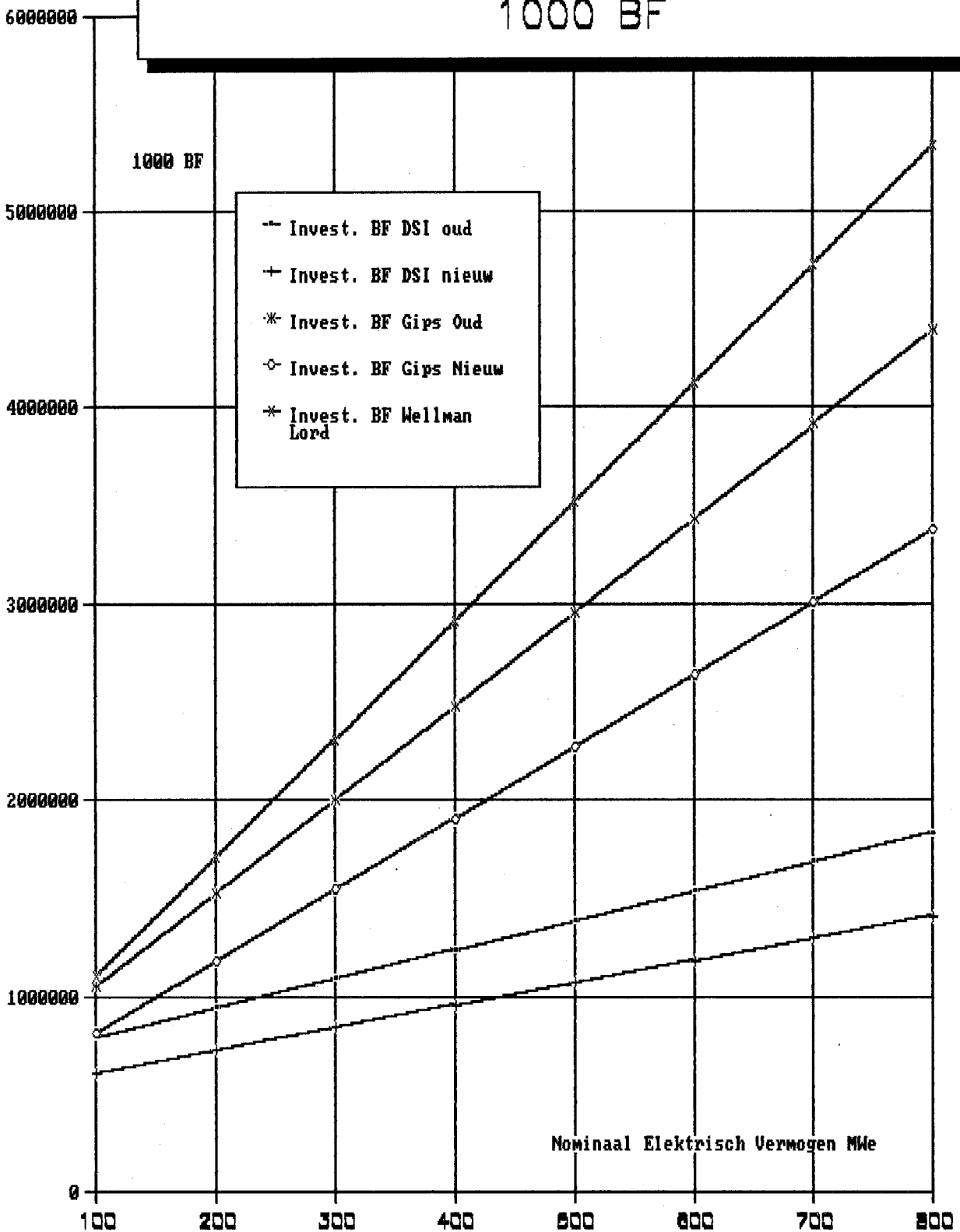
Personeelskosten	= 900.000 BF/Manjaar
Kalksteen CaCO ₃	= 770 BF/ton
Elektriciteitskostprijs	= 3 BF/kWh
Delgingsfaktor	= 8,6 %
Specifieke investering	= 5000 BF/kWe
Onderhoudskosten	= 4% van jaarlijkse invest.
Overhead + administr.	= 4% van jaarlijkse invest.
Personeel	= 10 Manjaar/100 MWe
Kalksteen-gebruik	= 1.56 ton CaCO ₃ /ton SO ₂
Elektriciteitsgebruik	= 1000 kW/100 MWe

Bekijken we de kosten per bestreden ton SO₂, dan zien we dat deze sterk afhankelijk zijn van het veronderstelde zwavelgehalte van de steenkool, de werkingsduur, de resterende levensduur, en in mindere mate van de delgingsfaktor. Dit volgt uit grafieken 3.3, 3.4, 3.5 en 3.6. Grafiek 3.3 toont de kosten per bestreden ton SO₂, in functie van het zwavelgehalte van de steenkool (alle andere parameters behouden de waarden hierboven beschreven). De specifieke kosten nemen meer dan proportioneel toe naarmate het zwavelgehalte van de steenkool daalt. De stijging neemt zeer sterk toe voor zwavelgehaltenes onder de 1,2 %. Daar staat tegenover dat bij gebruik van laagzwavelige steenkool de totale SO₂-emissies veel kleiner zijn dan bij het gebruik van hoogzwavelige steenkool. De bron moet bijgevolg minder ton SO₂ reduceren, en de kosten (in absolute termen) zullen niet zo hoog zijn. Grafiek 3.4. geeft, ceteris paribus, de kosten per bestreden ton SO₂, in functie van de jaarlijkse werkingsduur, zowel voor steenkool met een zwavelgehalte van 3 % als voor steenkool met een zwavelgehalte van 1 %. Voor centrales met een

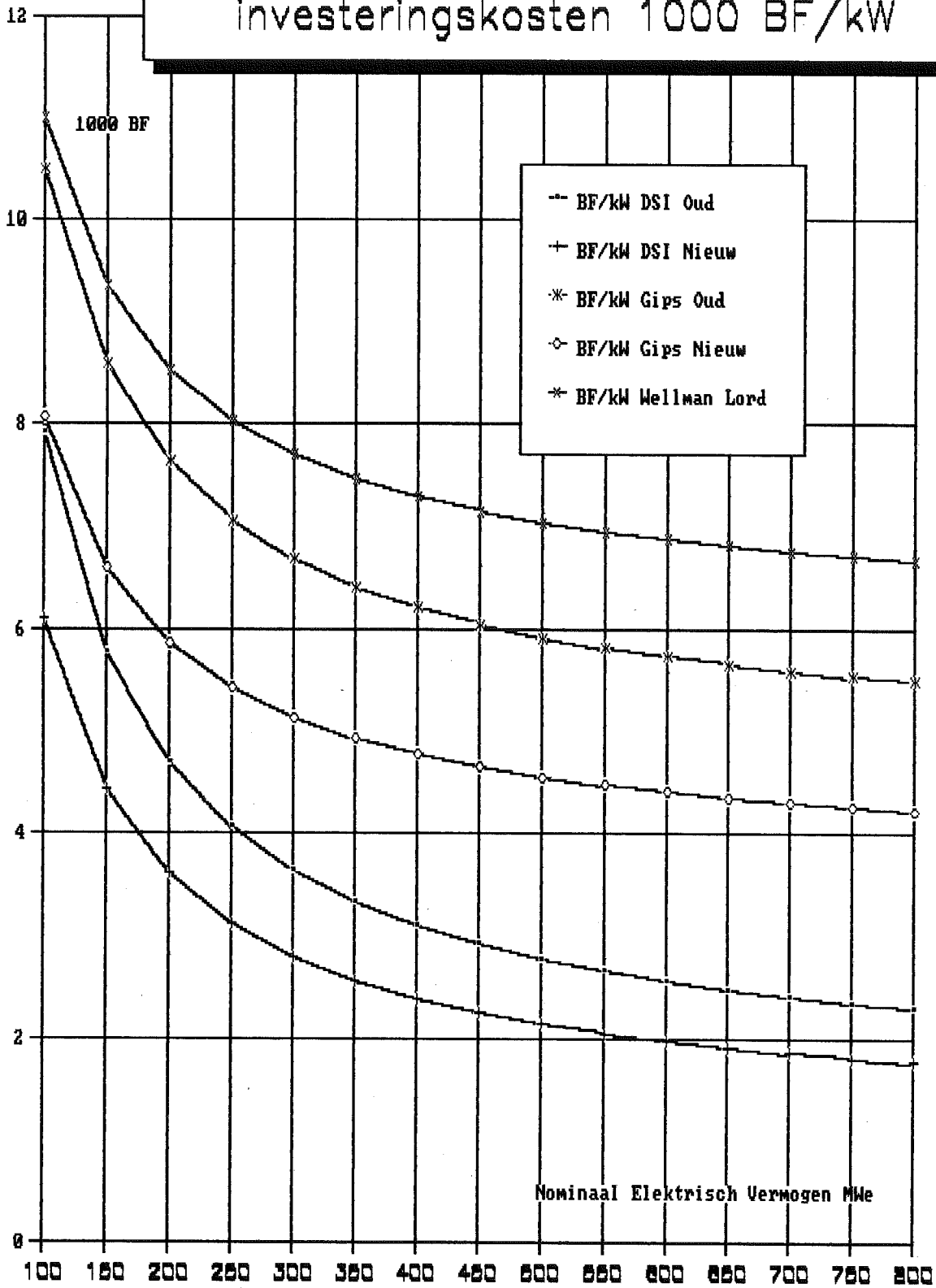
werkingsduur tussen 4000 en 8000 uren per jaar liggen de specifieke kosten tussen de 5000 en 15.000 BF/bestreden ton SO₂ in het geval van hoogzwavelige steenkool, en tussen 20.000 en 40.000 BF/bestreden ton SO₂ in het geval van laagzwavelige steenkool. Van zodra de werkingsduur kleiner is dan 4000 uren per jaar stijgen de specifieke kosten in beide gevallen aanzienlijk (tot 140.000 BF/ton bestreden SO₂, bij een werkingsduur van 1000 uren/jaar, en een zwavelgehalte van 1%).

Grafiek 3.5 geeft, c.p., voor een aantal geselecteerde technieken de relatie tussen specifieke kosten en de resterende levensduur van de centrales, in het geval de delgingsfaktor 6% respektievelijk 8,6 % bedraagt. De specifieke kosten stijgen zeer sterk van zodra de resterende levensduur kleiner is dan 10 jaar. Grafiek 3.6 tenslotte toont het verband tussen specifieke kosten en delgingsfaktor (de waarden van de andere parameters zijn deze hierboven beschreven). Dit verband is duidelijk rechtlijnig. De specifieke kost varieert van ± 24.000 BF/bestreden ton SO₂ bij een delgingsfaktor van 5%, tot ± 30.000 BF/bestreden ton SO₂ bij een delgingsfaktor van 10 %.

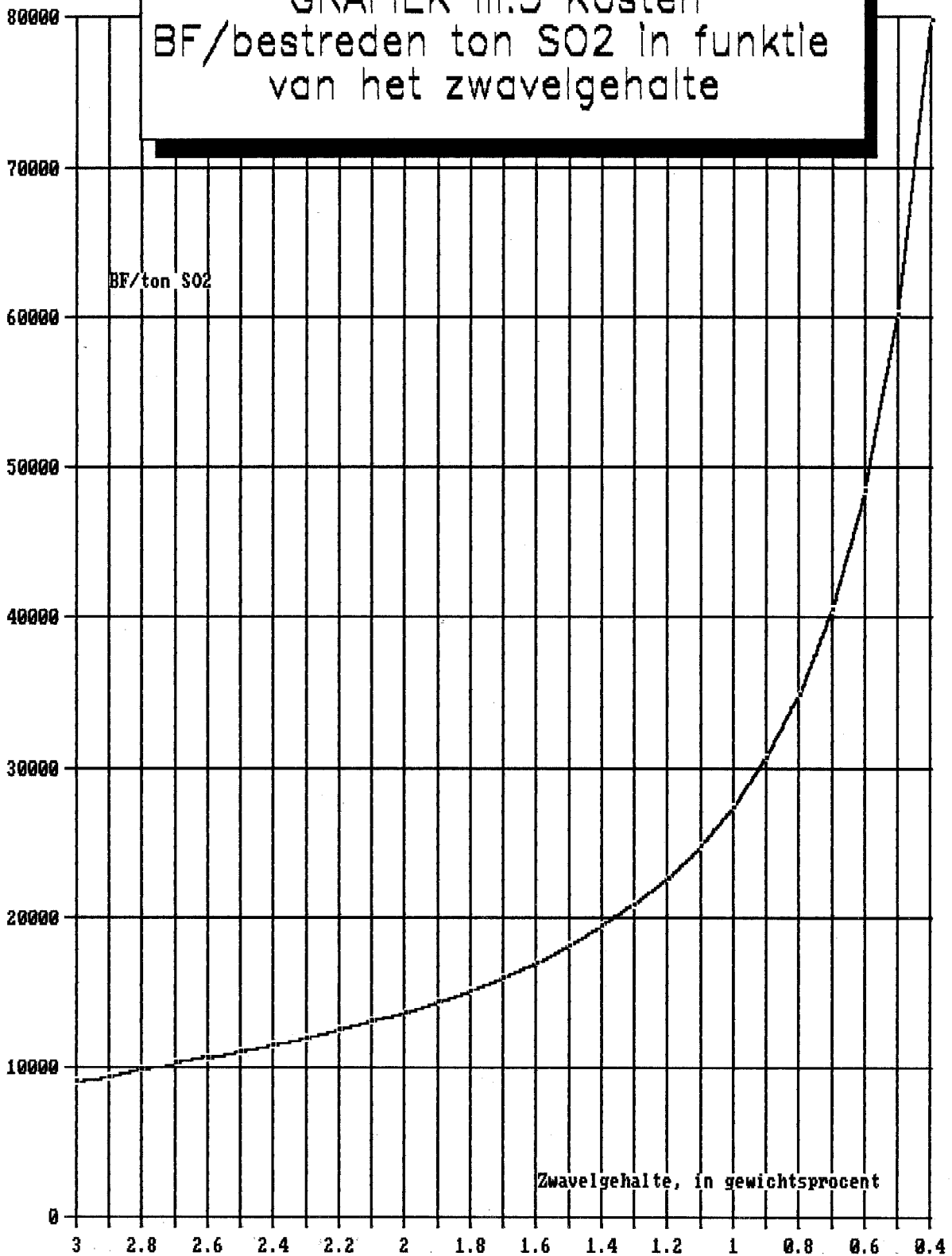
GRAFIEK III.1 Totale Investeringskosten 1000 BF

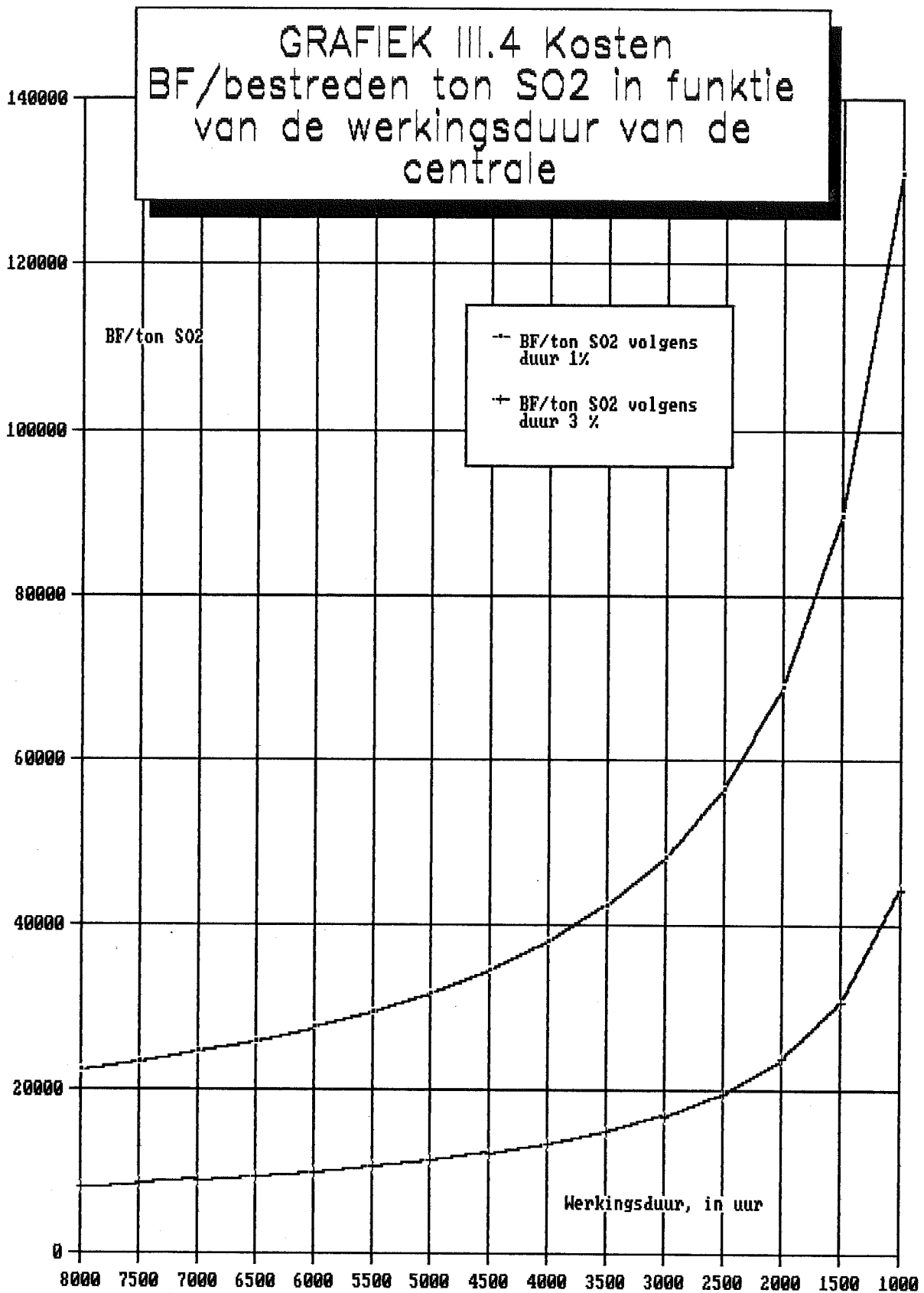


GRAFIEK III.2 Specifieke investeringskosten 1000 BF/kW

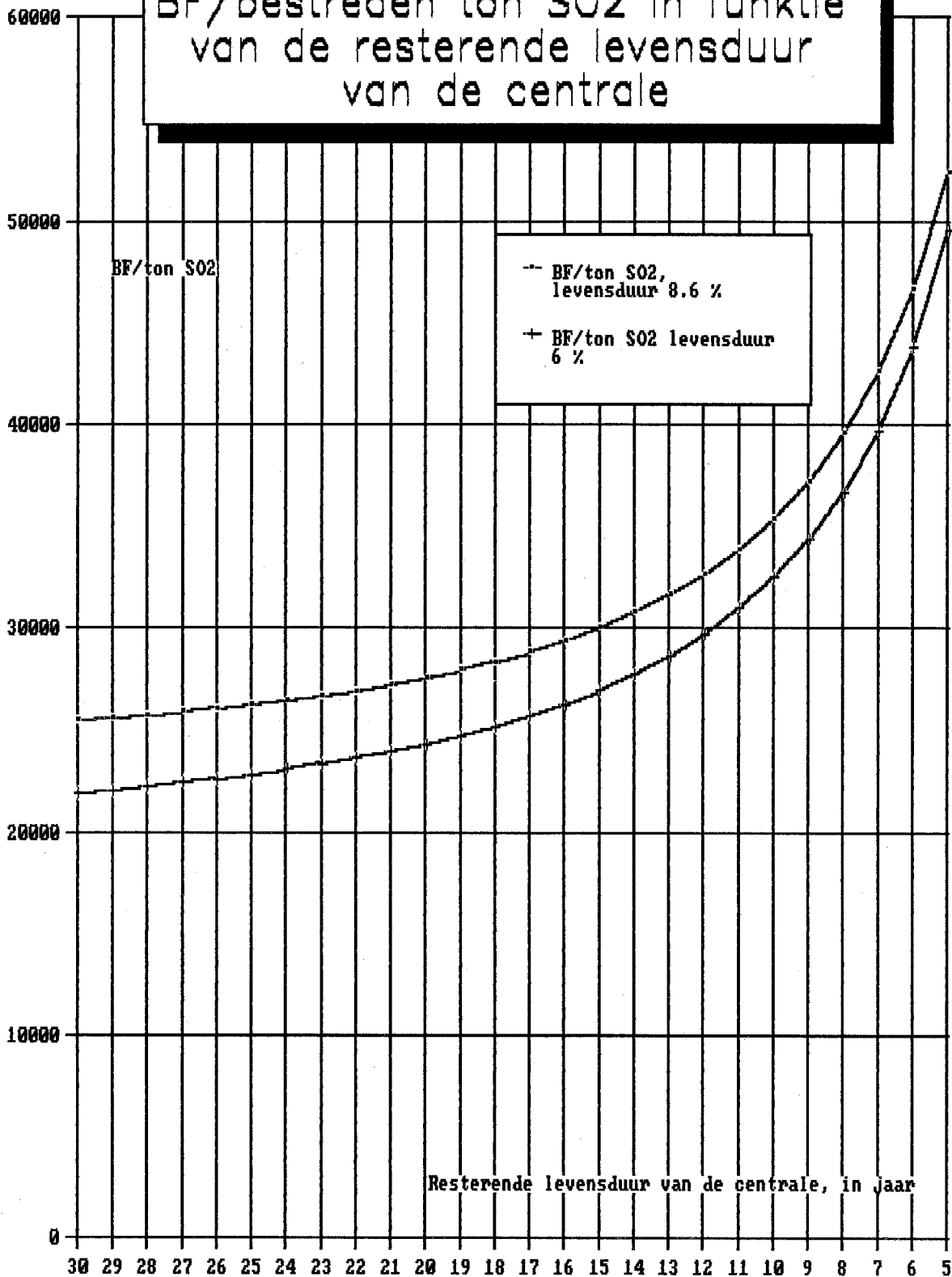


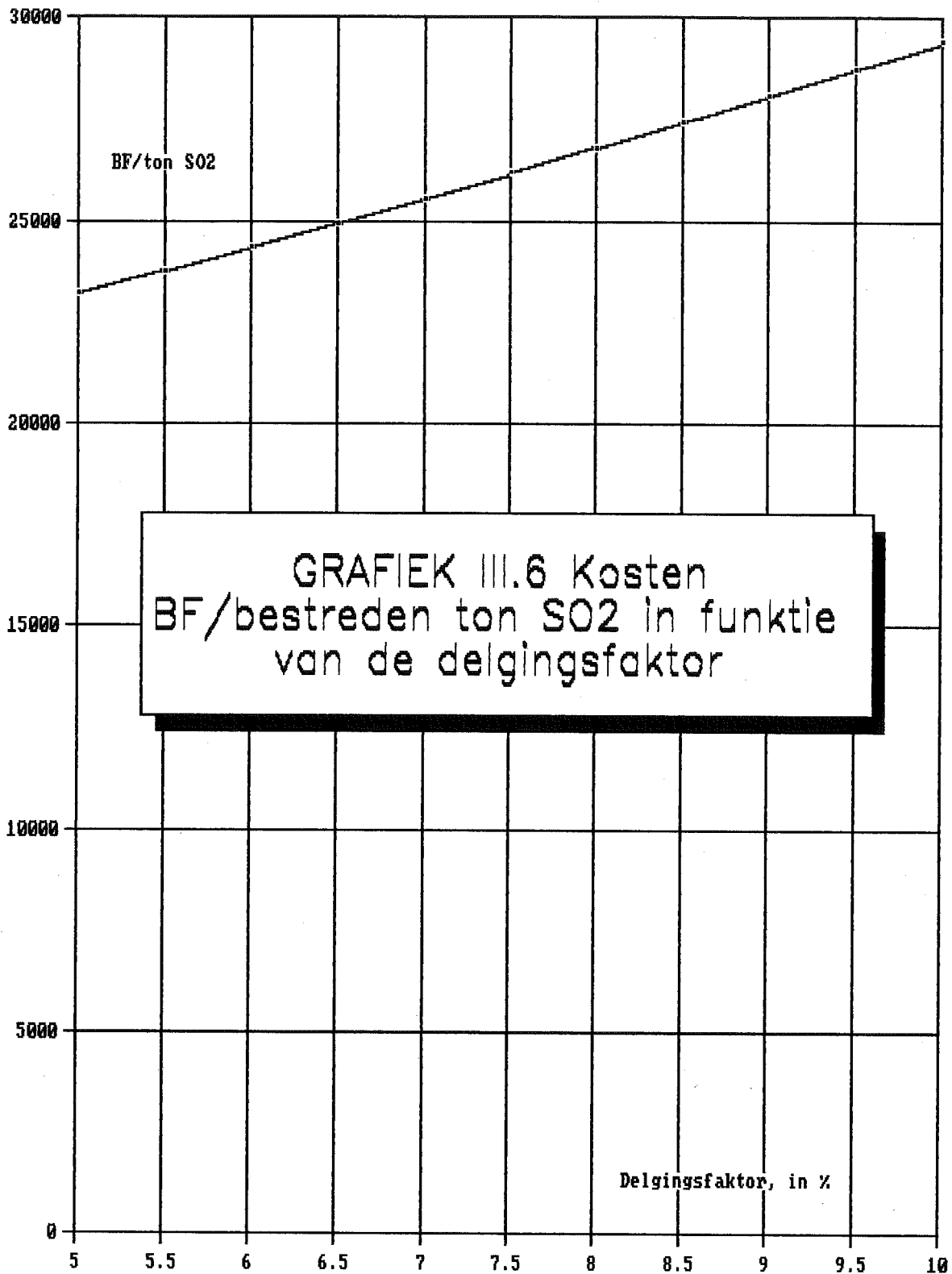
GRAFIEK III.3 Kosten
BF/bestreden ton SO₂ in functie
van het zwavelgehalte





GRAFIEK III.5 Kosten
BF/bestreden ton SO₂ in functie
van de resterende levensduur
van de centrale





4. Emissie-bestrijdingsmodel

Emissies afkomstig van de verbranding van fossiele brandstoffen kunnen op meerdere, verschillende manieren worden bestreden. Elk bestrijdingsalternatief brengt een aantal kosten met zich mee, die, binnen bepaalde nauwkeurigheidsgrenzen, kunnen worden berekend. De kosten die gepaard gaan met één welbepaald alternatief zullen sterk verschillen van bron tot bron. Belangrijke factoren die de kosten beïnvloeden zijn o.a. de grootte van de bron (nominaal vermogen), de ouderdom (nieuw/bestaand), het brandstofgebruik, het soort brandstof, enz. Elke bron zal daarenboven kunnen kiezen uit meer dan één alternatief. Uit alle mogelijke alternatieven zal zij normaliter de goedkoopste kiezen.

Het door SESO ontwikkelde model laat toe om voor elke bron afzonderlijk, en voor een aantal vooraf geselecteerde bestrijdingstechnieken, deze kosten te berekenen. Nadien wordt voor elke bron het alternatief met de kleinste kosten gekozen. In de huidige vorm van het model is de uiteindelijke keuze van de beste techniek nog niet helemaal 'optimaal', vermits slechts een beperkt aantal combinaties van alternatieven worden onderzocht.

Het is de bedoeling in de toekomst de selectieprocedure verder te verfijnen, en de data-bestanden verder uit te breiden.

Het programma-verloop wordt samengevat in schema 4.1.

1. Keuze Normen/Heffingen

De gebruiker bepaalt of hij hetzij normen (emissiegrenswaarden), hetzij heffingen als beleidsinstrument door het model laat hanteren. Dit onderscheid heeft geen invloed op de berekening van de kosten, wel op de keuze van alternatief(-ven).

2. Invoeren van de parameters

De belangrijkste financieel/economische parameters zijn de **personeelskosten** (BF/manjaar), de kosten voor de grondstoffen [**kalksteen-kost, NaOH-kost, Ammoniak-kost** (BF/ton)], de kosten voor de 'utilities' [**elektriciteits-kost** (BF/kWh), **water-kost**],

de kosten of opbrengsten van de eind- produkten [Sulfiet/Sulfaat-afval-kost, gips-kost/opbrengst, zwavel-opbrengst (BF/ton)], en de reële aktualisatievoet (%). Andere parameters zijn het **basisjaar** (i.e. het jaar waarnaar alle bedragen worden geaktualiseerd), en de **startdatum** (i.e. het jaar vanaf wanneer de normen of heffingen in werking treden). Indien de gebruiker geen bepaalde waarden wenst voorop te zetten, dan gebruikt het programma 'default'-waarden.

De tweede groep parameters die de gebruiker moet specificeren zijn de **emissienormen** (in mg/Nm³), of de **heffingen** (BF/ton).

Verschillende normen of heffingen kunnen worden ingevoerd, in functie van vervuilende stof, ouderdom van de stookinstallatie, het nominaal thermisch vermogen, het brandstoftype, en de plaats (speciaal beschermde zone of niet).

3. Inlezen van de data-bestanden

De bestanden hebben betrekking op de stookinstallaties, de brandstoffen, en de verschillende bestrijdings-technieken.

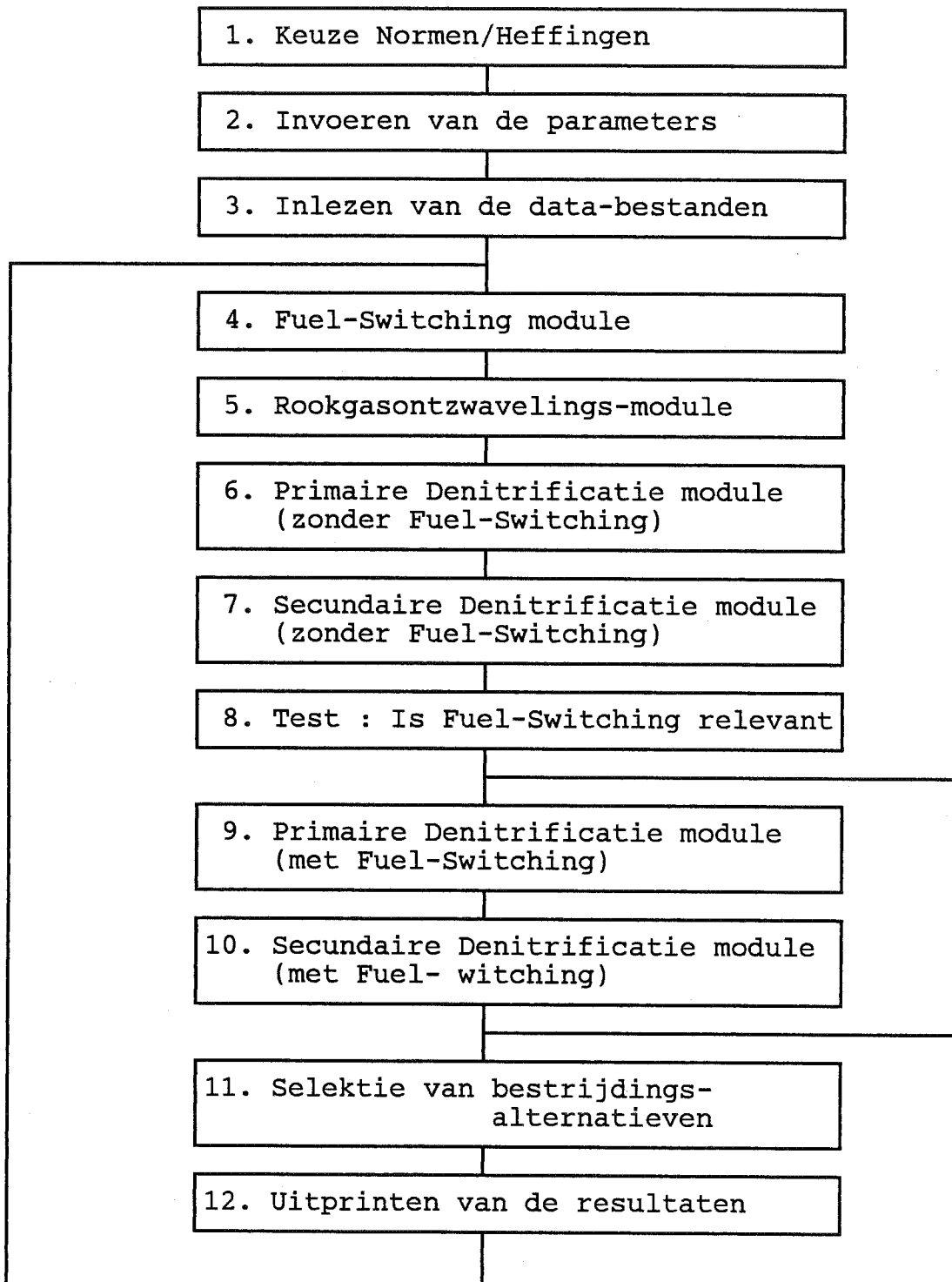
3.1. Het installatie-bestand

Elke record in het bestand vertegenwoordigt een stookinstallatie (uitzonderlijk een aantal stookinstallaties indien aangesloten op één schoorsteen). We bespreken summier de belangrijkste gegevens.

De **sektor-kode** is van belang, omdat voor de belangrijkste sectoren (centrales, raffinaderijen, chemie en overige) verschillende bestrijdingskostenfuncties worden gebruikt.

Eerste jaar van exploitatie laat toe het onderscheid te maken tussen bestaande en nieuwe installaties. **Laatste jaar van exploitatie** laat toe de resterende levensduur te bepalen. Investeringsplannen zijn enkel voor de elektriciteits-sektor gekend (uitrustingsplan). Voor de andere sectoren is bijkomende informatie nodig.

Schema 4.1



Het **vermogen** (thermisch en/of elektrisch) dient zowel om de investeringskosten te bepalen, als voor het bepalen van de voor

die installatie relevante emissiegrenswaarden of heffingen. Een aantal velden verschaffen informatie over de rijen branders en/of motoren binnen elke stookinstallatie, zoals **type brander** of motor, het **maximale brandstofverbruik per uur** waarvoor bv. een rij branders werd ontworpen, en de **brandstoftypes** waarmee de branders kunnen worden gevoed (vooral van belang bij brandstofsubstitutie). Noodzakelijk bij het berekenen van de emissies zijn (per afzonderlijke rij branders, motor, ... en per brandstoftype) de **volumefactoren** (in Nm^3/kg of Nm^3/m^3 brandstof), de **correctiefactoren** die zeggen hoeveel % van de aanwezige zwavel in de brandstof bij verbranding daadwerkelijk de schoorsteen verlaat i.p.v. achter te blijven bv. in de bodemas of afgevangen vlieggas, de **NO_x - en Stof-emissiecoëfficiënten** (dit is de 'verhouding van de grootte van de emissie van NO_x of Stof tot de hoeveelheid brandstof waaruit zij ontstaat' [TNO 1987, blz. 16]), en de **bezettingsgraad** in het referentiejaar, i.e. het jaar waarvoor we de emissiecoëfficiënten kennen (of kunnen bepalen). De emissies worden 'berekend' om op basis daarvan per jaar te bepalen hoeveel ton van elke vervuilende stof moet worden gereduceerd.

Laatste belangrijke gegeven is het **brandstofgebruik** (in TJ), bepaald over de vooruitberekenningsperiode (= 10 jaar vanaf startdatum). We veronderstellen hierbij dat het energiegebruik een exogene variabele is. Het was praktisch niet realiseerbaar om voor elk bedrijf afzonderlijk een vraagmodel op te stellen, en vandaaruit de optimale allocatie te berekenen over de verschillende 'stookinstallaties', met en zonder gedwongen emissiebeperkende maatregelen. Nadeel van dit 'optimalizeren per stookinstallatie' is dat we eigenlijk, vanuit het oogpunt van het totale bedrijf, slechts 'sub-optimalizeren'.

3.2. Het brandstoffen-bestand

Voor elk brandstoftype worden de volgende gegevens opgenomen : de **stookwaarde** (=onderste verbrandingswaarde) in MJ/kg of MJ/m^3 , het **zwavelgehalte** in gewichtsprocent, het **asgehalte** in gewichtsprocent, en de evolutie van de **brandstofprijzen** over heel de vooruitberekenningsperiode. Een aantal brandstoftypes worden verder opgedeeld in 'sub-types', in functie van hun zwavel-

gehalte. Elk 'sub-type' wordt geassocieerd met een verschillende prijsevolutie. Voorspellen in hoeverre brandstoffen van hetzelfde type maar met een verschillend zwavel-gehalte een uiteenlopende prijsevolutie zullen kennen, is zeer moeilijk.

3.3. De bestrijdingstechnieken-bestanden

Voor een aantal rookgasontzwavelingstechnieken (Dry Sorbent Injection, Wet Limestone/Gypsum en Wellman-Lord), primaire en secundaire (Selective Catalytic Reduction) denitrificatietechnieken worden gegevens opgeslagen die gebruikt worden bij het berekenen van de kosten, alsmede bij het bepalen van de directe tewerkstelling (personeel voor bediening, onderhoud en toezicht). Relevant zijn **intercept** en **helling** van de lineaire investeringsfuncties, de **bouwduur**, **onderhoud** en **overheads** als procent van de investeringskosten per jaar, het benodigd aantal **manjaren**, de **vraag naar grondstoffen**, **elektriciteit**, **stoom**, **water**,..., en de hoeveelheid **eindprodukten** (afval of verkoopbaar) dat wordt geproduceerd.

Voor elke techniek wordt tevens het **verwijderingsrendement** gegeven. Bedoeling is deze bestanden uit te breiden met nieuwe technieken, en voortdurend bij te werken om de technische evolutie zo goed mogelijk bij te houden.

A. Emissienormen

4. De Fuel-Switching module

Met behulp van een eerste Lineair-Programmeringsmodel worden voor elke bron afzonderlijk het brandstofgebruik, met bijbehorende brandstofkosten, bepaald, **indien er geen emissiebeperkende maatregelen worden opgelegd**. Doelstellingsfunctie is het minimaliseren van de brandstofkosten. Beperkende nevenvoorwaarden zijn, ten eerste, dat het totale energiegebruik in elk jaar van de vooruitberekenningsperiode gelijk moet zijn aan het in het installatiebestand exogeen opgelegde gebruik, en ten tweede, dat het maximale brandstofgebruik (van bv. de rijen branders) nergens mag worden overschreden. Op basis van de aldus berekende brandstofgebruik-vektor kunnen de referentie-emissies (=emissies indien geen bestrijdingsmaatregelen worden genomen), en de

toegelaten emissies worden bepaald. Het schatten van de emissies gebeurt met behulp van de zwavel- en asgehalten opgenomen in het brandstoffenbestand [SO_2], en van de emissiecoëfficiënten opgenomen in het installatie-bestand [NO_x , Stof]. Het eerste jaar waarin bestrijdingsmaatregelen moeten worden genomen kan makkelijk worden vastgelegd, nl. het jaar waarin de referentie-emissies een eerste maal de toegelaten emissies overschrijden. Op gelijkaardige wijze kan voor elk jaar worden vastgesteld of bestrijdingsmaatregelen in dat betreffende jaar al dan niet relevant zijn. Indien in geen enkel jaar bestrijdingsmaatregelen nodig zijn kan worden overgestapt naar een volgende bron.

Een tweede Lineair-Programmeringsmodel berekent het brandstofgebruik met bijbehorende brandstofkosten, indien maatregelen worden opgelegd om de SO_2 -emissies te beperken. Dit model is een uitbreiding van het vorige, vermits er enkel een aantal beperkingen moeten worden toegevoegd, met name, voor elk brandstoftype mag de opgelegde emissiegrenswaarde niet worden overschreden.

Het uitrekenen van dit LP-model heeft enkel zin in de jaren dat SO_2 -bestrijding noodzakelijk is. Indien het LP-model een oplossing heeft, dan is brandstofsubstitutie in dat jaar zinvol en kan de 'Fuel-switching-kost' worden berekend (nl. brandstofkosten met emissiebeperkingen, minus brandstofkosten zonder emissiebeperkingen).

Heeft het LP-model geen oplossing, dan is 'fuel-switching' in dat jaar niet in staat om te voldoen aan de opgelegde emissiegrenswaarden.

Voor de jaren waarin 'fuel-switching' relevant is, zullen de resulterende SO_2 -emissies gelijk zijn aan de toegelaten emissies. De NO_x - en stofemissies moeten echter opnieuw worden berekend.

5. De rookgasontzwavelings-module

Eerst wordt nagegaan of de resterende levensduur groot genoeg is opdat een (grootschalige) investering in bestrijdingsapparatuur zinvol zou zijn. Indien nee, dan is rookgasontzwaveling niet interessant. Indien ja, dan wordt nagegekeken of het nominale thermische vermogen groot genoeg is om een investering te

rechtvaardigen. Is dit het geval, dan wordt voor elke rookgasontzwavelingstechniek de verplichte emissie-redukctie vergeleken met wat technisch kan worden gereduceerd. Indien in een bepaald jaar een techniek niet in staat is de verplichte redukctie te bereiken, dan is deze techniek voor dat jaar geen relevante bestrijdingstechniek. Als een techniek in geen enkel jaar in staat is de opgelegde emissienormen te bereiken, dan zal deze techniek niet langer door het model worden weerhouden. Geldt dit voor alle technieken, dan zal het model aan de gebruiker meedelen dat geen enkele rookgasontzwavelings-techniek de opgelegde normen kan bereiken.

Voor de nog relevante technieken worden, in de jaren dat het nodig of zinvol is, de bestrijdingskosten berekend. Dit gebeurt door het model op een vrij gedetailleerde wijze, waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen investeringskosten, jaarlijkse vaste en variabele werkingskosten. De werkingskosten worden gedetailleerd berekend, zoals besproken in hoofdstuk 3. Het aantal vereiste manjaren wordt eveneens berekend (direkte tewerkstelling).

De gebruikte gegevens zijn afkomstig van het rookgasontzwavelingstechnieken-bestand'. Aktualizatie van de kosten gebeurt in de selektie-module.

In de jaren dat de RGO-techniek wordt gebruikt zijn de SO₂-emissies gelijk aan de toegelaten emissies (dit in de, zij het betwistbare, veronderstelling dat een bron niet meer zal reduceren dan strikt noodzakelijk). Er wordt verondersteld dat rookgasontzwaveling geen invloed heeft op de NO_x- en stof-emissies. Technieken die zowel SO₂ als NO_x bestrijden zullen apart worden behandeld. Voorlopig zijn er nog te weinig (kosten)gegevens om deze technieken in het model op te nemen.

6. Primaire Denitrificatie module (zonder Fuel-switching)

Deze module is gelijkaardig aan de voorgaande. De referentie-emissies voor NO_x zijn deze in het geval dat voorafgaandelijk geen brandstofsubstitutie werd toegepast.

De werkingskosten zijn in de meeste gevallen gering of onbestaand. Zij worden niet zo gedetailleerd uitgerekend als bij

rookgasontzwaveling. De beschikbaarheid en betrouwbaarheid van kostengegevens inzake primaire denitrificatie zijn trouwens veel kleiner dan bij RGO. De relevantie van deze bestrijdingsalternatieven zijn bovendien zeer sterk situatie-gebonden, zodat ideaal gesproken overleg met de verschillende bronnen nodig is om na te gaan wat kan en niet kan.

Bijkomend verschil met de voorgaande module is dat de bestrijding van de NO_x-emissies maximaal wordt verondersteld (rekening houdend met het NO_x-verwijderingsrendement van elke techniek), ook al betekent dit een grotere reductie dan strikt noodzakelijk. Combinaties van verschillende primaire maatregelen worden in het primaire denitrificatie-technieken bestand opgenomen als afzonderlijke technieken (omdat de combinatie van 2 technieken niet mag worden beschouwd als de som van de afzonderlijke technieken).

7. Secundaire Denitrificatie module (zonder Fuel-Switching)

Zoals de Rookgasontzwavelings-module. We hebben (voorlopig) enkel voldoende gegevens over Selective Catalytic Reduction, zowel de 'High dust'- als de 'Tail end'-variant.

8. Test : is Fuel-Switching relevant

Indien in geen enkel jaar brandstofsubstitutie relevant is, wordt onmiddellijk overgestapt naar de selectiemodule.

9. Primaire Denitrificatie module (met Fuel-switching)

Zoals stap 6, maar met als referentie-emissies voor NO_x de emissies nadat brandstofsubstitutie werd toegepast, in de jaren dat dit relevant is.

10. Secundaire Denitrificatie module (met Fuel-switching)

Zoals 9.

11. Selectie van de bestrijdingsalternatieven

Voor elke bron wordt het alternatief gekozen dat haar het minste kost (=efficiëntie) en elk jaar van de analyseperiode aan de opgelegde emissienormen voldoet (=effektiviteit). Het is mogelijk

dat geen enkel bestrijdingsalternatief wordt geselecteerd, ofwel omdat zelfs zonder rookgasbestrijding in geen enkel jaar de wettelijk opgelegde normen worden overschreden, ofwel omdat geen enkel alternatief in staat is de gewenste emissienormen te bereiken.

In dit stadium van de model-ontwikkeling is het niet mogelijk om met alle mogelijke combinaties van bestrijdingsalternatieven rekening te houden. Vooraf uitgesloten worden :

a. brandstofsubstitutie en een rookgasontzwavelingstechniek samen in éénzelfde jaar. In de toekomst zal dit in het model worden gebracht, vermits het gaat om een afweging tussen laag-zwavelige/hoge prijs brandstof + lage rookgaszuivering, versus hoogzwavelige/lage prijs brandstof + hoge rookgas-zuivering. Brandstofsubstitutie of een rookgasontzwavelings- techniek wordt eveneens uitgesloten. Het is mogelijk dat, zelfs nadat het bedrijf heeft geïnvesteerd in een RGO-techniek (bv. omdat brandstofsubstitutie op zeker ogenblik niet meer volstond om aan de norm te voldoen), in een bepaald jaar, of in meerdere jaren, brandstofsubstitutie terug in staat is om de emissiegrenswaarden te bereiken. Indien in deze jaren de fuel-switchingkosten kleiner zijn dan de jaarlijkse variabele werkingskosten van de RGO-techniek, dan zal het bedrijf in dat jaar de voorkeur geven aan fuel-switching.

b. investeren in meerdere RGO-technieken tegelijk. 'Naschakelen' kan zeer hoge verwijderingsrendementen opleveren, maar is zeer duur.

c. investeren in meerdere secundaire denitrificatie-technieken tegelijkertijd.

d. investeren in meerdere primaire denitrificatie-technieken en een secundaire denitrificatie-techniek.

Voorlopig houden we geen rekening met deze combinaties van alternatieven, omdat hun aantal sterk toeneemt, waardoor veel meer beslag wordt gelegd op computergeheugen en rekentijd. Ook zijn de beschikbare gegevens beperkt. Bovendien is 'naschakelen' van alternatieven een zeer dure benadering.

Schema 4.2 toont het verloop van de beslissingsprocedure. Indien in één of meerdere jaren van de vooruitberekenningsperiode

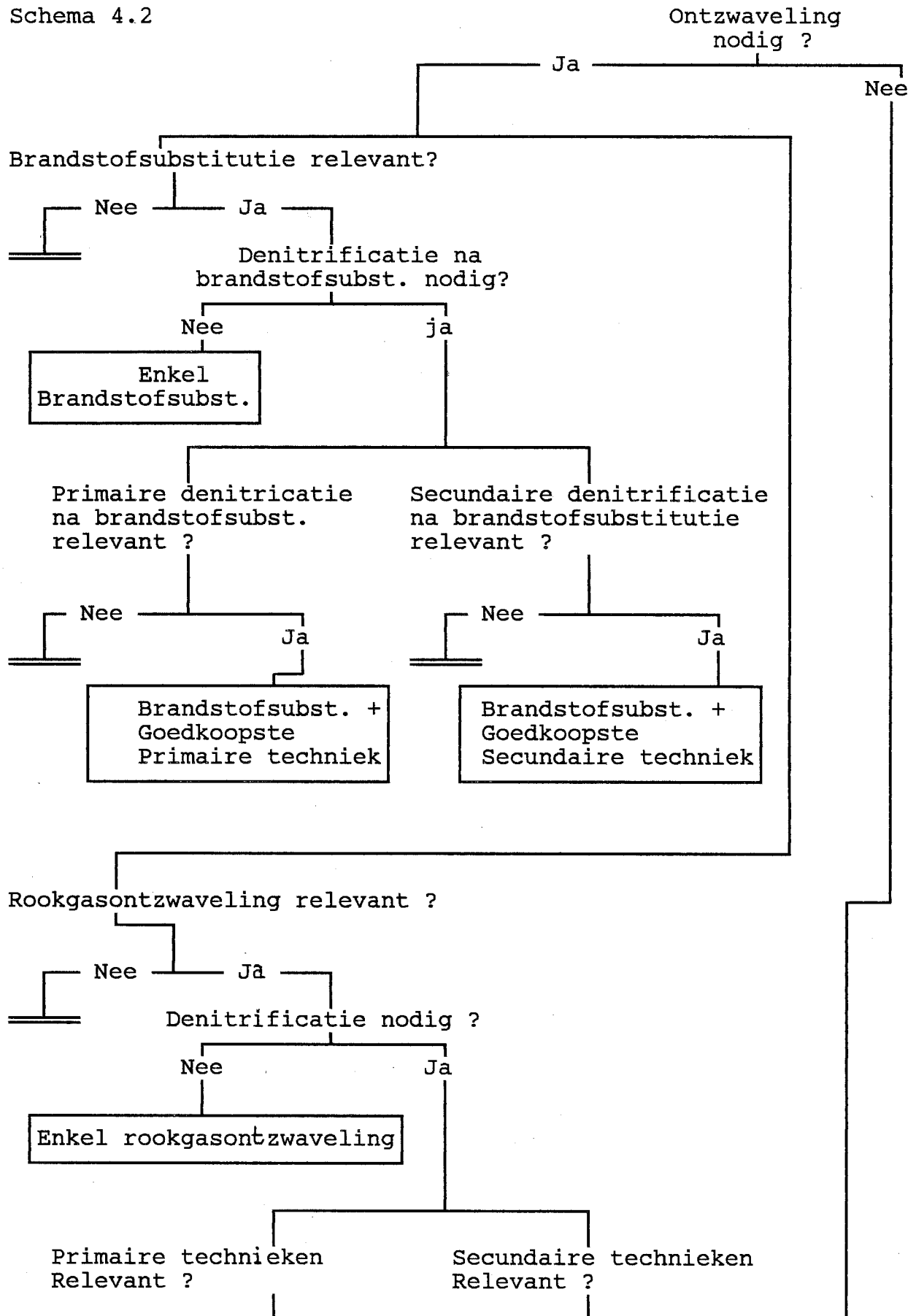
ontzwaveling nodig is, wordt nagegaan of brandstofsubstitutie en/of rookgasontzwaveling relevant zijn, i.e. in staat zijn om over heel de analyseperiode te zorgen dat steeds voldaan wordt aan de SO₂-emissienormen. Indien brandstofsubstitutie niet relevant is, dan blijft enkel nog rookgasontzwaveling over als mogelijk alternatief (in zoverre rookgasontzwaveling relevant is). Indien brandstofsubstitutie een geldig alternatief is, dan wordt nagegaan of denitrificatie, na brandstofontzwaveling, nodig is. Is het antwoord hierop positief, dan wordt nagekeken of primaire en/of secundaire denitrificatie-technieken relevant zijn. Indien ja, dan berekent het programma de totale kosten, nl. de som van brandstof-substitutiekosten en primaire of secundaire denitrificatie-technieken. Deze twee opties zijn niet noodzakelijk de goedkoopste, vermits een combinatie van rookgasontzwavelingstechniek met primaire of secundaire maatregelen nog altijd goedkoper kan zijn. In het geval dat denitrificatie, na brandstofontzwaveling, niet nodig is, moet de bron enkel brandstofsubstitutie toepassen. Het model berekent dan enkel de kosten. Het is in dit stadium niet zeker dat enkel brandstofsubstitutie wordt geselecteerd, omdat, indien rookgasontzwaveling relevant en denitrificatie zonder brandstofsubstitutie overbodig is, enkel een rookgasontzwavelingstechniek goedkoper kan zijn. Na de hele beslissingsprocedure te hebben gevolgd, zal het programma voor alle relevante combinaties de totale (naar het basisjaar geaktualizeerde) kosten hebben berekend. De weerhouden optie voor een bron is deze met de laagste gezamenlijke kosten (ontzwaveling en/of denitrificatie).

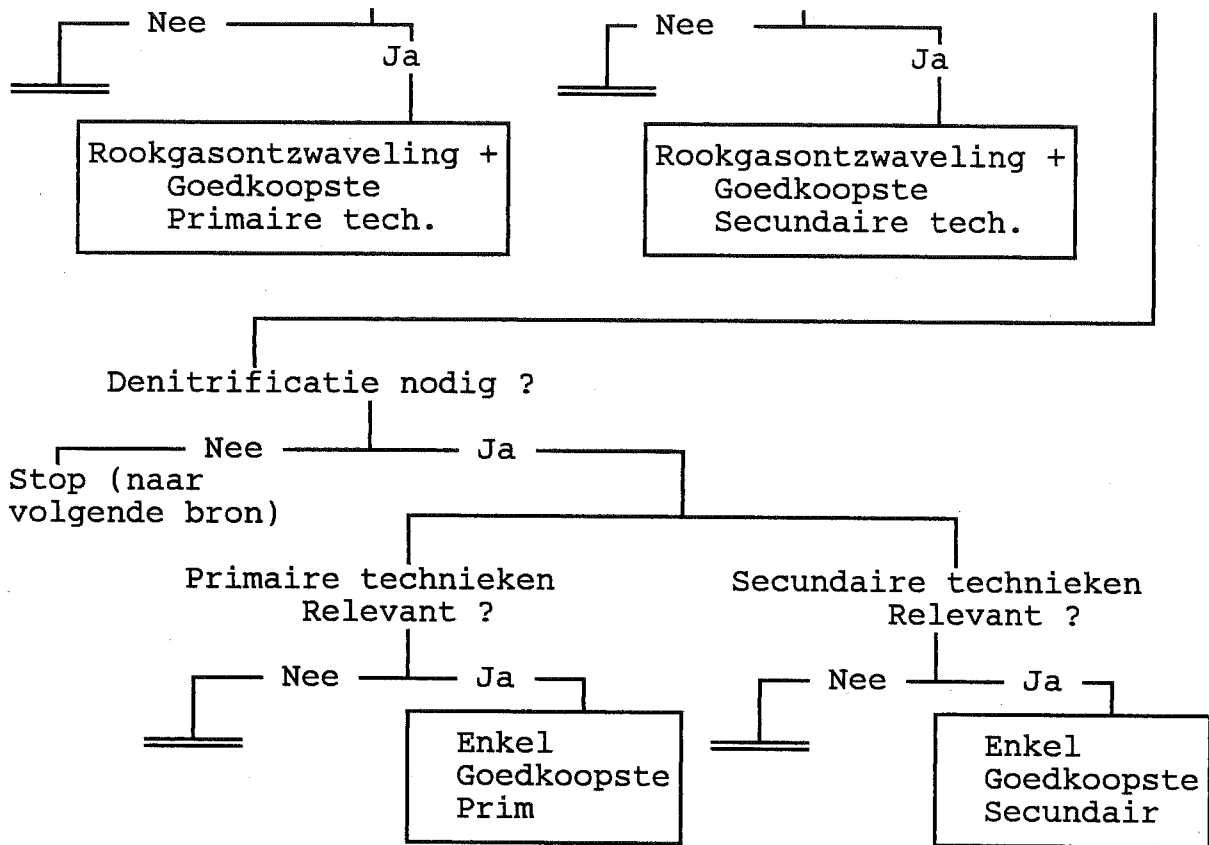
Indien ontzwaveling noch denitrificatie nodig zijn, deelt het programma dit mee, en stapt over naar de volgende bron. In al de gevallen waar maatregelen nodig zijn, maar een alternatief niet in staat is om aan de opgelegde normen te voldoen, zal het programma dit meedelen aan de gebruiker (in de zin van 'Ontzwaveling nodig, brandstofsubstitutie niet relevant').

12. Uitprinten van de resultaten

Voor elk gekozen alternatief worden de totaal geaktualizeerde kosten afgedrukt, alsmede de geaktualizeerde jaarlijkse kosten. Tevens worden de resulterende emissies afgedrukt, zowel het totaal over heel de resterende levensduur van de bron, als voor elk van de jaren afzonderlijk. Daarna springt het programma over naar de volgende bron, tot alle gekozen bronnen werden doorlopen. De resulterende totale kosten en emissies, voor alle bronnen samen, worden eveneens bijgehouden, en helemaal op het einde van het programma afgedrukt.

Schema 4.2





B. Heffingen

De modules uit 'emissienormen' kunnen met de nodige aanpassingen worden gebruikt in het programma 'heffingen'.

Essentieel verschil is dat elke bron niet zozeer een kost zal minimalizeren, dan wel een 'Net present Value' zal maximalizeren. Door in een jaar rookgasemissies te bestrijden kan de bron een soort van positive 'cash flow' realizeren, namelijk de heffingen die de bron uitspaart door te reduceren, minus de jaarlijkse bestrijdingskosten voor het realizeren van deze reductie. Deze worden samen met de investeringskosten geaktualiseerd naar het basisjaar. De geaktualiseerde investeringskost wordt afgetrokken van de som van de geaktualiseerde jaarlijkse 'cash-flows', wat een Net Present Value oplevert. Enkel als deze positief is zal de bron een investering in deze techniek de moeite waard vinden. Wat betreft brandstofsubstitutie wordt gebruik gemaakt van twee LP-modellen. We zoeken eerst het optimale brandstofgebruik, in de veronderstelling dat er geen heffingen zijn. Dit geeft

tevens de totale brandstofkosten, exclusief heffingkosten. We berekenen vervolgens de emissies. Met deze gegevens kunnen we bepalen wat het totale bedrag aan heffingen is dat de emissiebron moet betalen indien zij niet aan brandstofsubstitutie doet.

Vervolgens zoeken we, met een tweede LP-model, het optimale brandstofgebruik als we wel rekening houden met heffingen.

Dit geeft de optimale (brandstofkost + heffingkost), in het geval van brandstofsubstitutie. De totale jaarlijkse 'cash flow' voor de bron is dan : (brandstofkosten zonder substitutie + bedrag aan heffingen zonder substitutie) - (optimale brandstofkosten + bedrag aan heffingen, met substitutie).

We kunnen, net zoals voor het programma 'emissienormen', module per module beschrijven. Dit zou echter neerkomen op een herhaling van het 'normen'-gedeelte, met hier en daar slechts enkele wijzigingen.

Belangrijk is dat een bepaald alternatief in een bepaald jaar pas 'relevant' zal worden genoemd, indien dat alternatief dat jaar een 'positieve Cash Flow' oplevert. Bij 'normen' was het criterium het al dan niet bereiken van de opgelegde emissiegrenswaarden. Dit houdt meteen in dat we ons slechts kunnen uitspreken over het al dan niet relevant zijn van een techniek nadat we alle kosten hebben berekend. Bovendien moeten we niet alleen de kosten onthouden, maar ook de jaarlijkse kasstroom, plus de jaarlijkse heffingen die het bedrijf (eventueel) aan de overheid moet betalen.

5.Resultaten van enkele gevallenstudies

5.1. Gevallenstudie 1 : een elektriciteitscentrale

Ter illustratie geven we, voor een referentie-elektriciteitscentrale een gedetailleerde programma-output. We stellen de SO₂-emissiegrenswaarden voor alle brandstoftypes gelijk aan 400 mg/Nm³, en de NO_x-emissiegrenswaarden aan 200 mg/Nm³ voor vaste en vloeibare brandstoffen en aan 150 mg/Nm³ voor gasvormige brandstoffen. De gedetailleerde output geeft voor elk jaar uitgebreide informatie, zowel over het brandstofgebruik als over de relevantie en de kosten van de verschillende bestrijdingstechnieken. De commentaar bij de output is vetjes gedrukt.

 * ROOKGASEMISSIE-BESTRIJDINGSMODEL versie 1.0 c 1989 SESO *

Naam REFERENTIE - CENTRALE Sektor E Zone 0
 Vermogen 317.00 MWth

EMISSIEGRENSSWAARDEN
 SO2 : 400.00 400.00 0.00
 NOx : 200.00 200.00 150.00

Tabel V.1.

Index	Brander	Soort	Zwavel		
1	1	1 Kempense steenkool	1		
2	1	2 KS, Residu	1		
3	1	3 Importkolen	1		
4	2	13 Zware stookolie	1		
5	2	14 Zeer zware stookolie	1	1.0	%
6	2	14 "	2	3.0	%
7	2	14 "	3	3.5	%
8	3	13 Zware stookolie	1		
9	3	14 Zeer zware stookolie	1	1.0	%
10	3	14 "	2	3.0	%
11	3	14 "	3	3.5	%

De ketel beschikt over 3 rijen branders. Kode 1 heeft betrekking op poederkool-branders, codes 2 en 3 op drukverstuivingsbranders. De soorten brandstof waarmee deze branders kunnen worden gevoed staan vermeld in de derde kolom van Tabel V.1. Voor elke rij branders kan de gebruiker vooraf bepalen welke brandstoftypes relevant zijn (mits aanpassing van het installatie-bestand, zie ook hoofdstuk 4). In dit geval wordt enkel voor 'zeer zware stookolie' een verder onderscheid gemaakt in functie van het

zwavelgehalte, maar in principe kan de gebruiker elk brandstoftype verder onderverdelen volgens zwavelgehalte, waarbij het zwavelgehalte, in gewichtsprocent, zelf kan worden bepaald via aanpassing van het brandstoffen-bestand.

De volgende tabel geeft, voor elk jaar, het fuel-gebruik en de fuel-kosten, indien GEEN emissiebeperkende maatregelen worden opgelegd aan de bron. We zien tevens dat vanaf 2000 de toestand onveranderlijk wordt voorgesteld.

Tabel V.2.

FUEL-gebruik en FUEL-kosten ZONDER beperkingen

Jaar	Index	kg of m ³	Miljoen BF
1991	2	175746153.85	408.434
1992	1	183950000.00	430.443
1993	1	180323076.92	424.769
1994	1	195711538.46	464.071
1995	1	208015384.61	496.491
1996	1	218461538.46	524.832
1997	1	235061538.46	568.379
1998	1	246707692.31	600.388
1999	1	276384615.38	676.921
2000	1	286553846.15	701.828
2001	1	286553846.15	701.828
2002	1	286553846.15	701.828
2003	1	286553846.15	701.828
2004	1	286553846.15	701.828
2005	1	286553846.15	701.828

Indien de SO₂-emissiegrenswaarden kunnen worden behaald met brandstofsubstitutie, dan berekent het programma voor elk jaar het brandstof-gebruik en de brandstofkosten, MET emissiebeperkende maatregelen. Brandstofsubstitutie blijkt in het voorbeeld in geen enkel jaar relevant te zijn. Dit wordt aangegeven door de testvariabelen uit de test-record, die in de loop van het programma wordt berekend. Ontzwaveling is nodig, maar FS (= Fuel Substitution) is niet relevant. Hieruit volgt automatisch dat denitrificatie na brandstofsubstitutie evenmin relevant is.

*****TEST-RECORD*****

Ontzwaveling Relevant = TRUE
Denitrificatie zonder FS Relevant = TRUE
Denitrificatie met FS Relevant = FALSE

***** OUTPUT BRANDSTOFSUBSTITUTIE *****

FS Relevant = FALSE

Rookgasontzwaveling als SO₂-bestrijdingstechniek, is wel relevant, alhoewel de eerste techniek, Limestone Injection, niet werd geselecteerd. Het verwijderingsrendement van deze techniek, 50 %, is te laag om aan de normen te kunnen voldoen. De twee overige technieken, Wet Limestone/Gypsum en Wellman Lord, zijn wel van belang. Het is mogelijk andere technieken in het model op te nemen door uitbreiding van de relevante gegevensbestanden.

***** OUTPUT ROOKGASONTZWAVELING FGD *****

FGDTest Relevant = TRUE

Test 'Limestone Injection' : FGDTest FGD[1] Relevant = FALSE
Test 'Wet Limestone/gypsum' : FGDTest FGD[2] Relevant = TRUE
Test 'Wellman Lord' : FGDTest FGD[3] Relevant = TRUE

De normen voor NO_x zijn te streng opdat primaire denitrificatiemaatregelen zouden volstaan. Geen enkele primaire techniek wordt door het model weerhouden.

*** OUTPUT PRIMAIRE DENITRIFICATIE, ZONDER FS ***

PrimTest Relevant = FALSE
PrimTest Prim[1] Relevant = FALSE
PrimTest Prim[2] Relevant = FALSE
PrimTest Prim[3] Relevant = FALSE
PrimTest Prim[4] Relevant = FALSE
PrimTest Prim[5] Relevant = FALSE
PrimTest Prim[6] Relevant = FALSE

Denitrificatie na brandstofsubstitutie is uitgesloten vermits brandstofsubstitutie zelf geen oplossing bood.

*** OUTPUT PRIMAIRE DENITRIFICATIE, MET FS ***

PrimTest_FS.Relevant = FALSE

De twee weerhouden secundaire denitrificatie-technieken, SCR High Dust, en SCR Tail end, volstaan wel om aan de opgelegde NO_x-normen te voldoen.

*** OUTPUT SECUNDAIRE DENITRIFICATIE, ZONDER FS ***

SCRTest Relevant = TRUE
SCRTest SCR[1] Relevant = TRUE
SCRTest SCR[2] Relevant = TRUE

*** OUTPUT SECUNDAIRE DENITRIFICATIE, MET FS ***

SCRTest_FS.Relevant = FALSE

In de selectie-module (zie vorig hoofdstuk), zoekt het programma naar de beste, dit is de goedkoopste bestrijdingsoptie, die in staat is om aan zowel de SO₂- als aan de NO_x-emissiegrenswaarden te voldoen. De gekozen optie, nr. 6, is een combinatie van de goedkoopste rookgas- ontzwavelingstechniek, met de goedkoopste secundaire denitrificatietechniek.

Totale kosten omvatten zowel de (naar 1989) geactualizeerde investeringskosten, als de jaarlijkse werkingskosten. De kosten zijn de som van ontzwavelings- en denitrificatiekosten.

Tabel V.3 geeft voor de geselecteerde ontzwavelings-techniek (Wet Limestone/Gypsum), de jaarlijkse vaste en variabele werkingskosten (in constante prijzen 1989), de emissies voor en na toepassing van de RGO-techniek, en de door de overheid toegelaten emissies, die in onze veronderstelling gelijk is aan de emissie na RGO.

Ontzwaveling nodig,	BRANDSTOFSUBSTITUTIE	niet relevant
Ontzwaveling nodig,	ROOGASONTZWAVELING	relevant
Denitrificatie nodig,	PRIMAIRE DENITRIFICATIE	niet relevant
Denitrificatie nodig,	SECUNDAIRE DENITRIFICATIE	relevant

DE GEKOZEN OPTIE = 6

De TOTALE KOSTEN = 1914.769 miljoen BF

Tabel V.3 : Werkingskosten + Emissies Nat Kalksteen/gips-proces

ROOKGASONTZWAVELINGS-Techniek 2			Wet Limestone/Gypsum		
Jaar	Vaste kosten mio BF	Variabele kosten mio BF	ton SO ₂ voor	ton SO ₂ na	ton SO ₂ mag
1991	18.955	20.741	3128.282	773.283	773.283
1992	18.955	21.362	2946.879	809.380	809.380
1993	18.995	20.934	2888.776	793.422	793.422
1994	18.955	22.677	3135.299	861.131	861.131
1995	18.955	24.028	3332.406	915.268	915.268
1996	18.955	25.159	3499.754	961.231	961.231
1997	18.995	27.068	3765.686	1034.271	1034.271
1998	18.955	28.561	3952.257	1085.514	1085.514
1999	18.955	31.854	4427.682	1216.092	1216.092
2000	18.955	32.887	4590.593	1260.837	1260.837
2001	18.955	32.887	4590.593	1260.837	1260.837
2002	18.955	32.887	4590.593	1260.837	1260.837
2003	18.955	32.887	4590.593	1260.837	1260.837
2004	18.955	32.887	4590.593	1260.837	1260.837
2005	18.955	32.887	4590.593	1260.837	1260.837

De SO₂-emissies, gesommeerd over heel de vooruitberekenningsperiode van 15 jaar, dalen van 58620 ton naar 16014 ton, gegeven een emissie-grenswaarde van 400 mg/Nm³. De investering grijpt plaats in het jaar 1990. De totale, geaktualizeerde investeringskosten bedragen ongeveer 1 miljard BF. De totale geaktualizeerde kosten belopen ca. 1,43 miljard BF. Hieruit blijkt de doorslaggevende rol van de investeringen in het totaal van de kosten. De direkte tewerkstelling t.g.v. de investering in het natte kalksteen/gips-proces is 13 manjaar.

Emissie voor FGD : 58620.576 ton SO₂
 Emissie na FGD : 16014.612 ton SO₂
 Investeringsjaar = 1990
 Geaktualizeerde Investeringskost : 1084.989 miljoen BF
 Totaal Geaktualizeerde FGD-kost : 1429.133 miljoen BF
 Tewerkstelling = 12.7 manjaar

SECUNDAIRE DENITRIFICATIE : SCR HIGH DUST

De geselecteerde techniek is 'Selective Catalytic Reduction', high dust -variant. Primaire technieken volstaan niet meer om de NO_x-emissiegrenswaarden te bereiken. De in deze tabel weergegeven kosten zijn bedragen in constante prijzen 1989.

Tabel V.4. : Werkingskosten en emissies SCR High-Dust

Jaar	Vaste kosten	Variabele kosten	ton NOx voor norm	ton NOx na norm	ton NOx mag
1991	21.550	11.773	1214.111	386.642	386.642
1992	21.550	12.317	1270.786	404.690	404.690
1993	21.550	12.069	1245.730	396.711	396.711
1994	21.550	13.071	1352.039	430.565	430.565
1995	21.550	13.845	1437.038	457.634	457.634
1996	21.550	14.492	1509.203	480.615	480.615
1997	21.550	15.592	1623.881	517.135	517.135
1998	21.550	16.461	1704.337	542.757	542.757
1999	21.550	18.350	1909.355	608.046	608.046
2000	21.550	18.935	1979.607	630.418	630.418
2001	21.550	18.935	1979.607	630.418	630.418
2002	21.550	18.935	1979.607	630.418	630.418
2003	21.550	18.935	1979.607	630.418	630.418
2004	21.550	18.935	1979.607	630.418	630.418
2005	21.550	18.935	1979.607	630.418	630.418

De NO_x-emissies, gesommeerd over de periode van 15 jaar, dalen van 25144 ton naar 8007 ton. De geaktualizeerde investerings-

kosten bedragen 206,7 miljoen BF, de totale geaktualizeerde kosten 485,6 miljoen BF. Hieruit blijkt het relatief grote aandeel van de jaarlijkse werkingskosten bij Selective Catalytic Reduction. De direkte tewerkstelling is nul, vermits onderhoud en vervanging van de katalysator geschieden door de leveranciers van de deNO_x-installatie.

Emissie voor : 25144.123 ton NOx
Emissie na : 8007.306 ton NOx
Investeringsjaar = 1990
Geaktualizeerde Investeringskost : 206.724 miljoen BF
Totaal Geaktualizeerde SCR-kost : 485.637 miljoen BF
Tewerkstelling = 0.00 manjaar

Samenvatting

Totale kosten (alle bronnen) : 1.914 miljard BF

Deze totale kosten omvatten zowel de ontwavelings- als denitrificatie-kosten.

Totale SO₂-emissies voor : 58620.576 ton SO₂
Totale SO₂-emissies na : 16014.612 ton SO₂
Procent Reductie 72.68 %

De totale emissies zijn de som van de jaarlijkse emissies, berekend over heel de vooruitberekenningsperiode, i.e. van het startjaar (1991) tot het laatste exploitatiejaar van de emissiebron (2005). Een emissienorm van 400 mg/Nm³ (voor alle brandstoftypes) leidt tot een reductie van ongeveer 73 % van de emissies t.o.v. het geval de bron geen enkele emissiebeperkende maatregel zou nemen. We zijn hierbij uitgegaan van de (betwistbare) veronderstelling dat de bron jaarlijks niet meer zal reduceren dan strikt noodzakelijk. Een jaarlijkse reductie van 90 % is technisch mogelijk, waarbij de jaarlijkse variabele werkingskosten zullen toenemen. Gezien het relatief kleine aandeel van de jaarlijkse werkingskosten in het totaal van de kosten is het denkbaar dat de bron, bv. om publicitaire redenen, besluit de reductie volledig toe te passen (90 %).

Totale NO_x-Emissies voor : 25144.123 ton NO_x
Totale NO_x-Emissies na : 8007.306 ton NO_x
Procent Reductie 68.15 %

Een norm van 200 mg/Nm^3 (voor vaste en vloeibare brandstoffen) resulteert in een NO_x -reductie van ongeveer 68 %.

Tewerkstelling SO_2 : 12.70 Manjaar

De direkte tewerkstelling is zuiver het gevolg van de investering in een rookgasontzwavelingstechniek.

5.2. Gevallenstudie 2 : de elektriciteits-sektor

In een tweede voorbeeld hebben wij, ter illustratie, de kosten voor de bestrijding van SO_2 -emissies binnen de elektriciteits-sektor berekend.

De resultaten worden weergegeven in grafiek V.1.

In de grafiek staan de totale kosten afgebeeld, in functie van de SO_2 -normen of emissiegrenswaarden.

In dit voorbeeld gaan we uit van uniforme normen, dit is een bepaalde norm geldt voor alle centrales, ongeacht hun ouderdom of hun nominaal (thermisch) vermogen. Het laat ons toe de effecten (op kostenvlak) na te gaan van steeds strenger wordende normen. In werkelijkheid zal de overheid gedifferentieerde normen opleggen. De eigenlijke bedoeling van het model is dan ook de gebruiker toe te laten verschillende normen in te voeren, en hiervan de gevolgen door het model te laten berekenen (zowel wat betreft de kosten als wat betreft de resulterende emissies). Dit geeft de gebruiker de gelegenheid te werken met scenario's, waarbij elk scenario overeenstemt met een verschillende 'verzameling van emissienormen'.

De totale kosten afgebeeld op de grafiek zijn de totale kosten voor de gehele elektriciteits-sektor, dus geaggregeerd voor alle centrales. Zij bevatten zowel brandstofsubstitutie- als rookgasontzwavelingskosten. Voor elke centrale afzonderlijk wordt berekend wat, gegeven een bepaalde emissienorm, de investeringskosten zijn (indien relevant), en de jaarlijkse bestrijdingskosten, om precies aan de vooropgestelde norm te voldoen. De jaarlijkse kosten worden berekend over heel de resterende levensduur van de beschouwde centrale. Deze resterende levensduur verschilt van centrale tot centrale. Voor de eerste 10 jaar worden de jaarkosten berekend op basis van voorspellingen inzake brandstofgebruik en brandstofprijzen. Voor de rest van de

levensduur wordt verondersteld dat de situatie van het tiende jaar constant blijft, tot op het ogenblik dat de centrale buiten werking wordt gesteld. Het werken met verschillende voorspellingen geeft telkens een ander scenario.

In dit voorbeeld werd de output gebruikt van een ander model ontwikkeld door SESO, met name EPLAN.5, "Model voor de Investeringsplanning van de Elektriciteitsproduktie", SESO, UFSIA 1988, door A. VERBRUGGEN en G. VANLOMMEL. De ingevoerde gegevens waren afkomstig van het uitrustingsplan 1988, met groei vraag 2,5 % en lage dollar, lage brandstofprijzen. Voor meer informatie hierover verwijzen we naar het hierboven aangehaalde model en het uitrustingsplan van de elektriciteitssector. Met dit voorbeeld willen we vooral tonen hoe de kosten variëren in functie van steeds strenger wordende normen. De door ons berekende kosten geven hierbij een goed beeld van de SO₂-bestrijdingskosten in de elektriciteits-sector.

Alle kosten zijn geaktualiseerd naar een basisjaar, in dit geval 1989. Het model geeft ook aan wanneer een bepaalde investering moet plaatsgrijpen om aan de opgelegde normen te kunnen voldoen.

Indien de gebruiker dit wenst kan hij een gedetailleerde output vragen. Deze output geeft per bron, in het geval dat rookgasontzwaveling als goedkoopste alternatief werd gekozen, het jaar van investering, de investeringskosten en de gedetailleerde jaarlijkse kosten (zie ook vorige paragraaf).

In grafiek V.1 worden ook de bereikte redukties (in procent), i.e. na invoering van de normen, vermeld. Deze redukties zijn de verhouding van de totale emissies, gesommeerd over alle centrales voor hun respektievelijke levensduur, voor en na de emissie-beperkende maatregelen.

De gedetailleerde output laat toe om jaar per jaar na te gaan wat de resulterende emissies zijn, hetzij per emissiebron, hetzij voor een groep van emissiebronnen (bv. sektor).

Op die manier kan men nagaan met hoeveel procent in een bepaalde sektor de emissies dalen t.o.v. de emissies in een bepaald referentiejaar, wanneer men een bepaalde norm of groep van normen invoert.

Grafiek V.1 toont dat, vanaf een bepaalde emissiegrenswaarde, de kosten sterk stijgen naarmate de normen strenger worden. De 'knik' in de grafiek, rond een norm van 1400 à 1500 mg/Nm³ wordt veroorzaakt doordat een aantal centrales die 'gemengd' kunnen stoken, volledig overschakelen op aardgas. Voor normen tot 1500 mg/Nm³ zijn de totale kosten relatief laag, i.e. slechts enkele centrales zijn gedwongen emissiebeperkende maatregelen te nemen, hetzij brandstofsubstitutie, hetzij investeringen in een RGO-techniek. Het 'stapsgewijze' verloop van de grafiek na 1400 mg/Nm³ is het gevolg van een verminderde relevantie van brandstofsubstitutie bij strenge normen, en de investeringen van verschillende centrales, waarbij de norm die een centrale dwingt te investeren, verschilt van centrale tot centrale.

De norm van 100 mg/Nm³ werd niet opgenomen, omdat een aantal centrales hieraan niet meer kunnen voldoen, zelfs niet met de beste beschikbare techniek (Wellman-Lord).

Grafiek V.2 toont de direkte tewerkstelling, als gevolg van de investeringen in RGO-technieken. Het betreft personeel voor de bediening en het onderhoud van de installaties.

Het model kan gelijkaardige berekeningen uitvoeren voor de reductie van NO_x-emissies. De resultaten worden weergegeven in grafiek V.3. De 'plotse sprong' bij een norm tussen 300 en 280 mg/Nm³ wordt veroorzaakt door de overgang naar secundaire denitrificatie-technieken. De NO_x-verwijderingsrendementen van de primaire maatregelen zijn te laag om te kunnen voldoen aan strenge NO_x-normen.

Naast het invoeren van normen kan de gebruiker heffingen (per ton vervuilende stof) invoeren. Het berekenen van de bestrijdingskosten wordt hierdoor niet beïnvloed, wel de uiteindelijke selectie uit bestrijdingsalternatieven. Bronnen met relatief lage marginale bestrijdingskosten zullen eerst investeren en/of hun reductie het verst doorvoeren, bronnen met relatief hogere marginale kosten zullen later investeren en/of hun reducties minder ver doorvoeren. Grafiek V.4 bevestigt de theorie dat heffingen kosten-effektiever zijn dan uniforme normen. Voor eenzelfde reductie-percentages zijn de totale bestrijdingskosten (heffingen niet meegerekend) kleiner dan bij uniforme normen. Om

een hoog percentage aan reductie te verkrijgen moeten de heffingen (zeer) hoog worden gesteld.

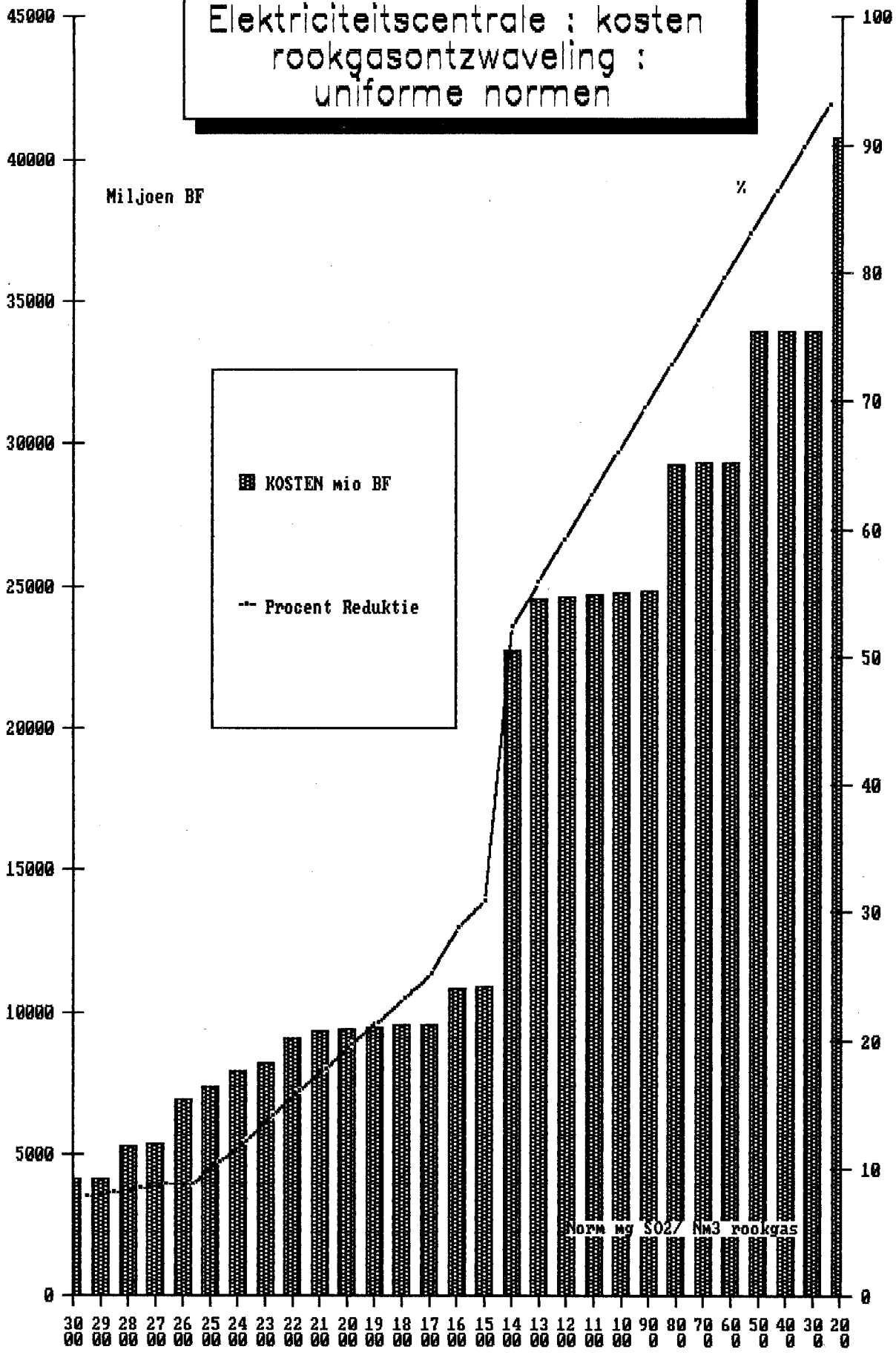
Grafiek V.5 toont dat de totale kosten van het bedrijf, i.e. totale bestrijdingskosten plus de heffingen die het bedrijf moet betalen na reductie, nog altijd kleiner zijn dan in het geval van uniforme normen. Het kostenverschil tussen heffingen en normen wordt logischerwijze kleiner naarmate de SO₂-reductie stijgt. Merk op dat vanuit welvaartseconomisch standpunt heffingen slechts 'transferten' zijn, dus geen echt verlies aan welvaart. Voor de individuele bedrijven vormen zij wel een belangrijke kostenbron. Uit de grafiek V.5 kan men afleiden dat eens een SO₂-reduktieniveau van ongeveer 90 % is bereikt, de meeste bronnen geen verdere maatregelen meer zullen nemen, ondanks sterk toenemende heffingvoeten. De bedrijven zullen enkel meer heffingen moeten betalen (alhoewel de restemissies quasi onveranderd blijven). De reden voor dit 'vlakke verloop' is zowel economisch als technologisch. Het maximale SO₂-verwijderingsrendement van het klassieke natte kalksteen/gips-proces is 90 %. Met Wellman-Lord kunnen veel hogere rendementen worden bereikt, maar de investeringskosten voor dit proces liggen vele malen hoger. Opdat investeringen in deze techniek voor het bedrijf 'lucratief' zouden zijn ('lucratief' in de zin van uitgespaarde heffingen), zouden de heffingsvoeten zeer sterk moeten stijgen.

Opvallend is de 'grote sprong' in reducties aan het begin van de grafiek. Dit komt doordat, van zodra een techniek een positieve 'Net Present Value' oplevert, deze techniek maximaal zal worden aangewend. [Voor een bepaalde techniek en een bepaalde bron is de 'kost per bestreden ton SO₂' constant. Is deze kost kleiner dan de heffingsvoet, dan zal de techniek tot op het maximale verwijderingsrendement worden gebruikt]. Tot slot zien we dat, indien de heffingsvoet gelijk is aan 20 BF/kg, de elektriciteits-sektor geen enkele emissiebeperkende maatregel neemt, en de totale (over al de resterende levensduren gesommeerde) heffingen de overheid iets meer dan 15,5 miljard BF opleveren. Heffingsvoeten rond de 20 BF/kg SO₂ (en kleiner) brengen de overheid enkel geldelijk baat bij (financierings-heffingen), maar

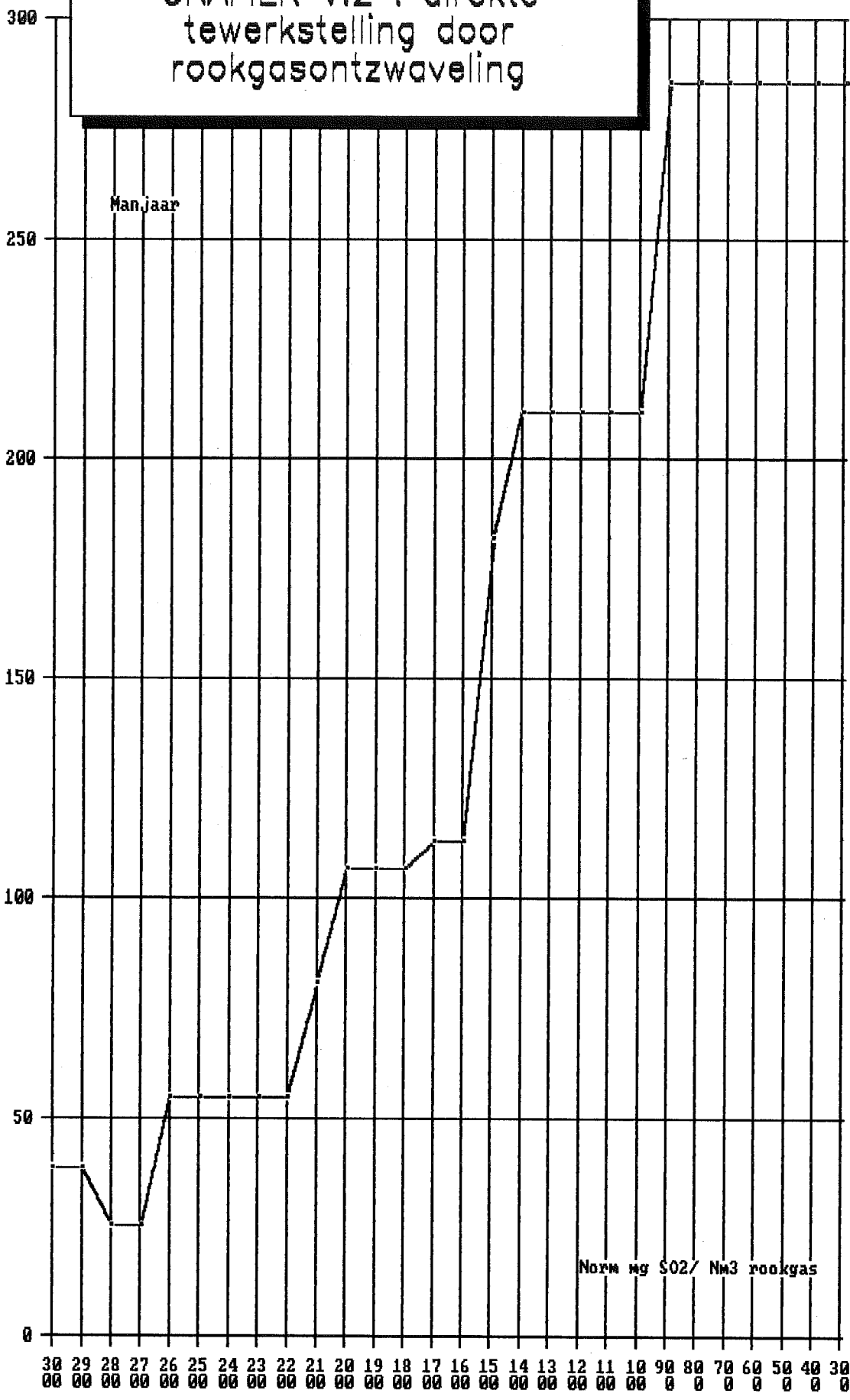
zorgen helemaal niet voor een verbetering van het milieu.

GRAFIEK V.1

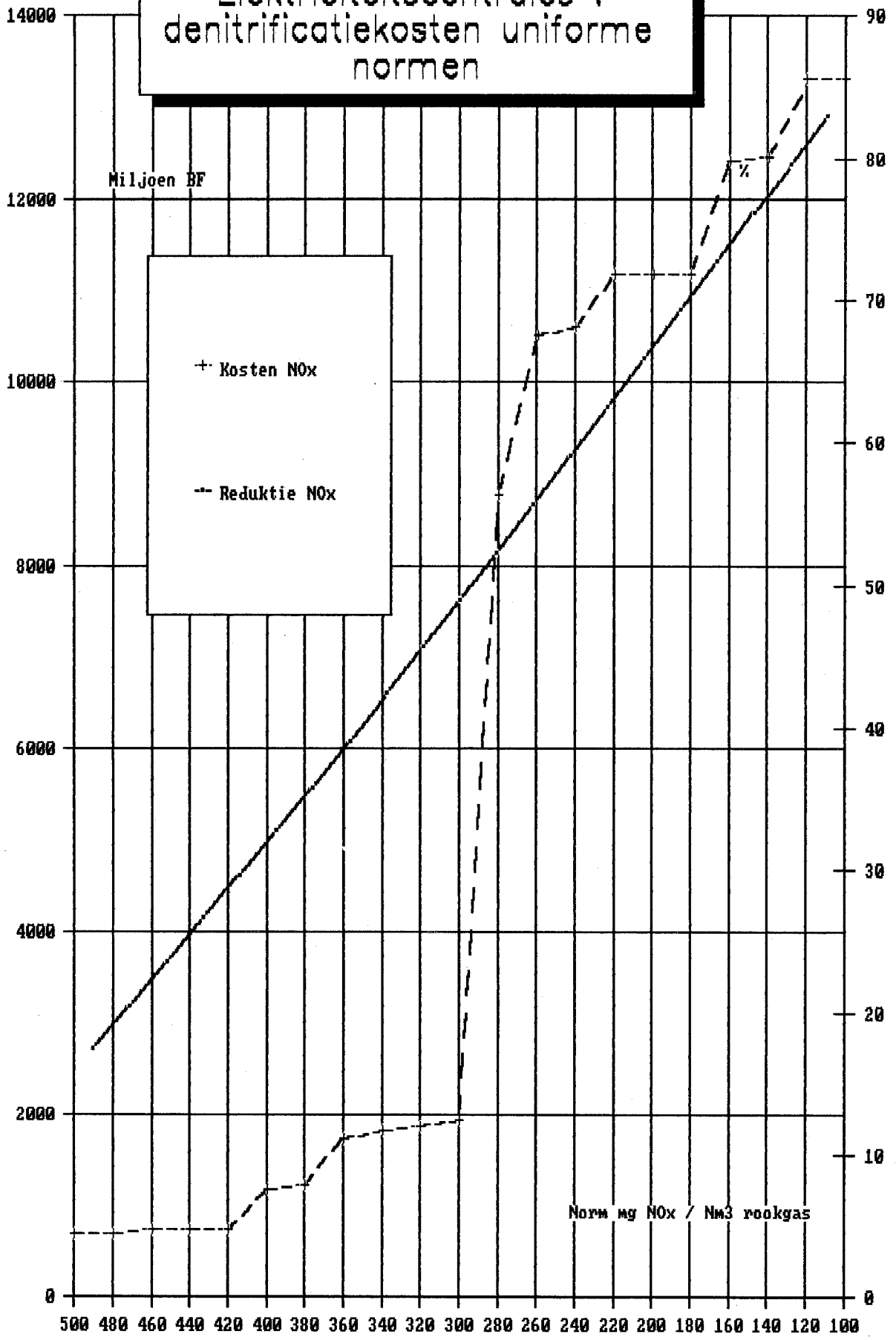
Elektriciteitscentrale : kosten rookgasontzwaveling : uniforme normen



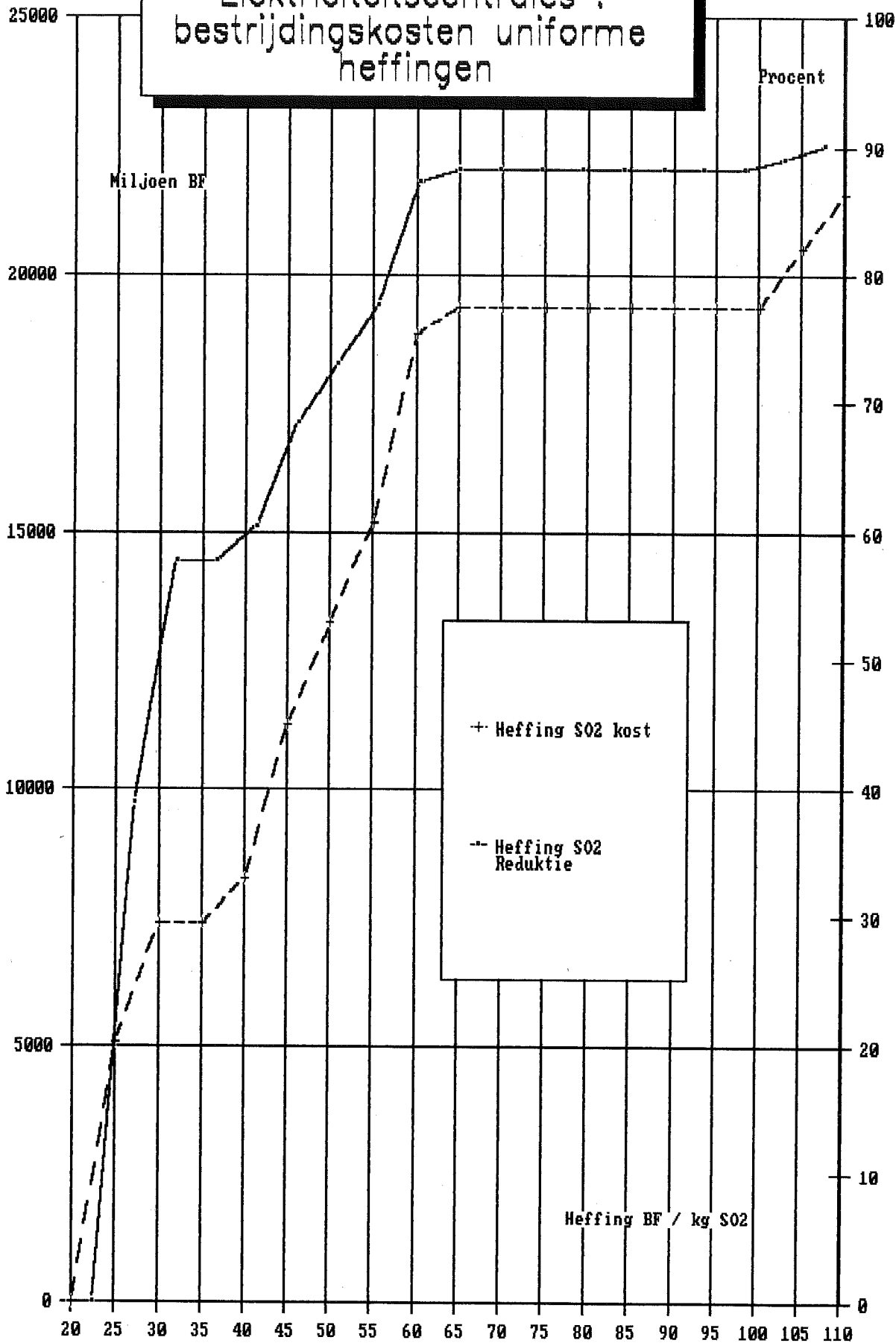
**GRAFIEK V.2 : direkte
tewerkstelling door
rookgasontzwaveling**



GRAFIEK V.3 Elektriciteitscentrales : denitrificatiekosten uniforme normen

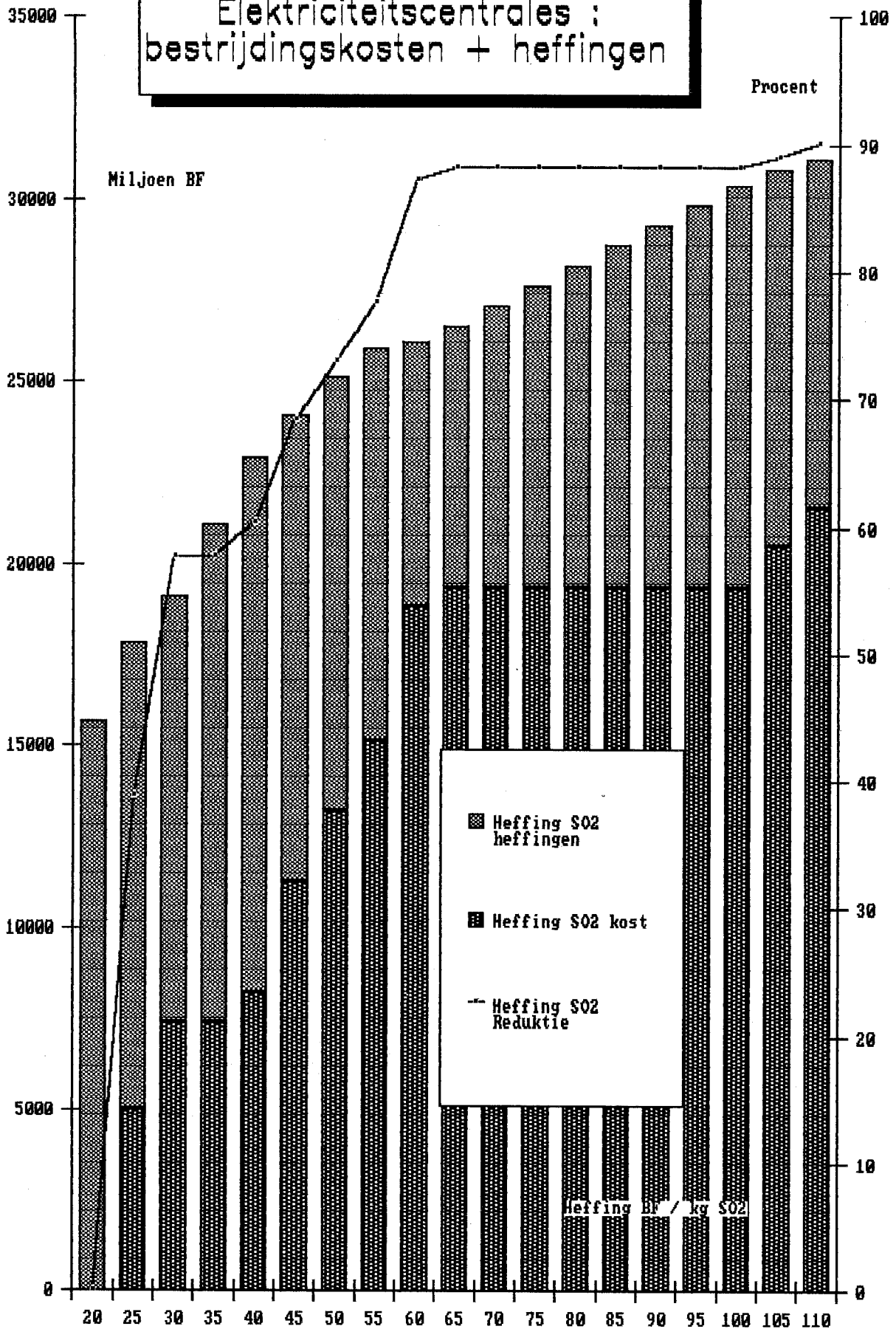


GRAFIEK V.4 Elektriciteitscentrales : bestrijdingskosten uniforme heffingen



GRAFIEK V.5

Elektriciteitscentrales : bestrijdingskosten + heffingen



Heffing BF / kg SO2

Besluit

Het belangrijkste resultaat tot dusver van de onderzoeksinspanningen van het SESO inzake de bestrijding van rookgasemissies, is de ontwikkeling van een operationeel model op PC-configuratie. Met dit model kan men in detail nagaan welke oplossingen voor een bedrijf optimaal zijn wanneer de overheid milieubeschermingsmaatregelen treft via normen of heffingen. Men bekomt een inschatting van de kosten verbonden met iedere graad van emissiereductie.

In plaats van met gemiddelde waarden te werken, opteerde het SESO voor een geïndividualiseerde micro-benadering. De specifieke kenmerken van iedere emissiebron worden in rekening gebracht. De mogelijke oplossingen (brandstofsubstitutie ; bestrijdingstechnieken voor, tijdens en na verbranding ; ...) worden jaar na jaar geëvalueerd. Voor concrete dossiers krijgt men zodoende een nauwkeurig inzicht in het verloop van de bestrijdingskostenfunctie. Zoals bij alle modellen hangt de kwaliteit van de resultaten af van de kwaliteit van de invoer-gegevens. Om het model op zijn volle waarde in te zetten, heeft men precieze gegevens van de afzonderlijke emissiebronnen nodig.

Tijdens de ontwikkeling van het model kon het SESO rekenen op de medewerking van het grootste gedeelte van de Vlaamse bedrijven. Via de milieucel van het VEV werd ons de medewerking van een aantal grote bedrijven (o.a. de elektriciteitssector) ontzegd. Om deze reden hebben we geen studie gemaakt van de totale bestrijdingskosten voor alle belangrijke emissiebronnen in het Vlaamse Gewest. Nochtans leent het model zich perfect voor dergelijke oefeningen, waardoor men een betrouwbaar beeld bekomt van de totaal te leveren inspanning voor de reductie van de emissies tot bepaalde grenswaarden. Met deze informatie in handen zouden de afwegingen tussen baten en kosten van het nagestreefde kwaliteitsniveau van de omgevingslucht op een meer rationele basis steunen.

In de toekomst wensen we het rekenmodel verder te verfijnen. Het aantal onderzochte combinaties van bestrijdingstechnieken en oplossingen zou verhoogd worden. De gegevensbanken inzake bestrijdingstechnieken en hun kosten dienen uitgebreid. Het ontwikkelde rekenmodel wordt dan een waardevol instrumentarium ten dienste van afzonderlijke bedrijven om een emissiebestrijdingsplan op te stellen en de kosten ervan te begroten. Voor de overheid biedt het model de kans om haar beleid ook vanuit een economische invalshoek te schragen.

We hopen met ons onderzoek bijgedragen te hebben aan de noodzakelijke wetenschappelijke basis van een vooruitstrevend beleid inzake rookgasemissiebestrijding in Vlaanderen.

Referenties

ALCAMO J., Acidification in Europe : A Simulation Model for Evaluating Control Strategies, in : AMBIO, vol. 16, n 5, 1987, p. 232-245.

AMANN M., KORNAI G., Cost functions for controlling SO₂ emissions in Europe, Working Paper WP-87-065, International Institute for Applied Systems Analysis, mei 1987.

ATKINSON S.E. & LEWIS D.H., A Cost-effectiveness Analysis of Alternative Air Quality Control Strategies, in : Journal of Environmental Economics and Management I, 1974, pp. 237-250.

ATKINSON, SCOTT E. & TIETENBERG T.H., The Empirical Properties of Two classes of Designs for Transferable Discharge Permit Markets, in : Journal of Environmental Economics and Management 9, n 2, 1982, pp. 101-121.

BAUMOL W.J. & OATES W.E., The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment, in : BOHM P. & KNEESE A. (Eds), The economics of the Environment, McMillan, London, 1971, pp. 53-65.

BAKEMA G.F., KROON P., Zure regen, dure regen. Scenario-studie naar de emissies en kosten van emissiebeperking van SO₂, NO_x en Stof tot 2010, Energie Studie Centrum, Petten, augustus 1986.

BAKKUM A., e.a., Rapport nr. R 86/207b Emissieregistratie van vuurhaarden, TNO, Delft, 1987.

BAUMOL W.J. & OATES W.E., The Theory of Environmental Policy, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 1975.

BAUMOL W.J. & OATES W.E., Economics, Environmental Policy, and the Quality of Life, Prentice Hall, Englewood Cliffs, 1979.

BELGISCHE PETROLEUMFEDERATIE, Jaarverslag 1986 en 1987.

BIJMAN P. & NIJKAMP P., Het "bubble"-concept in het milieubeleid. Pro en contra, in : ESB 23-11-1983, pp. 1076-1081.

BLYTHE G., BLAND V., MARTIN C., McELROY M., RHUDY R., Status of Calcium-Based Dry Sorbent Injection SO₂-Control, in : Proceedings: Tenth Symposium on Flue Gas Desulfurization volume 2, CS-5167, Volume 2, EPRI, Palo Alto, 1987.

BOCKEN H., Milieurecht te veel ?, in : Rechtskundig Weekblad 1987-1988 - n 24 - 13 februari 1988, pp. 803-806.

BOHM P. & RUSSEL C. S., Comparative analysis of alternative policy instruments in : KNEESE A. & SWEENEY J. (Eds.) Handbook of Natural Resource and Energy Economics (vol. I), North-Holland, 1985, pp. 395-460.

BRESSERS H., Financieel internaliserende instrumenten, in : BEZEMER, DE GROOT & HUPPES (Redaktie), Instrumenten voor milieubeleid, Samsom H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan den Rijn, 1988, pp. 61-78.

BUNDAY B.D., GARSIDE G.R., Linear Programming in Pascal, Edward Arnold Ltd, London, 1987.

COASE R.H., The Problem of Social Cost, in : Journal of Law and Economics 3, n 1, 1960, pp. 1-44.

CONCAWE, Residue Hydrodesulphurization investment and operating costs, report n 4/86, 1986.

CONCAWE, Regenerative flue gas desulphurization in European oil refineries - cost estimates based on a European application, report n 3/88, 1988.

CONCAWE, Cost of control of sulphur dioxide, nitrogen oxides and particulates emissions from large combustion plants in oil refineries, report n 7/84, 1984.

CRANDALL R.W., Controlling Industrial Pollution. The economics and Politics of Clean Air, The Brookings Institution, Washington D.C. 1983.

CRONE Th. & DEFINA R.H., Cleaning the Air with the Invisible Hand, in : Business Review, november/december 1983.

DALES J.H., Pollution, Property and Prices, Toronto: University Press, 1968.

DE DECKER J., VANDERSTRAETEN P., WOUTERS G., Economische evaluatie van maatregelen ter beperking van de emissies door elektrische centrales, in Studie over de bestrijdingstechnologie tegen luchtverontreiniging, StudieCentrum voor Kernenergie, Mol, 7 mei 1985.

DE HAES UDO H.A., Drie andere wegen voor milieubeleid, in : BEZEMER, DE GROOT & HUPPES (Redaktie), Instrumenten voor milieubeleid, Samsom H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan de Rijn, 1988, pp. 3-11.

DE CLERCQ M., Economische Aspecten van het Vervuulingsbeleid (Deel 1: Theorie), Spruyt, Van Mantgem & De Does; Noordnederlands Boekbedrijf, Leiden;Antwerpen, 1983.

DIALOOG WERKGROEP TECHNOLOGIE, Zure Neerslag Scenario Vlaanderen Eindrapport, Dialoog Werkgroep Technologie, Leuven, december 1988.

DIBELIUS G., Combined Cycle Plants, in : VDI Berichte Nr. 690, VDI Verlag, Düsseldorf, 1988.

DOWNING P.B. & WHITE L.J., Innovation in Pollution Control, in : Journal of Environmental Economics and Management 13, 1986, pp.

18-29.

ELLIOT Th.C., SCHWIEGER R.G., editors, The Acid Rain Sourcebook, McGraw-Hill Inc, New York, 1984.

EMISSIE-INVENTARIS VLAAMSE REGIO, Emissiegegevens van verbrandingsprocessen ten behoeve van het SESO-Onderzoek "Scenario-studie Luchtverontreiniging", Rijksuniversiteit Gent, 1988.

ENDRES A., Der "Stand der Technik" in der Umweltpolitik, in : WiSt Wirtschaftswissenschaftliches Studium Heft 2, Februar 1988, pp. 83-84.

ESCHE M., IGELBÜSCHER H., Advanced European Flue Gas Desulphurisation, Demonstrated with the S-H-L Lime-Limestone FGD System, in : ENCLAIR '86 Energy and cleaner air : cost of reducing emissions, OECD, oktober 1986.

FELSVANG K., Controlling Acid Rain with Dry Scrubbing, in : The Acid Rain Sourcebook, McGraw-Hill Inc; New York, 1984.

FISHER A.C., Resource and environmental economics, Cambridge University Press, Cambridge, 1981.

GAMBLE R.L., Fluidized-Bed Boilers with SO₂-emissions control, in : The Acid Rain Sourcebook, McGraw-Hill inc., New York, 1984.

GEENS L., Technieken voor NO_x-verwijdering uit rookgassen, in : Studie over de bestrijdingstechnologie tegen luchtverontreiniging, StudieCentrum voor Kernenergie, Mol, 7 mei 1985.

GOOSSENS W., J. DE DECKER, L. GEENS, M. KLEIN, P. VANDERSTRAETEN, G. WOUTERS, Studie over de bestrijdingstechnologie tegen luchtverontreiniging, StudieCentrum voor Kernenergie, Mol, 7 mei 1985.

GOOSSENS W.R.A., Bestrijding van Rookgasemissies (SO₂, NO_x, Stof) : Technische en Economische Aspecten, S.C.K., Mol, december 1987.

GOOSSENS S., Droge Gaswassing toegepast op Midden- en Kleinschalige Verbrandingsinstallaties, Studiedag over het wassen van chloorhoudende gassen, Energik, St.-Niklaas, 6 december 1988.

HÄSZLER G., FUCHS P., Sekundärverfahren zur simultanen Verminderung der SO₂- und der NO_x-Emission, in : VDI Berichte Nr. 667, VDI Verlag, Düsseldorf, 1988.

HAUG N., Zur Wirtschaftlichkeit der NO_x-Abgasreinigung bei Großfeuerungsanlagen, in : Staub - Reinhaltung der Luft, nr. 9, 1985, p. 77-84.

HEIN K., NO_x-Reduction by Combustion Modifications, in : VDI Berichte Nr. 690, VDI Verlag, Düsseldorf, 1988.

HILDEBRAND M., Der Stand der Rauchgasreinigung in EVU-

Kraftwerken, in : Elektrizitätswirtschaft, Jg 87 (1988), Heft 5, p. 258-266.

HOLT N.A., O'SHEA T.P., **General Status of IGCC Developments**, in : The Acid Rain Sourcebook, McGraw-Hill Inc, New York, 1984.

HUOVILAINEN R.T., **Costs of Reducing Sulphur Emissions by Using Fluidised Bed Combustion Technology**, in : ENCLAIR '86 Energy and cleaner air : cost of reducing emissions, OECD, oktober 1986.

JANSSON S.A., **PFBC and Multi Bed Fluidised Combustion (MBC)-Clean and Economic Power from Coal**, in : ENCLAIR '86 Energy and cleaner air : cost of reducing emissions, OECD, oktober 1986.

JOST D., WEBER E., **Techniques and Policies Concerning Reduction of SO_x and NO_x Emissions from Stationary Sources**, in : ENCLAIR '86 Energy and cleaner air : costs of reducing emissions, OECD, oktober 1986.

KELMAN S., What price incentives? Economists and the Environment, Auburn House Publishing Company, Boston;Massachusetts, 1981.

KLEIN M., **SO₂ emissie controle technologie**, in : Studie over de bestrijdingstechnologie tegen luchtverontreiniging, StudieCentrum voor Kernenergie, Mol, 7 mei 1985.

KLINGSPOR J.S., COPE D.R., **FGD handbook Flue gas desulphurization systems**, IEA Coal Research, London, Mei 1987.

KNEESE A. & SCHULTZE Ch., Pollution, Prices, and Public Policy, Washington: Brookings Institution, 1975.

KRUPNICK A.J., OATES W.E. & VAN DE VERG E., **On marketable Air Pollution Permits : The case for a system of Pollution Offsets**, in : Journal of Environmental Economics and Management 10, n 3, 1983, pp. 233-247.

LAVE L.B., **The cost of abating sulfur, nitrogen and ozone air pollutants**, in : American Journal of Agricultural Economics, 68, 1986, p. 473-478.

LEGGETT J.A., **Costs and Cost-Effectiveness of Techniques to Reduce Emission of NO_x and VOC : Development of the OECD Compendium**, in : ENCLAIR '86 Energy and cleaner air : cost of reducing emissions, OECD, oktober 1986.

LOCANETTO P., **La combustion du gaz naturel et l'environnement**, in : Revue Générale de Thermique, n 314, februari 1988, p. 119-123.

LUNDQVIST R., **NO_x Reduction in Circulating Fluidised Bed Boilers**, in : ENCLAIR '86 Energy and cleaner air : cost of reducing emissions, OECD, oktober 1986.

McGARTLAND A.M. & OATES W.E., Marketable Permits for the

Prevention of Environmental Deterioration, in : Journal of Environmental Economics and Management 12, 1985, pp. 207-228.

MCKERRON C.B., How to attain clean air?, in : Chemical Engineering, 9 mei 1988, p. 35-39.

MEISZNER W., Entwicklung, Stand und Perspektiven der umweltökonomischen Forschung, in : Wirtschaftsdienst 1985/VII, pp. 345-352.

MONTGOMMERY D., Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs, in : Journal of Economic Theory 5, 1972, pp. 395-418.

MURPHY K.R., SAMUEL E.A., PENNLINE H.W., Current Status of In-Duct Scrubbing Technology, in : Proceedings: Tenth Symposium on Flue Gas Desulfurization Volume 2, CS-5167, Volume 2, EPRI, Palo ALTO, 1987.

NEDERLAND : MINISTERIE VAN VOLKSHUISVESTING, RUIMTELIJKE ORDENING EN MILIEUBEHEER, Technologische gegevens voor het NO_x-beleid, Publikatiereeks Lucht nr. 8, juni 1983.

NEDERLAND : MINISTERIE VAN VOLKSHUISVESTING, RUIMTELIJKE ORDENING EN MILIEUBEHEER, Optimalisatie bestrijding verzurende emissies, Publikatiereeks Lucht nr. 40, februari 1985.

NENTJES A., Marktconform milieubeleid, in : ESB 27-4-1988, pp. 401-405.

NENTJES A. & WIERSMA D., Innovation and Pollution Control, paper prepared for the conference Environmental Policy in a Market Economy, Wageningen, 8-11 september 1987.

OATES W.E., Markets for Pollution Control, in : Challenge, May-June 1984.

OECD ENVIRONMENT MONOGRAPHS N 1, Understanding Pollution Abatement Cost Estimates, March 1986.

OECD, Energy and cleaner air Costs of Reducing emissions, Summary and Analysis Symposium enclair '86, OECD, Paris, 1987.

POWER, Emissions Control, in : Power Engineering, vol 132, n 6, june 1988, p. 81-90.

PULLES T., WIERSMA D., Luchtverontreiniging door olieraffinaderijen in een veranderende markt, IVEM-RAPPORT Nr. 9, Interfacultaire Vakgroep Energie en Milieukunde, Rijks Universiteit Groningen, september 1985.

QUITTEK Chr., Processes and experiences of SO₂-wet reduction, in : VDI Berichte Nr. 690, VDI Verlag, Düsseldorf, 1988.

REGGERS G., Ontzweveling van Kempense Steenkool door het TRW-gravimelt procédé, studiedag Onderzoek en dienstverlening in Vlaanderen t.b.v. het leefmilieu, VCV en Ti.K.VIV, 28 mei 1986.

ROLLER W., GEHRINGER W., HÖSSLE H., Trocken-Additiv-Verfahren zur Rauchgasentschwefelung bei Rostfeuerungen kleiner und mittlerer Leistung: Eignung für den Dauerbetrieb und die Verwertbarkeit der Rückstände, in : Fernwärme international-FWI, Jg. 17 (1988), Heft 5, p. 321-326.

ROSBY S.O., MAARTMAN S., AHMAN S., Operating Experiences, Costs and Techniques for Wet-Dry and Dry FGD, in : ENCLAIR '86 Energy and cleaner air : cost of reducing emissions, OECD, oktober 1986.

RUSSEL C.S., A Note on the Efficiency Ranking of Two Second-Best Policy Instruments for Pollution Control, in : Journal of Environmental Economics and Management 13, 1986, pp. 13-17.

RUSSELL C.S., Controlled Trading of Pollution Permits, in : Environmental Science and Technology 15, n 1, 1981, pp. 24-28.

SCHÄRER B., HAUG N., Kostenanalyse : Entschwefelung und Entstickung, in : Umweltmagazin, mei 1986, p. 22-29.

SCHÄRER B., HAUG N., Costs, Effectiveness, and Application of Flue Gas Cleaning in the FRG, in : ENCLAIR '86 Energy and cleaner air : costs of reducing emissions, OECD, oktober 1986.

SCHUMACHER A., Emissionsmindernde Masznahmen für Anlagen mittlerer Leistung, in : VDI Berichte, VDI Verlag, Düsseldorf, 1988.

SCHWEERS K., An international Comparison of Estimated and Actual Costs for Sulphur Removal by Boiler Limestone Injection, in : ENCLAIR '86 Energy and cleaner air : cost of reducing emissions, OECD, oktober 1986.

TEARNEY J.F., FROELICH D.A., McGRAVES G.M., Nonregenerable Wet FGD Controls SO₂ Emissions, in : The Acid Rain Sourcebook, McGraw-Hill Inc, New York, 1984.

TIETENBERG T.H., Transferable Discharge Permits and the Control of Stationary Source Air Pollution : A survey and synthesis, in : Land Economics 56, n 4, 1980, pp. 391-416.

U.S.A. : OFFICE OF TECHNOLOGY ASSESSMENT, Acid Rain and Transported Air Pollutants. Implications for Public Policy, OTA, Washington D.C., 1984.

VAN OOSTVOORN F., VAN ARKEL W.G., Optimale strategieën voor de bestrijding van zure regen veroorzakende SO₂- en NO_x-emissies gebaseerd op berekeningen met selpe, Energie Studie Centrum ESC-30, Petten, oktober 1984.

VERBRUGGEN A, VANLOMMEL G, Model voor de investeringsplanning van de Elektriciteitsproductie, SESO, UFSIA, 1988.

VERMEULEN W.J.V. & GLASBERGEN P., Subsidies bij milieubeleid: een aanzet voor een beleidswetenschappelijke benadering, in : BEZEMER, DE GROOT, HUPPES (Redactie), Instrumenten voor milieubeleid, Samsom H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan den Rijn, 1988, pp. 113-130.

VON JUERGEN JUNG, Die Kosten der SO₂- und NO_x-Minderung in der deutschen Elektrizitätswirtschaft, in : Elektrizitätswirtschaft, Jg. 87 (1988), Heft 5, p. 267-270.

VOS J.B. & OPSCHOOR J.B., Marktconforme instrumenten van milieubeleid in OESO-landen, in : BEZEMER, DE GROOT, HUPPES (Redactie), Instrumenten voor milieubeleid, Samsom H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan den Rijn, 1988, pp. 90-102.

WICKE L., Instrumente der Umweltpolitik. Von Auflagen zu marktconformeren Instrumenten, in : WiSt Wirtschaftswissenschaftliches Studium Heft 2, Februar 1984, pp. 75-82.

WIERSMA D., PULLES M.P.J., Milieukost van Raffinaderijen, in : ESB, jaargang 73, nr. 366, 22 juni 1988, p. 602-604.

WIERSMA D., Welvaartseffecten van milieubeleid, in : BEZEMER, DE GROOT, HUPPES (Redactie), Instrumenten voor milieubeleid, Samsom H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan de Rijn, 1988, pp. 79-89.

WIJDEVELD H.W.J., Recent Developments in Low Cost Flue Gas Desulphurization Systems in the Netherlands, in : ENCLAIR '86 Energy and cleaner air : costs of reducing emissions, OECD, oktober 1986.

WITTIG S., PLATZER K.-H., WILLIBALD U., Secondary measures for NO_x-reduction, in : VDI Berichte Nr. 690, VDI Verlag, Düsseldorf, 1988.

WOSCHITZ D., Stand und Entwicklung der Rauchgasreinigungstechnik, in : Umwelttechnik 7/86, p. 40-53.

ZWINKELS A.F.M., YPMA J.W., Raffinage van aardolie, in : Natuur en Techniek, 49e jaargang, nr. 10, 1981, p. 779-797.