
Niet alle risico's zijn gelijk

Kanttekeningen bij de grondslag van de risicobenadering in het milieubeleid

Niet alle risico's zijn gelijk

Kanttekeningen bij de grondslag van de risicobenadering in het milieubeleid

Advies van een commissie van de Gezondheidsraad

aan:

de minister van Volksgezondheid, Welzijn en Sport

de minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

1995/06, Den Haag, 20 april 1995

Deze publikatie kan als volgt worden aangehaald:

Gezondheidsraad: Commissie Risicomaten en risicobeoordeling. Niet alle risico's zijn gelijk. Den Haag: Gezondheidsraad, 1995; publikatie nr 1995/06.

Preferred citation:

Health Council of the Netherlands: Committee on Risk measures and risk assessment. Not all risks are equal. The Hague: Health Council of the Netherlands, 1995; publication no. 1995/06.

auteursrecht voorbehouden

all rights reserved

ISBN: 90-5549-072-5

Inhoud

Samenvatting, conclusies en aanbevelingen *13*

Executive summary *19*

1 Inleiding *25*

1.1 Commissie en taak *25*

1.2 Werkwijze *26*

1.3 Opzet van het advies *26*

2 Achtergrond *27*

2.1 Besluiten in onzekerheid *27*

2.2 Het schatten van risico's *28*

3 Risico *31*

4 Omgaan met risico's *35*

4.1 Beleidsdocumenten *35*

4.2 Risicobenadering *36*

5 Kanttekeningen *43*

5.1 Beleidsnotitie *43*

5.2 Risico nader gekarakteriseerd *44*

5.3	Risico's vergelijken	46
5.4	Risico-acceptatie door toetsing aan getalsnormen	48
5.5	Risicobeheersing als dynamisch proces	56
5.6	Accumulatie van risico's	59
5.7	Risico's van verschillend niveau	60
5.8	Omgaan met risico's	60

6	Vragen en antwoorden	63
6.1	Individu versus populatie (vraag 1)	63
6.2	Criteria voor de beoordeling van agentia (vraag 2)	64
6.3	Beoordeling van gezondheidsschade (vraag 3)	65
6.4	Overlijden versus levensduurverkorting (vraag 4)	66
6.5	Ervaren van risico's (vraag 5)	67
6.6	'Natuurlijke' agentia (vraag 6)	68
6.7	Historische verontreiniging (vraag 7)	69
6.8	Ecotoxicologische risicobeoordeling (vraag 8)	70
6.9	Verwaarloosbaarheidsniveau (vraag 9)	70
6.10	Onzekerheden en normstelling (vraag 10)	71

Literatuur 73

Bijlagen 77

A	Taak van de commissie	79
B	Samenstelling van de commissie	85
C	Ontwikkelingen buiten Nederland: Verenigde Staten	87
D	Ontwikkelingen buiten Nederland: Verenigd Koninkrijk	99
E	Ontwikkelingen buiten Nederland: Noorwegen	109
F	Factoren van risicoperceptie	117
G	Oorzaak-gevolgketens	119

Samenvatting, conclusies en aanbevelingen

Risicobenadering in het milieubeleid

De notitie ‘Omgaan met risico’s (OmR), die de regering in 1989 als bijlage bij het Nationaal Milieubeleidsplan naar de Tweede Kamer zond, heeft ertoe bijgedragen dat de beoordeling en de beheersing van risico’s verbonden met milieufactoren in het centrum van de belangstelling zijn komen te staan. De in de notitie beschreven ‘risicobenadering in het milieubeleid’ stelt numerieke grenzen aan de mogelijke schade veroorzaakt door de blootstelling van mensen en ecosystemen, aan de ongevalsdreiging van industriële installaties, aan ioniserende straling en aan stoffen. Met deze grenzen, maximaal toelaatbare risiconiveaus genoemd, gaf de regering aan welke mogelijke schade zij nog toelaatbaar achtte. Tevens gaf zij aan op welk niveau zij meende dat verdere risicovermindering de moeite niet meer loont, de zogeheten verwaarloosbare risiconiveaus. De formulering en uitvoering van dit risicobeleid heeft onderzoek en discussie over de meest doeltreffende methode van risicobeheersing gestimuleerd en ook het besef van de invloed van milieufactoren op de gezondheid van mensen en ecosystemen vergroot.

Tussen 1989 en 1994 is de risicobenadering op onderdelen gewijzigd. Zo kwam de nadruk te liggen op de maximaal toelaatbare risiconiveaus en de afweging van de kosten van verdere risicoreductie tegen de baten daarvan (de zogeheten ALARA-benadering). Daarnaast werd, binnen de normering voor zeldzame maar ernstige ongevallen, in geval van andere, gewichtige belangen, ruimte geschapen voor uitzonderingen op het verbod op activiteiten die tot normoverschrijding leiden. Het

uitgangspunt van het beleid voor zover het de gezondheid van de mens betreft, te weten de normering op grond van de individuele sterftekans of de afwezigheid van toxische effecten in geval van niet-kankerverwekkende stoffen, en voor zover het de toestand van ecosystemen betreft het in stand houden van soorten, bleef onaangetast in het politieke debat.

Een commissie van de Gezondheidsraad bespreekt in dit advies de grondslag van de risicobenadering in het milieubeleid. Het advies is onderdeel van een tweeluik. In een vervolgadvisie zal de commissie nader ingaan op het proces van beoordeling van en besluitvorming over risico's. In de voorliggende rapportage geeft de commissie ook antwoord op de vragen die de minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer ter zake aan de Gezondheidsraad heeft gesteld.

Risico en risicomaten

De commissie gaat uit van een aanzienlijk ruimere opvatting van het risicobegrip dan het geval is in de notitie OmR. Zij omschrijft risico als de mogelijkheid, met een zekere mate van waarschijnlijkheid, van schade aan de gezondheid, aan het milieu en aan goederen, in combinatie met aard en omvang van die schade. De oorzaak van risico's is gelegen in menselijk handelen, en natuurprocessen of een combinatie van beide. De nadruk in dit advies ligt op schade aan de gezondheid en schade aan planten, dieren en ecosystemen. Zo opgevat is het risicobegrip veelomvattend: de mogelijke schade kan immers allerlei vormen aannemen, zowel naar aard en omvang als naar tijdstip en duur van optreden en naar mogelijkheden voor herstel.

Voor het nemen van beslissingen over de toelaatbaarheid van risico's en daarmee van het handelen dat eraan ten grondslag ligt, is een vereenvoudiging van het risicobegrip onvermijdelijk. In de risicobenadering in het milieubeleid wordt risico aanzienlijk beperkter gedefinieerd dan de commissie doet. Men volstaat met een beschrijving in termen van drie risicomaten die men aanduidt als: het individuele risico, het groepsrisico en het collectief risico voor ecosystemen. De eerste twee maten hebben betrekking op de kans op gezondheidsschade bij mensen, de laatste op de kans op schade aan soorten in ecosystemen. Volgens de notitie OmR laten risico's die samenhangen met grote ongevallen, met blootstelling aan ioniserende straling en met blootstelling aan stoffen in het milieu zich op basis van deze drie maten vergelijken.

De commissie meent dat in die benadering bij verscheidene risicoproblemen kenmerken buiten beschouwing blijven die voor de besluitvorming belangrijk zijn. Dat komt omdat effecten op de gezondheid van de mens zich niet steeds op sterfte laten herleiden, het effect waar het individueel risico en het groepsrisico zich bij de in de notitie OmR gegeven nadere uitwerking (met uitzondering van blootstelling aan

niet-kankerverwekkende stoffen) op richten. Daarnaast wordt het oordeel van betrokken partijen door meer dan alleen de kans op sterfte en de kans op aantasting van soorten bepaald. Bij dat oordeel spelen ook vrijwilligheid, vertrouwen, bedreigendheid e.d. een belangrijke rol, naast overwegingen inzake het nut van het handelen dat het risico veroorzaakt. Deze aspecten worden in de OmR-benadering niet voldoende door de drie risicomaten van de notitie OmR gerepresenteerd. Dat leidt er toe dat de risicobeoordeling langs de lijn van de risicobenadering in het milieubeleid in een aantal gevallen zodanig tekortschiet dat ze geen goede grondslag voor besluitvorming en het treffen van risicobeheersingsmaatregelen oplevert.

Toetsing aan getalsnormen

In de risicobenadering in het milieubeleid worden beslissingen over de toelaatbaarheid van risico's genomen op grond van op de drie maten gestelde getalsnormen. Deze maximaal toelaatbare risiconiveaus hebben een gelijke waarde voor de kans om door een ongeval in een bepaalde installatie dodelijk te worden getroffen, voor de kans op overlijden aan kanker door blootstelling aan straling uit een welomschreven bron en voor de kans op overlijden door blootstelling aan een bepaalde kankerverwekkende stof, te weten: 1 op een miljoen per jaar van blootstelling. Het hoogste niveau waarbij blootstelling aan een toxische stof geen effect geeft, wordt *beleidsmatig* hieraan gelijkgesteld. Voor de bescherming van ecosystemen door een van deze 'agentia' is de norm dat 95 procent van de soorten onaangetast moet blijven. De commissie meent dat het invoeren van gelijke getalsnormen geen gelijke mate van bescherming garandeert, zoals wel werd beoogd. Dat komt omdat, zoals aangegeven, ook andere risicokenmerken dan de drie beschouwde van belang kunnen zijn voor de mate van bescherming in een concrete situatie, en omdat de genoemde maten volgens de in de notitie OmR gegeven nadere uitwerking van geval tot geval kunnen verschillen.

Aan het maximaal toelaatbare risiconiveau en de van dit niveau afgeleide normen is als beslisregel verbonden: overschrijding van de norm is niet toelaatbaar. Handelen dat die overschrijding veroorzaakt, wordt, althans in principe, niet toegestaan. Normoverschrijding veroorzaakt door vroeger handelen vereist interventie. De commissie ziet dit als een rigide benadering waarbinnen, althans formeel, slechts in zeer beperkte mate ruimte is om het economische en sociale nut van risicodragend handelen in de beschouwing te betrekken. Meer flexibele beslisregels en een gedifferentieerd stelsel van normen kunnen naar de mening van de commissie recht doen aan het onderscheid tussen verschillende vormen van handelen, activiteiten en situaties. Dit kan leiden tot een betere prioriteitstelling en tot adequate niveaus van bescherming.

Groepsrisico

Het groepsrisico is - in de notitie OmR - de kans op het overlijden van een groep van tien of meer personen binnen korte tijd ten gevolge van een ongeval. Deze risicomat is ingevoerd om 'sociale ontwrichting' tot uitdrukking te brengen. De commissie meent dat de sociale ontwrichting na een ernstig ongeval maar in zeer beperkte mate door het groepsrisico tot uitdrukking wordt gebracht, zoals ook blijkt uit een in opdracht van het Ministerie van VROM verricht onderzoek. Naast het aantal slachtoffers zijn onder meer het onbruikbaar raken van huizen voor bewoning en van land voor landbouw en veeteelt relevante kenmerken van ontwrichting. Voor het groepsrisico is een getalsnorm vastgesteld die omgekeerd evenredig is met het kwadraat van het aantal dodelijk getroffen slachtoffers: de maximaal toelaatbare kans op een ongeval met tien maal zoveel slachtoffers moet honderd maal zo klein zijn. Door middel van het groepsrisico wordt bij de risicobeoordeling het aantal mogelijke slachtoffers betrokken, een kenmerk dat een belangrijke rol speelt bij het oordeel van mensen over risico's. De wijze waarop de hoogte van de norm afhangt van het aantal slachtoffers is echter niet door empirisch onderzoek naar risicoperceptie onderbouwd. Tenslotte meent de commissie dat de afbakening van het gebied waarbinnen de slachtoffers vallen, nadere aandacht behoeft. Dat geldt in het bijzonder bij toepassing van het groepsrisico op andere vormen van handelen dan het in bedrijf houden van vaste industriële installaties; een voorbeeld is het transport.

Risicobeheersing

Bij risicobeheersing, waarbij de aandacht primair is gericht op het voorkomen van schade en verlies, gaat het in de eerste plaats om het vergelijken van opties voor handelingen, processen of technieken, het kiezen van de meest doelmatige optie, en om het treffen van voorzieningen om niet meer te voorkomen schade zo klein mogelijk te houden, in het bijzonder bij ernstige ongevallen. Toetsing van risicokenmerken aan getalsnormen voor bijvoorbeeld een stofconcentratie, een stralingsdosis of de berekende kans op ongevallen van een bepaalde aard en omvang speelt vooral een signalerende rol en kan antwoord geven op de vraag 'zijn we met risicobeheersing op de goede weg?'. Het voldoen aan dergelijke normen is volgens de commissie niet een teken dat de mate van risicobeheersing 'goed genoeg' is; dat zou een ontkenning in houden van het dynamische karakter van risicobeheersing en ten onrechte het toelaatbaar achten van risico gelijkstellen met het accepteren van schade. De commissie tekent daarbij aan dat het overschrijden van getalsnormen die vanuit een preventief oogpunt zijn opgesteld, geen informatie geeft over het mogelijk optreden van schade.

Schaalniveaus

De risicobenadering in het milieubeleid had de ambitie om ook andere vormen van ‘milieurisico’s’ te omvatten. De notitie OmR noemt blootstelling aan geluid, geur en genetisch gemodificeerde organismen en verwijst ook naar aantasting van het milieu op mondiale schaal. Zo’n ambitie vereist dat de ‘gelaagdheid’ van de risicoproblemen, zowel naar ruimte en tijd als naar complexiteit beter wordt onderkend. Aan aantasting van het klimaat op mondiale schaal kan men zeer wel risicobeschouwingen wijden, maar deze vereisen een geheel ander stelsel van kenmerken, aan die kenmerken verbonden maten en criteria om met de grote onzekerheden om te gaan dan de beoordeling van het stralingsniveau aan de straatzijde van een röntgenkamer in een ziekenhuis.

Risicoschatting

Voor risicobeoordeling zijn risicoschattingen noodzakelijk. Zo’n risicoschatting heeft kwalitatieve en kwantitatieve kenmerken en wordt gemaakt met behulp van modellen en oordelen van deskundigen. Met enige zorg heeft de commissie kennis genomen van initiatieven van de overheid om de te gebruiken modellen dwingend voor te schrijven. Voor routine-beslissingen is dat mogelijk aanvaardbaar, maar voor meer gecompliceerde situaties bestaat dan het gevaar dat men de ‘werkelijkheid aan het model aanpast’ in plaats van omgekeerd. Dat klemt des te meer omdat de onzekerheid in het model vaak de meest ongewisse van de diverse vormen van onzekerheid is en zelden in maat en getal is uit te drukken. De commissie ondersteunt wel de wens van de overheid om ‘goede’ modellen te onderscheiden van ‘slechte’ en om lijn te brengen in het afleiden van modelparameters. Zij meent dat daarom elke risicoschatting vergezeld dient te gaan van een argumentatie waarin de keuze van een model wordt onderbouwd. In dat verband mist de commissie in de risicobenadering in het milieubeleid een beschouwing over de wijze waarop met onzekerheden in risicoschattingen moet worden omgegaan, in het bijzonder bij het afleiden van en het toetsen aan getalsnormen.

Ontwikkelingen elders

In bijlagen bij het advies belicht de commissie ‘omgaan met risico’s’ in de VS, het VK en Noorwegen. Zij meent dat bij de verdere ontwikkeling van de ‘risicobenadering’ van deze elders levende inzichten kan worden geleerd. Dat geldt voor de integratie van aandacht voor risicobeheersing in de bedrijfsorganisatie en de nadruk op de kwaliteit

van de organisatie, zoals die in de Noorse regelgeving voor de 'off shore'-industrie vorm heeft gekregen, en thans ook in andere industrietakken wordt doorgevoerd.

In de VS krijgen methoden om risico's op wetenschappelijk en maatschappelijk aanvaardbare wijze te rangordenen ('comparative risk analysis') volop de aandacht. Deze aanpak beoogt onder meer te komen tot een betere verdeling van prioriteiten bij de overheid; prioriteitsstelling is ook in Nederland een centrale vraag en werd uitdrukkelijk als doelstelling van de risicobenadering in het milieubeleid genoemd. Wel komen in de VS vragen van een maatschappelijk karakter, zoals de billijkheid van de verdeling van risico's over de diverse sociaal-economische bevolkingsgroepen, bij de vergelijkende risico-analyse steeds centraler te staan. Rangordening alleen is niet genoeg voor het stellen politieke prioriteiten.

De systematiek van de 'tolerability of risk'-benadering van de Britse Health and Safety Executive vertoont belangrijke overeenkomsten met die van de notitie OmR. Interessant is echter dat men in die benadering de risiconormen, in termen van de kans op een bepaald effect, slechts een indicatieve waarde toekent. Normen voor, bijvoorbeeld, blootstellingsparameters die worden afgeleid uit risiconormen, moeten 'practicable' zijn. De Britse aanpak is daardoor flexibeler en gemakkelijker toepasbaar in uiteenlopende situaties.

Vragen van de minister van VROM

Hoofdstuk 6 van het advies bevat de antwoorden op de vragen van de minister van VROM. Die antwoorden grijpen terug op de kanttekeningen in de eerdere hoofdstukken. Karakteristiek in de beantwoording en in het advies in het algemeen is dat de commissie waarschuwt tegen al te sterke vereenvoudigingen die mogelijk tot maatschappelijk omstreden of ongewenste beslissingen leiden en dus ook het gezondheids- en milieubelang niet dienen. Van belang is dat vereenvoudigingen inzichtelijk worden gemaakt. In haar vervolgadvisie zal zij deze gezichtspunten nader uitwerken.

Executive summary

Health Council of the Netherlands: Committee on Risk measures and risk assessment. Not all risks are equal. The Hague: Health Council of the Netherlands, 1995; publication no. 1995/06.

The environmental risk management approach

The policy document ‘Premises for risk management’ (OmR*) sent by the Netherlands Government to Parliament in 1989 as appendix to the National Environment Plan has been instrumental in moving environmental risk assessment and management into the centre of interest. The ‘environmental risk management approach’ described in the policy document offers numerical limits for possible damage caused by exposure of people and ecosystems to major industrial hazards, to ionising radiation and to substances. With these limits, termed maximally tolerable risk levels, the Government specified what possible damage was considered to be tolerable. In addition to the maximally tolerable risk levels the Government also established at what risk level it considers further reduction of risk was no longer worthwhile, the so-called negligible risk levels. The formulation and practice of this risk policy has stimulated research and discussion about the most effective method of risk management and at the same time has increased awareness of the influence of environmental factors on the health of people and ecosystems.

Between 1989 and 1994 the environmental risk management approach was modified. Emphasis was placed on maximally tolerable risk levels and on the balance between the costs of further risk reduction and its benefits (the so-called ALARA approach). Furthermore, activities that lead to norms for seldom occurring but serious

* OmR is the abbreviation of ‘Omgaan met risico’s’, the title in Dutch of the policy document.

accidents being exceeded, are no longer automatically banned in situations in which other, major interests are involved. Basic policies - as far as human health is concerned, the establishment of norms based on individual mortality and, as far as ecosystems are concerned, the maintenance of species - were not affected by the public debate.

A committee of the Health Council discusses in this advisory report the basis of the risk management approach in Dutch environmental policy. The report is one of a pair; in a follow-up report the committee will elaborate on the process of assessing and decision making as to risks. In the present report the committee also responds to the questions the Minister of Housing, Spatial Planning and the Environment has directed to the Health Council.

Risk and risk measures

The committee takes a view of the concept of risk much broader than that used in the OmR-document. It considers 'risk' as the possibility, with a certain degree of probability, of damage to health, environment and goods, in combination with the nature and magnitude of the damage. The causes of risk are action by man, natural events or combinations of these. In this report emphasis is placed on damage to health and damage to plants, animals and ecosystems. The proposed concept of risk is rather broad; possible damage can take all kinds of forms, with respect to type as well as to magnitude, to time of occurrence as well as to duration and to possibilities of recovery.

Simplification of the concept of risk is unavoidable when decisions are made about the tolerability of risks and therefore about associated actions. In the environmental risk management approach of the Netherlands Government, risk is interpreted in a much more restricted manner than it is by the committee. A description in terms of three risk measures is considered sufficient: individual risk, group risk and the collective risk for ecosystems. The first two measures relate to damage to human health, the third to the possibility of damage to species in ecosystems. According to the OmR-document it is possible to compare risks related to major accidents, to exposure to ionising radiation and to substances in the environment by applying these three measures.

The committee feels that this approach excludes consideration of several important characteristics of various risk problems. Effects on human health cannot always be expressed in terms of mortality: mortality is the effect used in the OmR-document in specifying individual risk and group risk. Furthermore, the judgement of the parties involved is determined by more than merely the chance of death and the chance of affecting species. In such a judgement process, voluntariness, confidence, dread, etc.

are important in addition to considerations related to the societal benefits of the particular action that causes the risk. These aspects are not sufficiently taken into account by the three risk measures presented in the OmR-document. It follows that risk assessment according to the Dutch environmental risk management approach is in certain instances inadequate, i.e. in those instances it does not provide an adequate basis for decisions on the tolerability of the risk and on risk management measures.

Numerical norms

In the Dutch environmental risk management approach decisions concerning the tolerability of risks are taken based on numerical norms established for the three measures. These maximally tolerable risk levels have an equal value for the probability of being killed due to an accident in a certain installation and for the probability of death from cancer due to exposure to radiation from a well-defined source and from cancer due to a specific carcinogenic substance: 1 in a million per year of exposure. The highest level at which exposure to a toxic substance is without effect is - in terms of policy - considered equal to this value. For the protection of ecosystems from damage by one of these agents it was established as norm that 95 percent of the species must not be affected. The committee is of the opinion that the introduction of equal numerical norms does not guarantee an equal degree of protection, contrary to the policy objectives. This is due to the importance, in a concrete situation, of risk attributes other than the three considered and because the elaboration of the measures proposed in the OmR-document can differ between cases.

It has been taken as a decision rule, that exceeding the norm established on the basis of the maximally tolerable risk level is not allowed. In principle, actions that cause exceeding of the norm value are not permitted. Exceeding of the norm because of earlier actions demands intervention. This is a rigid system that, in a formal sense, allows only very limited possibilities for considering the economic and social benefits of risk-bearing acts. The committee feels that more flexible decision rules and a differentiated system of norms can better do justice to the differences between varying forms of actions, activities and situations. This could lead to an improved set of priorities and to adequate levels of protection.

Group risk

In the OmR-document group risk is the probability of death of a group of ten or more persons within a short period of time due to an accident. This risk measure has been introduced to express societal disruption. The committee is of the opinion that societal disruption after a serious accident is expressed only to a very limited extent by the risk

measure group risk, as is also apparent from a study performed at the request of the Department of Housing, Spatial Planning and the Environment. In addition to the number of victims, a.o., houses becoming unusable to live in and land becoming unfit for agriculture are relevant characteristics of societal disruption. The maximally tolerable level associated with group risk is specified in a form that is inversely proportional to the square of the number of victims that were fatally affected: the maximally tolerable probability of an accident with ten times the number of victims should be one hundred-fold smaller. Use of group risk aims at taking into account the possible number of victims; a characteristic that plays an important role when people decide about risks. The manner in which the norm depends on the number of victims is, however, not supported by empirical studies of risk perception. Finally, the committee feels that the delimitation of the area within which the victims are taken into account requires further attention, especially in case of risks association with non-stationary hazards like transport activities.

Risk management

Risk management that aims primarily at prevention of damage or loss involves in the first place a comparison of options, processes or techniques, the choice of the most suitable option, and, the creation of provisions to minimise inevitable damage, particularly in cases of serious accidents. Testing and comparing to numerical norms for, e.g., a concentration of a substance, a radiation dose or an estimated probability of accidents of a certain type and magnitude play mainly a signalling or cautionary role and can provide an answer to the question: is the risk management system functioning properly? The committee feels that satisfying these kinds of norms is not an indication that a sufficient degree of risk reduction has been reached; this would imply a denial of the dynamic character of risk management and wrongly equate tolerating a given risk to accepting a certain damage. The committee further notes that exceeding a norm that has been established for prevention purposes, does not provide information on the possible damage.

Levels of scale

It was envisaged that the Dutch environmental risk management approach would also encompass other forms of environmental risks. The OmR-document mentions exposure to sound, odour and genetically modified organisms and also points to global climate change. This kind of objective requires that the stratification of the risk problems with respect to space and time, but also with respect to complexity should be better appreciated. Global climate change can be important topics for risk analyses, but these

analyses require a totally different set of attributes, measures related to these attributes and criteria to deal with the great uncertainties involved - than does the assessment of radiation levels in the street running along the x-ray room of a hospital.

Estimating risk

Risk assessment requires risk estimates. Risk estimation has qualitative and quantitative characteristics and involves models and expert judgement. The committee is concerned about the intention of the Government to impose the use of particular models. This could be acceptable for routine decisions, but there is the danger that for more complicated cases reality is adapted to model rather than *vice versa*. This is all the more a cause for concern because model uncertainty dominates the uncertainty in a risk estimate and rarely can be expressed in a quantitative form. The committee does support the desire by the Government to distinguish between 'good' and 'bad' models and to follow, as much as possible, a standardised approach when deriving model parameters. This is why the committee feels that each risk estimate should be accompanied by a discussion justifying the choice of model. In this connection, the committee notes in the Dutch environmental risk management approach, the lack of discussion about how to deal with uncertainties in risk estimates, in particular when numerical norms are derived and tested.

Developments elsewhere

In appendices to its report the committee discusses the risk management approaches in the United States, the United Kingdom and Norway. The committee concludes that much can be learned regarding the further development of the risk management policy, from the views held elsewhere. This is particularly the case with respect to the integration of risk management awareness in all operations and the attention to the quality of the organisation, that has been specified in the Norwegian regulations for the off shore industry, and that are also being applied in other branches of industry.

In the US methods of ranking risks in a manner that is scientifically and socially acceptable ('comparative risk analysis') are being studied. Comparative risk analysis is intended to improve the setting of priorities by the regulatory agencies; in The Netherlands setting priorities is a key question too and was explicitly mentioned as an aim of the environmental risk management approach. In the US comparative risk projects the focus appears to shift from risk ranking to questions on the distribution of risk between socio-economic population groups (questions on 'environmental equity' or 'environmental justice'). Risk ranking as such is not sufficient in determining political priorities.

The ‘tolerability of risk’ approach of the British Health and Safety Executive shows strong similarities to that of the OmR-document. It is interesting that in this approach the norms for risk in terms of the probability of a certain effect only receives an indicative value. Norms for, e.g., exposure parameters derived from risk norms, must be ‘practicable’. This implies that the derivation of a norm that is in agreement with the ‘just tolerable’ risk level can differ from that in line with a ‘broadly acceptable’ level. The British approach is therefore more flexible and can be applied more readily in different situations.

Questions of the minister of the environment

Chapter 6 of the report offers the replies to the questions asked by the Minister of Housing, Spatial Planning and the Environment. The replies refer to the comments made in the other chapters. The emphasis in the replies, and in the report in general, is on cautioning against too many simplifications which could possibly lead to socially controversial or undesirable decisions and thus do not work in the interest of public health and of the environment. It is important that simplifications are being made in an explicit way. The committee will elaborate further on these views in the report that is to follow.

Inleiding

1.1 Commissie en taak

In mei 1991 nodigde de voorzitter van de Gezondheidsraad diverse deskundigen uit om zitting te nemen in de Commissie 'Risicomaten en risicobeoordeling', hierna te noemen de commissie. In zijn brief verzocht hij de commissie te adviseren over mogelijkheden en beperkingen van een beoordelingssysteem voor de risico's van uiteenlopende activiteiten zoals dat in de notitie 'Omgaan met risico's' (TK89b) was voorgesteld. Hij meende dat er, nu het in de notitie (en de voorloper ervan) uiteengezette beleid enige tijd in praktijk was gebracht, voldoende reden was om de uitgangspunten en de aannamen aan een toetsing te onderwerpen. De commissie, waarvan de samenstelling in bijlage B is vermeld, begon haar werkzaamheden in september 1991.

Vervolgens ontving de voorzitter van de Gezondheidsraad in oktober 1991 de 'Adviesaanvraag Omgaan met risico's' met een verzoek van de minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer om een oordeel van de Gezondheidsraad over de "risicobenadering in het milieubeleid". De minister wilde over tien punten in het bijzonder de zienswijze van de Raad vernemen. De voorzitter breidde de taak van de commissie uit met het beantwoorden van deze adviesaanvraag.

De uitnodigingsbrief van de voorzitter van de Gezondheidsraad, de adviesaanvraag van de minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer en het verzoek van de Raadsvoorzitter om die adviesaanvraag te beantwoorden zijn opgenomen in bijlage A.

1.2 Werkwijze

Op verzoek van de voorzitter van de Gezondheidsraad legt de commissie haar bevindingen in twee afzonderlijke adviezen neer. In het voorliggende advies beschouwt zij de grondslag van de 'risicobenadering in het milieubeleid' en beantwoordt ze de vragen van de minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. In een tweede rapport zal de commissie nader ingaan op aspecten van het proces van beoordeling van en besluitvorming over risico's voor de gezondheid van mens en milieu.

Het onderhavige advies van de commissie heeft een globaal karakter: het omvat zowel beschouwingen over de bedreiging van de gezondheid van de mens als de mogelijke schade aan planten en dieren en de aantasting van functies van ecosystemen, zonder echter in detail op de schademechanismen in te gaan. Veel van de kanttekeningen bij de risicobenadering gaan over de bedreiging van de gezondheid van de mens. Voor een gedetailleerde bespreking van de bepaling van de risico's voor ecosystemen door de aanwezigheid van toxische stoffen in het milieu verwijst ze naar het in 1994 verschenen advies van een andere commissie van de Gezondheidsraad (GR94a).

Het globale karakter van het advies maakt ook dat bepaalde onderdelen van het overheidsbeleid gericht op het beheersen van milieurisico's relatief onderbelicht blijven. Dat is bijvoorbeeld het geval met het stoffenbeleid zoals dat op nationaal en internationaal niveau wordt gevoerd. Ook uit de selectie van voorbeelden van risicobeschouwingen buiten Nederland blijkt dat. De commissie heeft zich daarbij gericht op beschouwingen over het *proces* van risicobeoordeling en -beheersing.

1.3 Opzet van het advies

Na een korte schets van de achtergronden van het milieurisicovraagstuk in Nederland (hoofdstuk 2), en een beschouwing over het begrip risico (hoofdstuk 3), bespreekt de commissie in de hoofdstukken 4 en 5 de risicobenadering in het milieubeleid zoals die in notitie 'Omgaan met risico's' en in latere beleidsstukken is beschreven. Hoofdstuk 4 vat de risicobenadering samen, terwijl de commissie in hoofdstuk 5 haar commentaar verwoordt. Zij stelt zich daarbij de vraag: berust de notitie op een consistente basis van concepten en begrippen? In hoofdstuk 6 worden de vragen van de minister beantwoord.

De commissie is zich er bij het opstellen van het advies terdege van bewust geweest dat de notitie 'Omgaan met risico's' geen wetenschappelijke verhandeling is,

maar een *beleids*document. Wel heeft zij onderkend dat is gepoogd het beleid op een wetenschappelijke basis te schoeien.

Hoofdstuk 2

Achtergrond

2.1 Besluiten in onzekerheid

De risicobenadering in het milieubeleid kan beschouwd worden als een reactie van de Nederlandse overheid op het debat over toelaatbaar risico. Met dit milieurisicobeleid geeft de regering uitvoering aan een grondwettelijke taak: bescherming van de gezondheid van de mens en bescherming van het milieu. De risicobenadering is te beschouwen als antwoord op de vraag: welk risico is toelaatbaar te achten? Ze omvat randvoorwaarden voor menselijk handelen dat mogelijk tot schade leidt, met als uiteindelijk doel het bereiken van een gewenst beschermingsniveau. Daarmee stelt de overheid zich onvermijdelijk voor de vraag: hoe kunnen de uit oogpunt van gezondheids- en milieubescherming te stellen eisen, op korte of langere termijn, in balans worden gebracht met het bereiken van andere doeleinden, bijvoorbeeld het vergroten van de welvaart en de werkgelegenheid?

Bij het besluiten over de toelaatbaarheid van bepaalde risico's en daarmee over de toelaatbaarheid van handelen dat die risico's veroorzaakt, is de overheid gebonden aan wettelijk verankerde procedures. Die procedures moeten waarborgen dat de betrokken maatschappelijke partijen hun vaak conflicterende belangen naar voren kunnen brengen en dat daarmee op geordende wijze rekening kan worden gehouden. Een ordelijke besluitvormingsprocedure is ook nodig, omdat beslissen over de toelaatbaarheid van risico's beslissen in onzekerheid is. De kern van het door haar

gehanteerde risicobegrip, zoals de commissie in het volgende hoofdstuk nader zal toelichten, is dat menselijk handelen schade aan de gezondheid van de mens en aan het milieu kan aanrichten, maar dat over aard, omvang en tijdstip van de schade alleen onzekere uitspraken kunnen worden gedaan.

De kernvragen waarvoor de overheid zich bij het besluiten over de toelaatbaarheid van risico's en daarmee over risico-aanvaarding gesteld ziet, zijn:

- Rechtvaardigt het maatschappelijk belang van het handelen dat risico's veroorzaakt, de aard en omvang van die risico's?
- Wat zijn de te beschermen objecten? Waardoor worden ze bedreigd?
- Welk niveau van bescherming moet worden geboden?
- Hoe kan dit beschermingsniveau worden bereikt? Welke middelen zijn daarmee gemoeid? Is het verbeteren van het beschermingsniveau de moeite waard?

Deze vragen roepen verscheidene deelvragen op. Bijvoorbeeld: Gaat het om bescherming van het leven van individuele burgers of van een zekere sociale structuur? Als het om individuele levens gaat, gaat het dan om verkleining van overlijdenskansen of om verlenging van de levensduur of om verlenging van het aantal jaren 'gezond leven'? Als het om overlijdenskansen gaat, moet daarbij dan onderscheid worden gemaakt tussen meer en minder kwetsbare personen, en tussen mensen die tegelijk ook profijt trekken van de risicodragende activiteit en anderen waarvoor dit niet geldt? Het beantwoorden van dergelijke vragen is zelden eenvoudig, ook al omdat de benodigde kennis veelal beperkt is. Dat is bijvoorbeeld het geval bij het beoordelen van de mogelijke schade aan ecosystemen. Voor een goed gefundeerde vertaling van de wens om structuur en functies van ecosystemen te beschermen in maatregelen, ontbreekt de wetenschappelijke kennis goeddeels (GR94a).

In het kader van de risicobenadering in het milieubeleid zijn verscheidene van deze vragen in eerste aanleg beantwoord. Het antwoord op andere is echter nog open, terwijl de laatstgenoemde kernvraag (is de betere bescherming de moeite waard?) vrijwel geheel buiten beschouwing is gebleven.

2.2 Het schatten van risico's

Het debat over 'toelaatbaar risico' heeft zich sedert 1976 verbreed, verbreed en verdiept (zie Vle90 voor een beknopt overzicht). De nadruk lag aanvankelijk vooral op de analyse van het mogelijke optreden van ernstige ongevallen in industriële installaties. Veiligheid van kerncentrales en van grote industriële complexen, zoals in de Rijnmond, waren belangrijke studie-objecten. Centrale vragen waren: kunnen in veiligheidsstudies kans en aard van ongevallen op voorhand worden geschat en beoordeeld, wat is de betrouwbaarheid van de uitkomsten van dergelijke analyses, hoe

moeten de resultaten worden gepresenteerd en lenen ze zich voor toetsing aan normen? Het Nederlandse risico-onderzoek richtte zich niet alleen op de technische risico-analyse. Vanuit sociaal-wetenschappelijk perspectief trachtte men na te gaan hoe mensen het wonen en werken nabij grootschalige industrieën ervaren en hoe zij oordelen over de risico's daarvan (zie o.a. Sch87).

Een ander onderwerp van onderzoek en maatschappelijke discussie vormden de gevolgen voor de gezondheid van blootstelling aan stoffen en straling. Bij het aanbevelen van wat thans gezondheidskundige advieswaarden voor blootstelling aan deze agentia worden genoemd, heeft de Gezondheidsraad een belangrijke rol gespeeld (GR77, GR85, GR88). Voor de blootstelling aan stoffen op de arbeidsplek vormden de aanbevelingen van de 'Werkgroep van Deskundigen' het uitgangspunt (MAC76, MAC78, MAC86).* De maatschappelijke discussie over straling heeft sedert het begin van de jaren 70 sterk in het teken van de kernenergie-discussie gestaan.

Ook met betrekking tot het onderzoek naar hinder van geluid en van geur heeft Nederland een traditie opgebouwd (GR94b, TK92c). De notitie OmR maakt melding van de ambitie om deze vormen van hinder onder de risicobenadering te brengen. Tot op heden is dat niet gebeurd.

Daarnaast kan gewezen worden op de in Nederland ontwikkelde methoden om het risico van stoffen voor ecosystemen te karakteriseren op grond van ecologische en ecotoxicologische gegevens. Voor deze methoden bestaat internationaal grote belangstelling.

Hierboven kwamen al enkele adviezen van de Gezondheidsraad ter sprake waarin het beheersen van milieurisico's aan bod komt. De commissie verwijst in dit verband naar:

- Milieugevaarlijke stoffen (GR82)
- Externe veiligheid (GR84a)
- Stralingsbescherming in Nederland (GR84b)
- Uitgangspunten voor normstelling (GR85)
- Ecotoxicologische risico-evaluatie van stoffen (GR88)
- Herbezinning kernenergie (GR89a)
- Ecologische normen waterbeheer (GR89b)
- Ecotoxicologische extrapolatiemethoden (GR91a)
- Stralingsrisico's (GR91b)
- Stoffen uniform beoordelen (GR93)
- Geluid en gezondheid (GR94b)
- Principes van stralingsbescherming (GR94c)
- Integrale normstelling stoffen (GR95).

* Met ingang van 1 januari 1994 is de Werkgroep van Deskundigen een commissie van de Gezondheidsraad.

Bij het formuleren en het verder uitwerken van de risicobenadering in het milieubeleid is van deze documenten gebruik gemaakt.

Ook buiten Nederland werd gedebatteerd over de veiligheid van industriële installaties en over de schade die straling en stoffen aan de gezondheid van de mens en aan het milieu kunnen toebrengen. De commissie wijst in het bijzonder op ontwikkelingen in de Verenigde Staten van Amerika, het Verenigd Koninkrijk en Noorwegen. In de bijlagen C, D en E belicht zij enkele van deze ontwikkelingen.

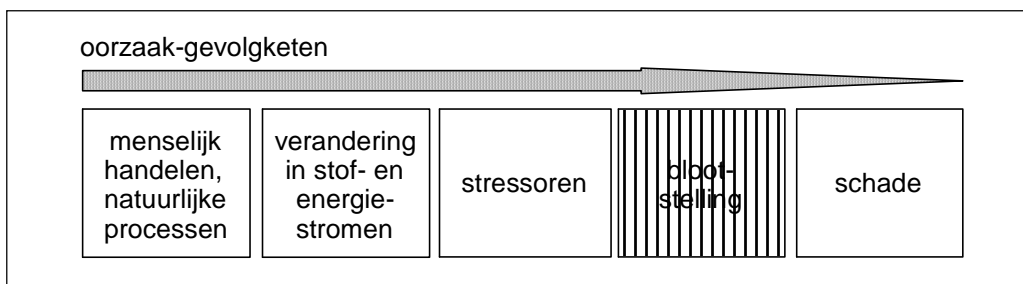
Risico

Risicobeoordeling en risicobeheersing zijn te beschouwen als twee fasen van een proces gericht op het voorkomen of beperken van mogelijke schade of verlies aan de gezondheid, het milieu en aan goederen. Wil men dat proces op rationele wijze doorlopen, dan moeten risico's worden geanalyseerd, moet de omvang ervan worden geschat en moet de uitkomst van die analyse en schatting zo worden gepresenteerd dat ze bruikbaar is voor het nemen van beleidsbeslissingen.

Risico

Aan menselijk handelen, aan natuurprocessen, en aan combinaties van beide zijn onvermijdelijk risico's verbonden. Risico omschrijft de commissie als de mogelijkheid, met een zekere mate van waarschijnlijkheid, van schade aan de gezondheid, aan het milieu en aan goederen, in combinatie met aard en omvang van die schade.

Om risico's te kunnen beoordelen beschouwt men veelal oorzaak-gevolgketens (figuur 1). Vanuit een natuurwetenschappelijke invalshoek bezien, vangt zo'n keten aan met menselijk handelen en natuurprocessen die, al dan niet in onderlinge wisselwerking, stof- en energiestromen beïnvloeden. Het voorliggende advies richt zich vooral op de invloed van menselijk handelen. Dit handelen kan aanleiding geven tot schade en verlies, die ontstaan door inwerking van stressoren - belastende factoren - op mens en milieu. De figuur introduceert stressoren als een gevolg van verandering van stof- en energiestromen. Het gaat onder meer om geluidniveaus en concentraties



Figuur 1 Oorzaak-gevolgketen voor het beschrijven en analyseren van risico's.

van stoffen in water, bodem en lucht die bij blootstelling de gezondheid en het milieu bedreigen of aantasten. Menselijk handelen kan ook op zich als bedreigend worden ervaren en zo de gezondheid beïnvloeden. Het handelen vormt dan zelf de stressor; voorbeelden daarvan zijn technologisch complexe installaties of verkeer.

Voor verscheidene risicoproblemen is het nodig om het samenlopen van diverse oorzaak-gevolgketens te beschouwen, bijvoorbeeld in het geval van de luchtverontreiniging: keten voor autoverkeer, keten voor industriële lozingen, e.d. Omgekeerd kan een analyse gebaat zijn bij het opsplitsen van een keten in delen; zo genereert een energiecentrale geluid en afvalwarmte waarvan men de mogelijke schade afzonderlijk kan beoordelen. In bijlage G geeft de commissie enkele voorbeelden van oorzaak-gevolgketens.

In de opvatting van de commissie is risico een veelomvattend begrip. De schade kan immers uiteenlopende vormen aannemen, zowel wat betreft aard, ernst als waarschijnlijkheid van optreden. Daar komt nog bij dat het niet mogelijk is oorzaak-gevolgketens en daarmee risico's te isoleren en los te beschouwen van de fysieke en sociale omgeving. Het maakt bijvoorbeeld verschil of men gevaarlijke stoffen vrijzet in een tropisch, dan wel een arctisch milieu. Wetgevingssystemen en cultuur zijn van invloed op de mogelijkheden en effectiviteit van risicobeheersingsmaatregelen en daarmee op de risico's. Verder is ook de context van het handelen en de waardering van het nut van het handelen van invloed op het oordeel van de diverse betrokken partijen over het risico. Van belang blijkt bijvoorbeeld de mate van vrijwilligheid te zijn waarmee blootstelling aan de stressoren plaatsvindt en de mate waarin de betrokken partijen menen dat de mogelijke schadelijke gevolgen van de handelingen beheersbaar zijn.

Sommige aspecten van risico's zullen wel en andere niet in maat en getal zijn uit te drukken. Veelal zal het noodzakelijk zijn om het risicobegrip te vereenvoudigen door bepaalde aspecten ervan buiten beschouwing te laten. De mate waarin dat is geoorloofd in het licht van een adequate risicobeheersing, zal van geval tot geval verschillen. Het voordeel van een ruime omschrijving van het risicobegrip is dat dat 'vanzelfsprekend' leidt tot het bieden van inzicht in de gemaakte vereenvoudigingen.

Risicobepaling en risicobeheersing

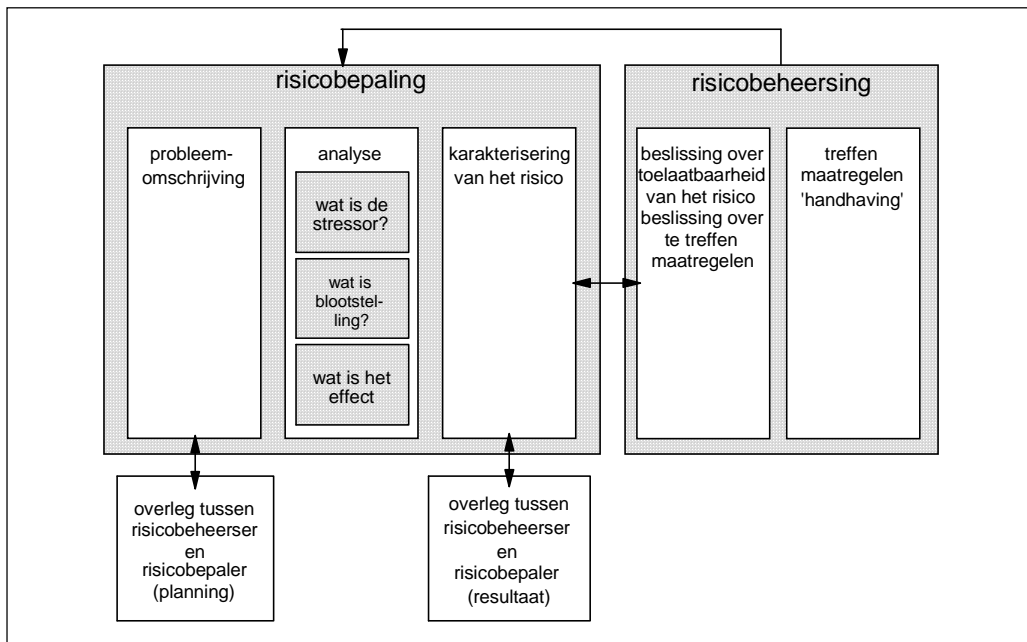
Met de risicobenadering in het milieubeleid beoogt de Nederlandse overheid de risico's die samenhangen met de invloed van milieufactoren* (de stressoren uit figuur 1) te beperken. Zoals ook uit de diverse beleidsdocumenten blijkt, bestaat risicobeheersing uit het beslissen over de toelaatbaarheid van de handelingen die het risico veroorzaken, of over de noodzaak bescherming te bieden tegen bepaalde natuurprocessen, en uit het beslissen over en treffen van maatregelen om het risico binnen de aanvaarde perken te houden en zo mogelijk verder te verminderen.

Risicobeheersing door de overheid omvat een afweging door de beleidsverantwoordelijken van de sociale en economische kosten van mogelijke schade aan mens en milieu en van schadepreventie tegen de mogelijke voordelen van de risico-veroorzakende handelingen. Daarbij zal de overheid ook rekening houden met risicoperceptie door groepen uit de bevolking, dat wil zeggen met oordelen onder de bevolking over de desbetreffende risico's. Om op een rationele wijze tot risicobeheersing te komen is het nodig het risico in kaart te brengen. Onder risicobepaling verstaat de commissie het analyseren van risico, het schatten van de omvang ervan en het presenteren van de resultaten in een vorm die voor risicobeheersing geëigend is. Tot risicobepaling behoort ook het analyseren van het effect van diverse alternatieve maatregelen voor risicobeheersing. Dat laatste gebeurt ten dele trapsgewijs. Op grond van een eerste risicoschatting zal de risicobeheerser behoefte hebben aan een voorspelling van de effectiviteit van bepaalde maatregelen. Bij ingewikkelde problemen kan het proces van risicobepaling-risicobeheersing verscheidene malen worden doorlopen.

Risicobepaling is veelal een activiteit van deskundigen, die, voor wat betreft de probleemstelling en de risicokarakterisering, in nauwe samenspraak met de risicobeheersers moet plaatsvinden. Het is immers de risicobeheerser of de beleidsverantwoordelijke overheid die het probleem aandraagt. Verder is het voor hem van belang dat de risicobepaler het risico in een bruikbare vorm karakteriseert. Wel is hier duidelijk sprake van overleg: sommige problemen laten zich niet analyseren en sommige risicokarakteristieken zijn niet met de uitkomsten van de risico-analyse verenigbaar.

* Ook ongevallen met industriële installaties worden hiertoe gerekend ('externe veiligheid'). Bij zo'n ongeval is immers mogelijk sprake van een verandering van stof- en energiestromen buiten de installatie (lozingen van stoffen, drukgolven, vuurwolken) die tot schade aan mens, milieu en goederen kan leiden.

Figuur 2 verduidelijkt de samenhang tussen risicobepaling en risicobeheersing.*
 Zie ook bijlage C voor een korte samenvatting van ideeën in de VS over de samenhang
 tussen risicobepaling en risicobeheersing.



Figuur 2 Samenhang tussen risicobepaling en risicobeheersing.

* In het Engels gebruikt men voor 'risicobepaling' vaak de term 'risk assessment'; in het Nederlands wordt ook wel van 'risicobeoordeling' gesproken. 'Risicobeheersing' wordt in het Engels aangeduid als 'risk management'. Sommige auteurs duiden de beide fasen te zamen aan als 'risicobeheersing' of 'risk management'.

Omgaan met risico's

4.1 Beleidsdocumenten

In 1985 verscheen bij het 'Indicatief meerjarenprogramma milieubeheer 1986-1990' een bijlage 'Omgaan met risico's' (TK85). Een nieuwe versie van de in die bijlage omschreven 'risicobenadering in het milieubeleid' zag in 1989 het licht als bijlage (TK89b) bij het (eerste) Nationaal Milieubeleidsplan (TK89a). Deze vormt onderwerp van bespreking van dit advies en wordt hierna aangeduid als de 'notitie OmR'. Een uitwerking van de risicobenadering voor blootstelling aan ioniserende straling gaf de nota 'Omgaan met risico's van straling' (TK90), in het vervolg aan te duiden als de 'nota OmRS'. In latere beleidsstukken en in het overleg met de Tweede Kamer verduidelijkte de regering het milieurisicobeleid. De commissie wijst in het bijzonder op:

- de brieven van de minister van VROM aan de Tweede Kamer over risicobenadering in het milieubeleid van juni 1992 (TK92a)* en van november 1992 (TK92b)
- de brief van november 1993 van de minister van VROM aan de Tweede Kamer (TK93a) over nadere uitwerking van het externe-veiligheidsbeleid
- de brief van november 1993 van de minister van VROM aan de Tweede Kamer (TK93b) over omgaan met het verwaarloosbaar risico in het milieubeleid

* Deze brief zond de minister ook aan de voorzitter van de Gezondheidsraad "gelet op de nog lopende adviesaanvraag over 'Omgaan met risico's'" (brief DGM/SVS/11692004 van 15 juni 1992).

- de brief van februari 1993 van de minister van VROM aan de Tweede Kamer (TK93c) over normstelling voor ioniserende straling voor arbeid en milieu (vervolgnotitie op de nota OmRS)
- het mondeling overleg van de minister van VROM met de Tweede Kamer op 8 december 1993 over de risicobenadering in het milieubeleid (TK93d).

Ook in andere beleidsdocumenten is de risicobenadering aan de orde gekomen en op onderdelen uitgewerkt. Voor dit advies volstaan de aangehaalde notities, nota's en brieven. Sommige van deze beleidsdocumenten zijn ook besproken in een onlangs verschenen advies van een andere commissie van de Gezondheidsraad over de uitgangspunten van het stralingsrisicobeleid (GR94c). Daarbij werd een vergelijking gemaakt met de aanbevelingen van de International Commission on Radiological Protection.

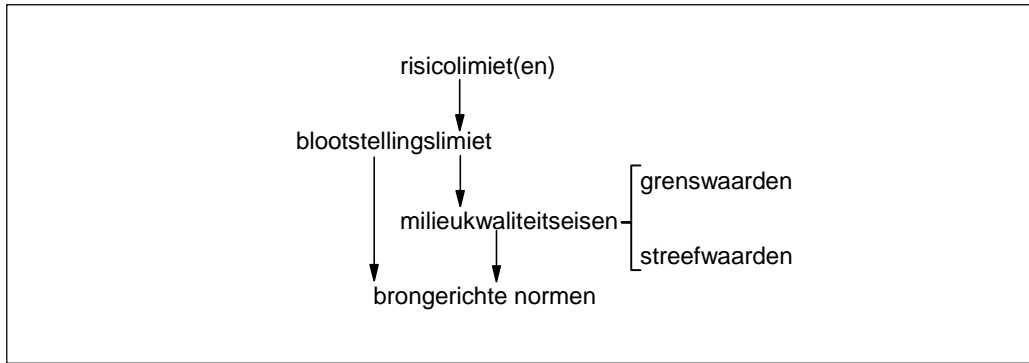
4.2 Risicobenadering

Doelstelling

In de notitie OmR werkt de regering een benadering uit om de groeiende aantasting van de kwaliteit van de fysieke omgeving (het 'milieu') op een structurele en samenhangende wijze het hoofd te bieden. Doel is de mogelijke schade aan de gezondheid en aan het milieu in te perken. De notitie beoogt een gemeenschappelijk kader te bieden voor prioriteitsstelling en normstelling bij het terugdringen van risico's voor mens en milieu door menselijk handelen. Figuur 3 geeft schematisch weer hoe in het Nationaal Milieubeleidsplan (TK89a) dit kader werd samengevat.

De kern van het normstellingskader van figuur 3 vormen de risicolimieten, die voor een deel in de notitie OmR zijn vastgelegd. De risicolimieten geven het door de overheid ten minste te handhaven, dan wel na te streven beschermingsniveau aan. Uit die risicolimieten kunnen, althans in principe, blootstellingslimieten worden afgeleid, bijvoorbeeld in termen van stralingsdosis of ingenomen hoeveelheid van een bepaalde stof. Daarvan kunnen eisen aan bijvoorbeeld voedsel en drinkwater worden afgeleid. De blootstellingslimieten kunnen ook worden vertaald in, bijvoorbeeld, grenzen aan emissies (brongerichte normen) en aan concentraties in milieucompartimenten als lucht, water en bodem (milieukwaliteitseisen). Milieukwaliteitseisen worden in het kader van de regelgeving vertaald in termen van grens- en streefwaarden: aan de eerste dient, in principe, altijd te zijn voldaan; de streefwaarden geven het doel van het beleid (en van de voortschrijdende normstelling) weer.

De notitie OmR besteedt uitgebreid aandacht aan de mogelijke gevolgen van grote ongevallen met industriële installaties ('externe veiligheid'). Risicolimieten,



Figuur 3 Het normstellingskader van het Nederlandse milieubeleid. Ontleend aan TK89a.

blootstellingslimieten en milieukwaliteitseisen vallen hier in feite samen, zij het dat het de commissie niet duidelijk is of de beleidsdocumenten de risicolimiet inderdaad als

milieukwaliteitseis beschouwen.* Er wordt slechts één type risicomaat gehanteerd: de kans op overlijden.

De ambitie van de notitie OmR was groot: het beoogde kader zou niet alleen de risico's van ongevallen moeten omvatten, maar ook de risico's van blootstelling aan stressoren als stoffen, straling, geluid, geur en genetisch gemodificeerde organismen. Getalsnormen voor de risicolimieten en voor de van de risicolimieten afgeleide milieukwaliteitseisen in de vorm van grens- en streefwaarden zijn in de notitie vooralsnog alleen uitgewerkt voor externe (on)veiligheid (kans op schade door ongevallen met industriële installaties) en voor blootstelling aan stoffen en ioniserende straling. Voor geluidhinder was reeds een uitgebreid en gedifferentieerd stelsel van getalsnormen ontwikkeld, waarin, behalve met gezondheidskundige overwegingen, ook rekening is gehouden met andere maatschappelijke belangen. Deze normen zijn, voor zover de hinder niet wordt veroorzaakt door vliegtuiglawaai, vastgelegd in de Wet geluidhinder (Tan89). Voor de stressoren geur en genetisch gemodificeerde organismen is afzonderlijk beleid ontwikkeld. In dit advies wordt daarop niet ingegaan.

Uniforme maat

Uitgangspunt van de benadering in de notitie OmR is dat de mogelijke aantasting van de gezondheid en het milieu kan worden gekarakteriseerd met behulp van kwantitatieve risicoschattingen en dat die karakterisering een basis geeft voor het inperken van die mogelijke aantasting, dat wil zeggen voor risicobeheersing. Men streeft naar consistentie door uiteenlopende risico's van industriële activiteiten, van blootstelling aan gevaarlijke stoffen en van blootstelling aan straling, met enkele maten te meten, onderling te vergelijken en te toetsen aan overeenkomende getalsnormen. Volgens de notitie OmR maakt dat prioriteitstelling mogelijk. In deze benadering kan men ook het streven onderkennen om de ondernemers van de handelingen die het risico veroorzaken, evenals andere burgers, rechtsgelijkheid, inzichtelijkheid en voorspelbaarheid in de regelgeving te bieden.

In de notitie OmR wordt risico omschreven als: "ongewenste gevolgen van een bepaalde activiteit verbonden met de kans dat deze zich zullen voordoen". Vervolgens introduceert men risicomaten om in getal aan te geven wat de kans is op een bepaald ongewenst gevolg van blootstelling aan één stressor of aan een groep van deze stressoren. De notitie verbindt aan die maten getalsnormen.

In de notitie OmR worden drie risicomaten gedefinieerd: *individueel risico*, *groepsrisico*, en *collectief risico voor ecosystemen*. De risicomaat 'individueel risico'

* Het begrip milieukwaliteitseis levert problemen op bij toepassing op het terrein van de 'externe veiligheid'. In dit geval is de aard van het risico namelijk niet terug te voeren op "de toestand van onderdelen van het fysieke milieu".

is gericht op de individuele mens. In de notitie wordt deze risicomaat omschreven als “de kans per jaar dat een persoon een bepaald nadelig effect ondervindt als gevolg van blootstelling aan een agens”.*

De maat ‘groepsrisico’ is, naast het ‘individueel risico’, bedoeld voor het karakteriseren van ongevalsrisico’s verbonden met industriële installaties en voor het kunnen stellen van getalsnormen voor die risico’s. Het is de kans dat in één keer een groep** van ten minste een bepaalde grootte (de notitie spreekt van tien of meer personen) het slachtoffer wordt van een ongeval. Het groepsrisico wordt uitgedrukt per jaar van in bedrijf zijn. De maat is geïntroduceerd om rekening te kunnen houden met wat de notitie ‘sociale ontwrichting’ noemt en nader omschrijft als het overlijden in één keer van een groep.

Volgens de in de notitie OmR voorgestelde aanpak wordt het risico voor ecosystemen beoordeeld aan de hand van de risicomaat ‘collectief risico voor ecosystemen’. De maat is omschreven als de kans op een nadelig effect voor een ecosysteem door blootstelling gedurende een jaar aan een bepaalde stof.*** Het gaat hierbij om blootstelling met een min of meer chronisch karakter en, in samenhang daarmee, effecten die populaties en soorten bedreigen. Beheersing van het ‘collectief risico’ richt zich op het voorkómen van de aantasting van soorten, waarbij wordt aangenomen dat bij voldoende bescherming van de soortensamenstelling ook het behoud van de ecosystemefuncties voldoende is gegarandeerd. Voor de bescherming van milieufuncties en intrinsieke natuurwaarden zijn (nog) geen maten ontwikkeld.

Risiconormering

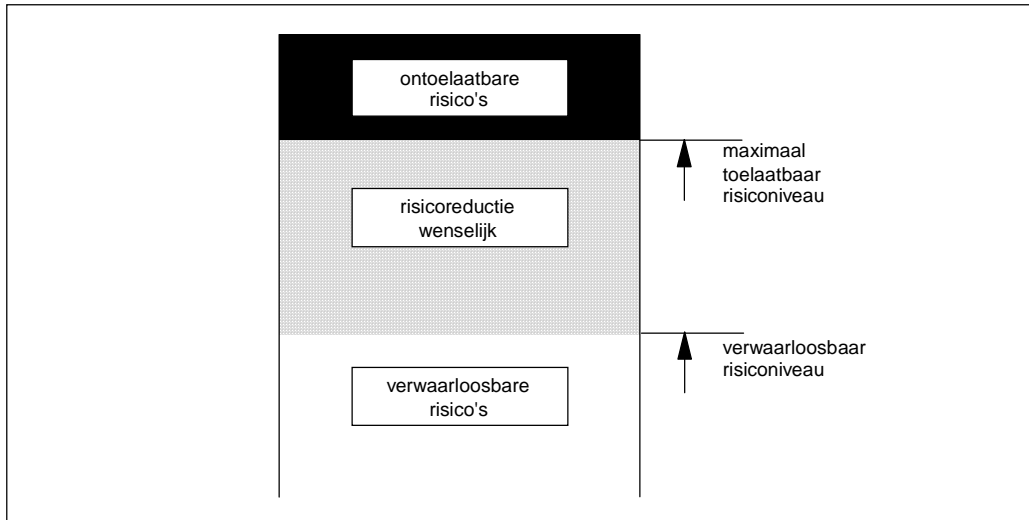
Een centrale rol in de risicobenadering, zoals die oorspronkelijk werd geformuleerd (TK85, TK89b), speelt een tweetal risicogrenzen, te weten het maximaal toelaatbare risiconiveau en het verwaarloosbare risiconiveau (zie figuur 4). Boven het maximaal toelaatbare niveau is de kans op aantasting van de gezondheid en van het milieu, veroorzaakt door een bepaalde stressor dan wel groep van stressoren, in beginsel en in elk geval uit preventief oogpunt niet toelaatbaar. Stressor**** staat hier voor de bij een ongeval in een bepaalde installatie vrijgekomen stoffen en energie, of voor straling vanuit een bepaalde bron, of voor een bepaalde stof; groep van stressoren staat voor de bij een ongeval in een willekeurige installatie vrijgekomen stoffen en energie, of voor

* In het volgende hoofdstuk plaatst de commissie kanttekeningen bij deze omschrijving.

** buiten het bedrijfsterrein

*** De commissie constateert dat bij het afleiden van ecotoxicologische advieswaarden als criterium wordt gekozen een effect van een bepaalde omvang bij chronische blootstelling ongeacht de blootstellingsduur (GR91a). Dit betekent dat de blootstellingsduur niet één jaar is, maar van de orde van grootte van de levensduur van het beschouwde organisme.

**** De commissie introduceerde de term stressor in hoofdstuk 3. In de notitie OmR wordt ze niet gehanteerd.



Figuur 4 Het normeringsstelsel uit de notitie 'Omgaan met risico's' (TK89b).

Tabel 1 Getalsnormen voor de risicomaat individueel risico per stressor en per groep van stressoren (TK89b).

stressor	maximaal toelaatbare niveau van het individueel risico (per jaar)	
	groep stressoren ^a	enkele stressor ^b
ongeval ^c	10 ⁻⁵ (1 op de 100 000)	10 ⁻⁶ (1 op de 1000 000)
straling	10 ⁻⁵ (1 op de 100 000)	10 ⁻⁶ (1 op de 1000 000)
stoffen zonder drempel ^d	10 ⁻⁵ (1 op de 100 000)	10 ⁻⁶ (1 op de 1000 000)
stoffen met drempel ^e	- ^f	NEC ^g

^a ongeval in een willekeurige installatie, straling uit alle bronnen te zamen, alle stoffen

^b ongeval in een enkele installatie, straling vanuit één bron, één stof

^c externe (on)veiligheid

^d stoffen waarvan de effecten niet met een drempelmodel zijn te beschrijven; voornamelijk genotoxische kankerverwekkende stoffen

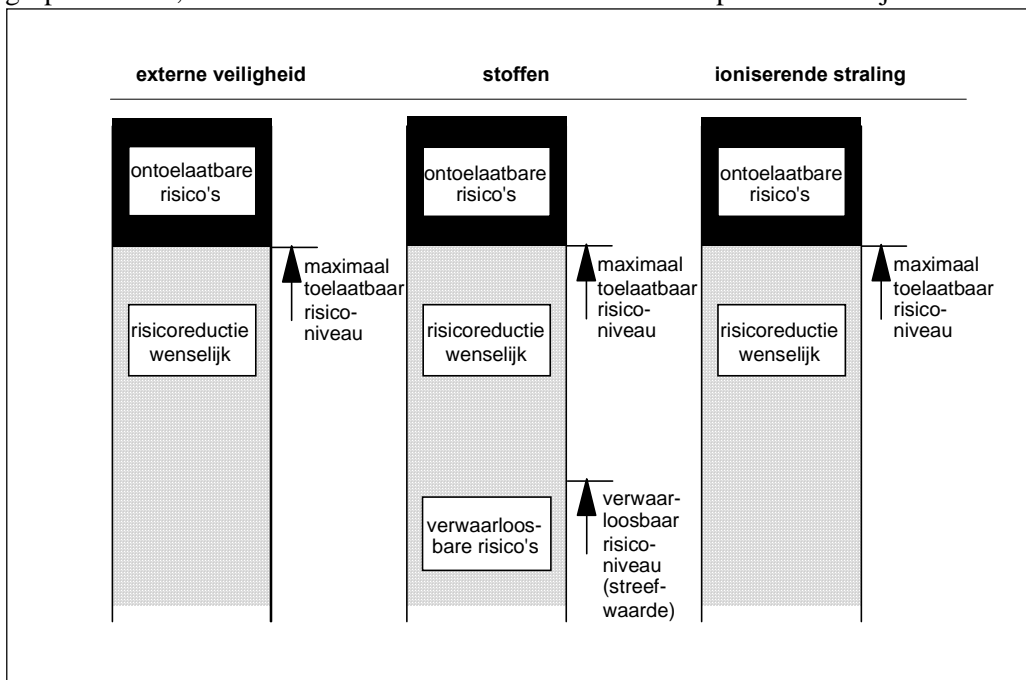
^e stoffen waarvan de effecten met een drempelmodel zijn te beschrijven

^f niet vastgesteld

^g no effect concentration; in feite is hier geen risicolimiet gespecificeerd

straling van alle bronnen te zamen, of voor groepen van stoffen. In bestaande situaties houdt een risiconiveau boven het maximaal toelaatbare in principe de noodzaak tot interventie in*: er dienen maatregelen te worden getroffen om het risico te reduceren, bijvoorbeeld door emissies en verspreiding van milieugevaarlijke stoffen terug te brengen of ongevalskansen van installaties te verkleinen of stressoren in de vorm van agentia te verwijderen of onschadelijk te maken.

Het maximaal toelaatbare risiconiveau is vastgesteld voor elk van de risicomaten individueel risico, groepsrisico en collectief risico voor ecosystemen. De waarde van het maximaal toelaatbare risiconiveau is voor elke type stressor (externe veiligheid, stoffen of straling) gelijk. Per stressor wordt een maximaal toelaatbaar risiconiveau gehanteerd dat een factor 10 kleiner is dan dat voor alle overeenkomstige stressoren te zamen. Een uitzondering vormen stoffen waarvan de effecten met een zogeheten drempelmodel zijn te beschrijven. Voor die stoffen is niet de kans op een effect gespecificeerd, maar een maximaal toelaatbare concentratie per afzonderlijke stof. Zie



Figuur 5 De risicobenadering voor de beleidsterreinen 'externe veiligheid', 'stoffen' en 'ioniserende straling' in haar huidige vorm (ontleend aan TK93b en de parlementaire discussie over TK93a en TK93b; TK93d).

tabel 1.

In de notitie OmR wordt het verwaarloosbare risiconiveau steeds een factor 100 lager gesteld dan het maximaal toelaatbare risiconiveau. Het kreeg in de notitie vooral

* Voor bestaande situaties zijn, onder meer waar het ongevalsrisico's betreft, getalsnormen gesteld die 'ruimer' zijn dan die voor nieuwe situaties. De commissie gaat daarop niet nader in.

de betekenis van doelstelling van voortschrijdende normstelling: het treffen van risicobeheersingsmaatregelen moest er toe leiden dat in het begin van de volgende eeuw in alle gevallen het verwaarloosbare risiconiveau zou worden bereikt. De betekenis van het verwaarloosbare risiconiveau is in de loop van de tijd gewijzigd. Voor 'externe veiligheid' en voor 'straling' is het verwaarloosbare risiconiveau afgeschaft.* Thans heeft het begrip nog uitsluitend een plaats binnen het stoffenbeleid (figuur 5), ongeveer in de oorspronkelijke betekenis: een streefwaarde voor de inspanningen om tot vermindering van het risico te komen. Als motief daarvoor wordt genoemd de wens om het optreden van gezondheidseffecten door blootstelling aan verscheidene stoffen tegelijk zoveel mogelijk uit te sluiten (TK93d). Een andere commissie van de Gezondheidsraad buigt zich over de vraag of met dat doel voor ogen een differentiatie van de verhouding tussen het maximaal toelaatbare en het verwaarloosbare risiconiveau (thans 100) op toxicologische gronden te verdedigen is (GR95).

In de huidige uitwerking van de risicobenadering (figuur 5) is risicovermindering met toepassing van het redelijkerwijs- of ALARA-principe altijd gewenst. Het tempo en de mate waarin maatregelen worden genomen om risicovermindering te bereiken, zijn onderwerp van maatschappelijke onderhandeling; ALARA staat immer voor 'as low as reasonably achievable', 'zo laag als redelijkerwijs mogelijk'.**

* In de praktijk van het verlenen van vergunningen krachtens de Kernenergiewet blijkt een 'secundair niveau' te worden gehanteerd waaronder voor de overheid verdere risicovermindering geen prioriteit heeft, hoewel de verplichting tot het toepassen van 'ALARA' op de vergunninghouder blijft rusten. Het secundaire niveau is vooralsnog gelijkgesteld aan het verwaarloosbare risiconiveau (VROM93).

** In documenten uit het Verenigd Koninkrijk wordt vaak de term ALARP, 'als low as reasonably practicable' gebruikt (HSE88). Deze term komt in betekenis met ALARA overeen. Zie bijlage D.

Kanttekeningen

5.1 Beleidsnotitie

De notitie OmR is een beleidsdocument, waarin strategische, politieke en sociaal-economische overwegingen vorm hebben gekregen. De voorgestelde risicobenadering met haar beperkte aantal risicomaten en eenvoudige normering heeft bestuurlijke voordelen. De uitkomst van een kwantitatieve risico-analyse in de vorm van een min of meer universele risicopasmunt lijkt goed overdraagbaar naar belangengroepen en het publiek, zoals de florijn een uitstekende maat is gebleken voor een zo gecompliceerd begrip als economische waarde. Een simpel stelsel van risiconormen biedt in beginsel mogelijkheden tot gestandaardiseerde en daardoor efficiënte beleidsuitvoering op verschillende bestuurlijke niveaus, waarbij op overeenkomstige wijze kan worden beslist over een veelheid van gelijksoortige milieuproblemen.

Daarnaast heeft de beleidsnotitie tot gevolg gehad dat het risicobegrip, de karakterisering van risico's en de normering en beheersing ervan onderwerp van politieke en maatschappelijke discussie werden en dat onderzoek naar het schatten, beoordelen en waarderen van risico's een stimulans kreeg. Het resultaat is dat naar de mening van de commissie in de afgelopen tien jaar de inzichten in met menselijk handelen verbonden risico's en in de invloed van stressoren op de gezondheid van de mens en op het milieu aanzienlijk zijn uitgebreid en verdiept. Wat ontbreekt is een samenbundeling van de beschikbare kennis op grond waarvan een gedifferentieerde benadering van risicobeheersing kan worden uitgewerkt.

5.2 Risico nader gekarakteriseerd

Veelomvattendheid

Het karakteriseren van de mogelijke gevaren van activiteiten of situaties aan de hand van uitkomsten van risicoschattingen gaat uit van de gedachte dat risico in essentie meetbaar is, en uiteindelijk toetsbaar in enkele getallen is uit te drukken. Bij deze gedachte plaatst de commissie verscheidene kanttekeningen. Al bij het uitwerken van het begrip risico ontstaan problemen. Men kan risico's op een aantal verschillende manieren in kwantitatieve termen uitdrukken, bijvoorbeeld als kans op een bepaalde ongewenste gebeurtenis of als waarschijnlijkheidsverdeling van alle (voorzienbare) ongewenste gebeurtenissen. Daarbij kan men een verscheidenheid aan effecten in ogenschouw nemen, zoals sterfte, ziekte, kwaliteitsverlies van gewassen en vermindering van soorten in ecosystemen. Er bestaan ook minder gemakkelijk te kwantificeren uitwerkingen, bijvoorbeeld 'gebrek aan veronderstelde beheersbaarheid' (zie voor een overzicht van risicodefinities Vle90).

Risico is in de opvatting van de commissie dan ook een veelomvattend begrip met een veelheid van dimensies of facetten waarvan sommige wel en andere niet in maat en getal zijn uit te drukken (zie hoofdstuk 3). De in de notitie gekozen benadering, die uitgaat van een beschrijving in termen van drie risicomaten, houdt een aanzienlijke vereenvoudiging van het risicobegrip in. Of zo'n vereenvoudiging geoorloofd is, wordt bepaald door de doelstellingen die men voor ogen heeft.

Definitieproblemen

De notitie OmR gebruikt de term risico op twee manieren, namelijk als concept (de mogelijke aantasting van de gezondheid van de mens en van het milieu) en als maat voor dat concept (individueel risico, groepsrisico, collectief risico voor ecosystemen). De commissie vindt dat verwarrend. Op die manier ontstaat de onjuiste suggestie dat, bijvoorbeeld, de maat 'individueel risico' het risico volledig representeert, het risico *is*. De commissie pleit voor het exact aanduiden van de gebruikte maten, bijvoorbeeld de kans op overlijden door een bepaalde oorzaak, de kans op een bepaalde ziekte of aandoening door een bepaalde oorzaak, de vermindering van de levensverwachting vanaf het tijdstip van blootstelling, enz. Men kan de diverse risicokenmerken beschouwen als dimensies van risico.

Bij de uitwerking van de risicobenadering wordt de term risico nog op een derde manier gebruikt: als aanduiding voor een grootte die als afgeleide maat voor het risico dient, zoals de concentratie van een stof in de bodem of de stralingsdosis. Dat

gebruik kwam al naar voren in tabel 1 bij stoffen waarvan de effecten met een drempelmodel zijn te beschrijven en vindt men ook terug bij het afleiden van waarden voor, bijvoorbeeld, concentraties of doses die met de risiconormen als het maximaal toelaatbare risiconiveau overeenkomen. Ook dit gebruik leidt tot verwarring. De commissie wijst op de Britse benadering waarin risiconormen en normen voor grootheden die als maat voor het risico kunnen dienen, duidelijk worden onderscheiden. In het laatste geval spreekt men van ‘basic safety limits’ en ‘basic safety objectives’. Zie bijlage D.

De omschrijving van individueel risico in de notitie OmR is incompleet. Onduidelijk is of het gaat om een effect veroorzaakt door een jaar van blootstelling, dan wel om een effect in een bepaald jaar. Daarnaast blijken in de verdere uitwerking van ‘individueel risico’ voor ongevallen, straling en stoffen verschillen op te treden. Voor de externe (on)veiligheid betekent ‘blootstelling’ het door een ongeval in een bepaalde installatie of een willekeurige installatie dodelijk getroffen kunnen worden*. Voor kankerverwekkende stoffen** en ioniserende straling valt uit de notitie OmR en uit de nota OmRS af te leiden dat wordt uitgegaan van de extra kans op overlijden aan kanker door *levenslange* blootstelling. Die kans wordt gedeeld door de gemiddelde levensduur om per jaar te kunnen worden uitgedrukt. Voor niet-kankerverwekkende stoffen wordt het individueel risico, in afwijking van de definitie, niet aan de sterftkans gerelateerd maar aan het optreden van een toxisch effect. Omdat men bij het schatten van de risico’s verbonden aan deze stoffen vrij algemeen uitgaat van een drempelmodel, zoals ook de notitie OmR aangeeft, heeft het individueel risico (in de betekenis van de kans op een toxisch effect) bij blootstelling onder de drempel dan altijd de waarde 0 en bij blootstelling boven de drempel een niet welomschreven waarde tussen 0 en 1. De notitie zegt hierover: “De risicogrenzen [voor stoffen waarvoor het drempelmodel geldt] zijn daarom niet zonder meer vergelijkbaar met de eerder genoemde waarden voor overlijden.”

Verschillende gezondheidseffecten

De invloed van stressoren op de gezondheid van de mens en op het milieu kan allerlei vormen aannemen, die moeilijk met behulp van een enkele maat te beoordelen zijn. In de notitie OmR is geen poging gedaan verschillende schadedimensies te definiëren en in onderlinge samenhang te waarderen. In plaats daarvan wordt het risicobegrip vereenvoudigd tot de *kans* op een *bepaald* ongewenst gevolg, in hoofdzaak het overlijden van personen en schade aan soorten in ecosystemen. Hiermee wordt de risicobeoordeling vooral een schatting van de kans op enkele effecten. Bij de nu

* Het gaat in de notitie OmR alleen over gevolgen ‘buiten de poort’.

** Als de commissie over kankerverwekkende stoffen spreekt bedoelt ze genotoxische carcinogenen.

gekozen effecten en maten vallen de ecologische gevolgen van ernstige ongevallen, die een zeer grootschalig karakter kunnen hebben, buiten het beoordelingssysteem.

In de vervolgotitie OmRS (TK93c) wordt op deze problematiek ingegaan, voor zover het gaat om mogelijke aantasting van de gezondheid. Gesteld wordt dat, voor de stressor ioniserende straling, het hanteren van sterfte als criterium de voorkeur verdient vanwege de beschikbaarheid van gegevens en de eenduidigheid van de sterftekans als risicomaat. Daarbij maakt de commissie de kanttekening dat sterfterisico's zich met meer dan één maat laten weergeven, bijvoorbeeld de kans op sterfte op een bepaalde leeftijd, de kans op sterfte na een bepaalde leeftijd ongeacht het tijdstip waarop en het verlies aan levensverwachting. Een keuze voor de ene maat of voor de andere is van invloed op het stelsel van de normen en de uitkomst van de normtoetsing (GR91b, GR94c). Ook perkt volgens de notitie OmRS en de gelijknamige vervolgotitie (TK93c) normstelling gebaseerd op sterfte de risico's op ziekte en effecten op het nageslacht verbonden met blootstelling aan straling voldoende in. De commissie meent dat die stelling vooral op beleidsmatige overwegingen berust. Zo kan de vraag worden gesteld of bij het beslissen over de toelaatbaarheid van risico's, bijvoorbeeld, effecten bij het nageslacht niet afzonderlijk gewicht in de schaal leggen naast ziekte of sterfte in de huidige generatie.*

Bij ongevallen met industriële installaties geldt iets dergelijks. Ook daar beperkt de risicobeoordeling zich tot het in kaart brengen van de kans op overlijden. Via het groepsrisico wordt getracht rekening te houden met wat de notitie omschrijft als 'maatschappelijke ontwrichting', dat wil zeggen het in één keer overlijden van een groep van tien of meer personen.

De veelomvattendheid van het begrip risico komt naar de mening van de commissie in de notitie OmR onvoldoende tot haar recht. In de latere discussie over het risicobeleid, in het bijzonder waar het blootstelling aan straling betreft, geeft de regering aan dat ze daar oog voor heeft. Dat neemt niet weg dat ze vooralsnog vasthoudt aan de voorgestelde maten en de op die maten gebaseerde getalsnormen (TK93c).

5.3 Risico's vergelijken

Risico's verbonden aan menselijk handelen zijn vaak moeilijk onderling te vergelijken. Ze kunnen verschillen in de aard en de omvang van de ongewenste gevolgen. Kansen en waarschijnlijkheden kunnen ongelijksoortig zijn. De kwaliteit van de voor de risicoschattingen beschikbare gegevens loopt vaak zeer uiteen. Het vergelijken van risico's wordt bemoeilijkt door de onderling verschillende positie die betrokken

* De commissie gaf hiervoor al aan dat voor toxische (niet-kankerverwekkende stoffen) niet wordt uitgegaan van sterfte maar van een nader aan te geven, veelal per stof verschillend toxisch effect.

maatschappelijke partijen ten opzichte van de risicodragende activiteit innemen. Het oordeel over de toelaatbaarheid van risico's van groepen in de samenleving wordt bepaald door uiteenlopende kenmerken van risico (Vle90, Roy92, Nor92). Sommige daarvan laten zich, althans in beginsel, in maat en getal uitdrukken, zoals schaalgrootte (in ruimte en tijd), aantallen slachtoffers, zieken of gehinderden, en hersteltijd. Andere, zogenoemde sociaal-cognitieve kenmerken, die voor de risicobeoordeling van belang zijn, lenen zich veelal minder voor kwantificering. Voorbeelden van dit type kenmerken zijn de veronderstelde beheersbaarheid van de risico's verbonden aan activiteiten of situaties, vertrouwdheid met de activiteit, de mate waarin het veiligheidsmanagement vertrouwen wekt, de onbillijkheid en onvrijwilligheid van blootstelling aan stressoren.

Risico's van handelen waaraan geen maatschappelijk nut verbonden is, zijn moeilijk te rechtvaardigen. Een afgewogen oordeel over het risico vereist volgens de commissie dan ook dat beleidsverantwoordelijken ('risicobeheersers') het maatschappelijk nut van het handelen dat de risico's veroorzaakt, mede in de beschouwing betrekken. Men zal dan ook dat nut in overeenkomstige dimensies en eenheden willen uitdrukken. Net als bij de vaststelling van het risico, rijzen dan vragen over de afgrenzing van het probleem. Nut voor wie? Voor de bedrijven van activiteiten, voor de werknemers, voor de omwonenden van een installatie of voor de maatschappij als geheel? En op welke termijn? Ondanks deze moeilijkheden acht de commissie het te behalen maatschappelijk voordeel een belangrijk element dat het ene risicoprobleem van het andere onderscheidt. Bij het aanbrengen van een dergelijke onderscheid zal men zich er wel van bewust moeten zijn, dat meer nut voor de één, meer nadeel voor de ander kan betekenen: bij veel risicovraagstukken is er sprake van afwenteling van risico's op andere personen of op bevolkingsgroepen elders, dan wel op latere generaties.

Niet bij elk risicoprobleem zullen deze vragen tot in detail moeten worden beantwoord. Men kan, mede aan de hand van voor- en nadelen van handelingen, procedures vaststellen waarbij aan de 'omvattendheid' van het risicoprobleem recht wordt gedaan (zie voorstellen in Cla81, GR84a). In de huidige milieuwetgeving zijn dergelijke onderscheiden procedures terug te vinden, bijvoorbeeld bij het al dan niet verplichten tot het opstellen van een milieu-effectrapport.

Bij het karakteriseren en rangordenen (en dus impliciet vergelijken) van risico's op basis van getalswaarden voor slechts één (kwantificeerbaar) risicokenmerk, zal men vaak de *ceteris paribus*-veronderstelling* geweld aandoen. Men brengt namelijk activiteiten en situaties die zeer uiteenlopende risicokenmerken en voordelen kunnen hebben, op slechts één of enkele van die kenmerken met elkaar in verband. Niet altijd

* *ceteris paribus*: onder overigens gelijke omstandigheden

zal gelden dat dat kenmerk voor het beoordelen van de mogelijke aantasting van de gezondheid van mens en milieu het meest relevante is (Huy94).

Met de veelomvattendheid van het risicobegrip en met de aan menselijk handelen verbonden voordelen wordt volgens de commissie in de huidige uitwerking van de risicobenadering in het milieubeleid weinig of geen rekening gehouden. Het hanteren van slechts enkele risicomaten suggereert een niet bestaande gelijksoortigheid van situaties die wat betreft voordelen, aard en ernst van de risico's en de perceptie van die risico's door de betrokkenen zeer uiteenlopen. Dat kan de besluitvorming schaden. Het probleem is niet zozeer het vereenvoudigen van het risicobegrip op zich; dat zal in de praktijk onvermijdelijk zijn. Waar het naar de mening van de commissie om gaat is dat elke vereenvoudiging moet worden gelegitimeerd door de aard van het risicovraagstuk. De benadering van de notitie OmR laat daarvoor nauwelijks ruimte.

Bij het vaststellen van de aard en de reikwijdte van het risicoprobleem - wie en wat moet worden beschermd waartegen? - moeten voortdurend keuzen worden gemaakt. Dat geldt eveneens bij het definiëren van de ongewenste gevolgen en de kwantitatieve risicomaat, en bij het omgaan met inherente onzekerheden. Resultaten van onderzoek laten zien dat die keuzen kunnen uiteenlopen, omdat 'risico' voor verschillende mensen niet hetzelfde inhoudt. Mensen hebben, al naar gelang hun psychologische en sociaal-culturele achtergrond verschilt, verschillende opvattingen over het nut van de activiteit of activiteiten die tot het risico aanleiding geven, en daarmee over de toelaatbaarheid van het risico (Vle90, Roy92, Huy94). Risicoschatters zullen duidelijk moeten maken waar dergelijke keuzen in het geding zijn en moeten aangeven hoe ze zijn bepaald door voorkeuren van degenen die beslissen over riskante activiteiten en situaties (zie figuur 2). Zo'n benadering voorkomt dat de keuzen op onduidelijke wijze worden bepaald door de waarde-oordelen en maatschappelijke overtuigingen van de risicoschatters.

5.4 Risico-acceptatie door toetsing aan getalsnormen

Ongelijksoortige normen

De beschouwing in de vorige twee paragrafen leidt ook tot de conclusie dat het vaststellen van in getalswaarde gelijke normen op basis van de gekozen risicomaten voor externe (on)veiligheid, stoffen en straling niet garandeert dat het principe 'gelijke monniken, gelijke kappen' ook werkelijk wordt toegepast. De vereenvoudiging van het risicobegrip werkt namelijk niet steeds op dezelfde manier uit en de gekozen maten zijn in hun toepassing verschillend. Zo gaf de commissie in 5.2 aan dat de grootheid 'individueel risico' voor industriële ongevallen, voor kankerverwekkende stoffen en straling, en voor niet kankerverwekkende stoffen een verschillende betekenis heeft.

Dat betekent dat een getalsmatig gelijke norm voor het individueel risico, zoals een maximaal toelaatbaar risiconiveau voor het individueel risico voor afzonderlijke stressoren van 1 per miljoen per jaar (zie tabel 1), niet logischerwijs een gelijkwaardig niveau van bescherming tegen elk van die stressoren inhoudt. Uit deze overweging vloeit ook voort dat, principieel, de norm voor, bijvoorbeeld, de begrenzing van blootstelling aan radioactieve stoffen in het milieu niet kan worden ‘afgeleid’ uit de norm voor ongevallen bij de grootschalige aanlanding van LPG*, en *vice versa*. Uiteraard kan de overheid op beleidsmatige gronden kiezen voor getalsmatige gelijke normwaarden.

Toetsing aan getalsnormen

Volgens de notitie OmR moet menselijk handelen vanuit milieuoogpunt voldoen aan de uitgangspunten van het milieubeleid, zoals integraal ketenbeheer, energie-extensivering en kwaliteitsbevordering. In de notitie wordt aangegeven dat die principes nog verdere operationalisering behoeven. Als ‘hard’ criterium voor de beoordeling van het handelen en de situaties die eruit voortvloeien, resteert het toetsen van uitkomsten van risicoschattingen aan getalsnormen. Dat leidt tot een ondubbelzinnige, maar ook rigide procedure om over de toelaatbaarheid van risico’s te beslissen en om risico’s te beheersen. De nadruk ligt op de normtoetsing en niet op het vergelijken van alternatieven, dat wil zeggen niet op het afwegen van de economische en sociale kosten en baten van de ene optie tegen die van andere opties. Indien de uitkomst van een risicoschatting is gelegen boven het maximaal toelaatbare risiconiveau, maakt de benadering het formeel onmogelijk om de toelaatbaarheid van de activiteit alsnog te bespreken in samenhang met het maatschappelijk belang ervan (inclusief de baten voor milieu en volksgezondheid). Afwijkingen van deze regel vereisen *ad hoc*-beslissingen door de beleidsverantwoordelijken.** Sommigen beschouwen dat als een voordeel van de benadering: alleen zaken waarbij voldoende ‘zware’ belangen op het spel staan vormen onderwerp van discussie.

De rigiditeit van de benadering is niet gelegen in de normtoetsing op zich, maar in de beslisregel die aan de norm is verbonden: overschrijding van de getalsnorm maakt het risico ontoelaatbaar. Andere beslisregels, bijvoorbeeld: bij overschrijding van de getalsnorm is een uitgebreide en gedetailleerde risico-analyse vereist, of: bij

* De voor de grootschalige aanlanding van LPG voorgestelde norm heeft ten grondslag gelegen aan de waarde van het maximaal toelaatbare individuele risiconiveau verbonden met de kans op ongevallen in industriële installaties in het algemeen. Het maximaal toelaatbare individuele risiconiveau verbonden met blootstelling aan ioniserende straling (en overigens ook voor kankerverwekkende stoffen) is daaraan gelijkgesteld. Zie Jul88, GR94c.

** Een voorbeeld zijn de aangepaste (verruimde) normen voor blootstelling aan straling van familieleden van met radioactieve stoffen behandelde patiënten. Het persoonlijk voordeel van de blootgestelden is gebruikt als argument voor deze afwijking van OmR-regels.

overschrijding van de getalsnorm is een expliciete rechtvaardiging vereist, kunnen leiden tot risicobeheersing waarbij meer differentiatie mogelijk is dan thans het geval is. De gewijzigde visie op het toetsen aan het maximaal toelaatbare niveau van het groepsrisico gaat in deze richting (TK93a). Lokale of regionale overheden kunnen activiteiten toelaten die de toets aan het groepsrisico niet kunnen doorstaan. Vereist is dan een expliciete schatting (berekening) van het groepsrisico en een motivering op grond van de mogelijkheid om bij ongevallen op te treden, het maatschappelijk belang van de activiteit en de kosten van beheersmaatregelen. Men heeft daarnaast enige ruimte geschapen door, voor bestaande situaties, voor het individueel risico en het groepsrisico getalsnormen te hanteren groter dan de waarden van tabel 1, die voor nieuwe situaties gelden. Bij die beleidsbeslissing heeft het kostenaspect een belangrijke rol gespeeld.

In de vervolgotitie OmRS geeft de regering aan 'rechtvaardiging' te aanvaarden als leidend principe voor het toestaan van praktijken die blootstelling aan straling veroorzaken. Daarbij wordt gesuggereerd dat rechtvaardiging betekent dat de sociale en economische baten van een activiteit opwegen tegen de sociale en economische kosten ervan. Maar vervolgens stelt de vervolgotitie, dat handelingen gerechtvaardigd zijn als ze de toetsing aan de risicolimieten kunnen doorstaan, wat zo'n kosten-batenafweging sterk inperkt of zelfs onmogelijk maakt. Een andere commissie van de Gezondheidsraad is op dit punt nader ingegaan (GR94c).

De ontwikkeling van de internationale aanbevelingen op het terrein van de stralingsbescherming laat een verschuiving zien van het inacht nemen van blootstellingslimieten naar het streven naar een beschermingsniveau 'zo laag als redelijkerwijs mogelijk is' (zie GR94c). In die aanbevelingen spelen thans limieten vooral een rol om individuen tegen een (voor het betrokken individu) onbillijke uitkomst van de ALARA-overwegingen te beschermen.* Die verschuiving is in overeenstemming met wat de commissie hierna in 5.5 over risicobeheersing naar voren brengt. De betekenis van de risicolimieten in de notitie OmR ligt veel dichterbij de oorspronkelijke betekenis van de blootstellingslimieten binnen de stralingsbescherming: het primaire middel om ontoelaatbare gezondheidseffecten te voorkomen.

Onzekerheden

Riscoschattingen leveren uitkomsten die een aanzienlijke marge van onzekerheid kunnen bezitten. De schatting van het risico moet veelal worden gebaseerd op

* Het zou 'optimaal' kunnen zijn om slechts enkele individuen een relatief hoge dosis te laten ontvangen in plaats van een groter aantal individuen een lagere dosis. De individuele dosislimiet vormt een randvoorwaarde bij het optimalisatieproces en zorgt ervoor dat de stralingsbelasting van een individu geen al te extreme vormen kan aannemen.

gebrekkige informatie over de mate van blootstelling aan de relevante stressor of stressoren, over de ontwikkeling van de blootstelling in de tijd en over de variatie van de blootstelling van plaats tot plaats (scenario's). Verder ontbreekt in veel gevallen kennis over de (ongewenste) gevolgen van de blootstelling. Soms is de informatie eenvoudigweg niet beschikbaar, in andere gevallen is ze maar beperkt van toepassing*. Een belangrijke bron van onzekerheid, die veelal niet in maat en getal valt uit te drukken, vormen de modellen voor risicoschatting. Vaak zijn ze maar beperkt representatief voor de werkelijkheid. Kansen op gezondheidsschade hangen immers vaak af van moeilijk meetbare of modelleerbare omgevingsfactoren, menselijk gedrag en leefgewoonten, die bovendien ook via andere mechanismen de gezondheid beïnvloeden. De validiteit van die modellen loopt zeer uiteen, zeker als het uiteenlopende activiteiten of situaties betreft, zoals het blootgesteld zijn aan dioxine in moedermelk versus het wonen nabij een LPG-installatie. Gegevens over de validiteit van de modellen ontbreken in veel gevallen.

Bij het toetsen van de uitkomst van een risicoschatting aan een risiconorm zal dus moeten worden vastgesteld op welke wijze met de, vaak zeer aanzienlijke, onzekerheid in de schatting moet worden omgegaan (bijvoorbeeld: geeft men een zo realistisch mogelijk schatting of blijft men aan de veilige kant). In de notitie OmR ontbreekt een aanwijzing daarvoor.

ALARA en het verwaarloosbare risiconiveau

Het maximaal toelaatbare risiconiveau heeft een voorwaardelijk karakter. Als additionele 'norm' geldt namelijk dat het te bereiken risiconiveau - onder het maximaal toelaatbare risiconiveau - het resultaat van een optimalisatieprocedure moet zijn. Volgens de oorspronkelijke notitie OmR is er in het 'grijze' gebied, tussen het maximaal toelaatbare en het verwaarloosbare risiconiveau (figuur 4), sprake van een vorm van afweging waarvoor de notitie het acroniem ALARA ('as low as reasonably achievable' - zo laag als redelijkerwijs mogelijk) gebruikt. Later is het ALARA-voorschrift uitgebreid tot het gehele gebied onder het maximaal toelaatbare risiconiveau (figuur 5; TK93a, TK93b, TK93c). In het ALARA-beginsel ligt besloten: tot hoever zijn de risico's in te perken?, maar ook: wanneer zijn de daarmee gemoeide inspanningen buiten proportie? Het optimum wordt gevonden door vergelijking van de 'winst' van extra risicovermindering en de sociale en economische kosten die daarmee zijn gemoeid. Dat optimum staat niet van tevoren vast, maar wordt via een iteratief proces 'gevonden'. Door het schrappen van de betekenis van het verwaarloosbare

* Zo kunnen uit het ongeval met de kernreactor in de centrale van Tsjernobyl lessen worden getrokken voor de veiligheid van kernreactoren van Westerse makelij. Maar het lijkt niet waarschijnlijk dat die lessen zullen leiden tot andere of nauwkeuriger schattingen van het risico in termen van overlijdens- of ziektefrequenties.

risiconiveau als na te streven eindpunt van voortschrijdende normstelling, heeft het ALARA-beginsel in de risicobenadering in het milieubeleid de gebruikelijke betekenis van optimalisatie teruggekregen, in elk geval voor zover het gaat om het niet tevoren vaststaan van de uitkomst (op termijn). Het maximaal toelaatbare risiconiveau vervult de rol van randvoorwaarde: een uitkomst van de optimalisatie boven dat niveau wordt in beginsel niet geaccepteerd. In de praktijk blijkt de overheid aan de handhaving van het ALARA-beginsel beneden bepaalde risiconiveaus geen prioriteit meer te willen toekennen. Zie de voetnoot in hoofdstuk 4 over het 'secundair risiconiveau' en 6.9.

Bij risicovraagstukken met een grote reikwijdte is toepassing van het ALARA-beginsel niet eenvoudig. Wat door de ene partij als best haalbaar, dat wil zeggen als een optimale uitkomst, wordt gezien, kan een andere bij de besluitvorming betrokken partij als een slecht compromis betitelen. Bij vraagstukken van beperktere aard kan de overheid eisen dat de uitkomst van toepassing van 'ALARA' zich beneden een bepaald risiconiveau, onder het maximaal toelaatbare niveau, bevindt. Het aangeven van dergelijke randvoorwaarden of 'constraints' worden thans op het terrein van de stralingsbescherming aanbevolen (ICRP91; zie ook GR94c en bijlage D).

Onder andere op het terrein van de stralingsbescherming is wel gepropageerd om via een formele kosten-batenafweging, een zogeheten differentiële kosten-batenanalyse, te bepalen welke risiconiveau als 'zo laag als redelijkerwijs mogelijk' moet worden beschouwd.* Bij onderhandeling over het toelaten van activiteiten en de voorwaarden waaronder, bijvoorbeeld in het kader van vergunningverlening, blijkt aan het ALARA-beginsel op geheel andere wijze inhoud te worden gegeven. 'ALARA' is dan vaak synoniem met de uitkomst van het onderhandelingsproces, waarbij de afweging van kosten van bescherming tegen de baten voor de gezondheid en het milieu hooguit een impliciete rol speelt. De commissie meent dat op die manier het ALARA-beginsel kan worden uitgehold, omdat de argumentatie bij de besluitvorming over de toelaatbaarheid van risico's niet meer inzichtelijk is.

Voor blootstelling aan stoffen is het verwaarloosbare risiconiveau nog wel behouden en heeft het de betekenis van streefniveau, om het risico dat samenhangt met de mogelijkheid dat de ene stof de werkzaamheid van de andere versterkt, te beperken. Voor zover de regering hier ook een relatie met duurzaamheid legt, wijst de commissie erop dat het verwaarloosbare risiconiveau niet als criterium voor duurzaamheid is afgeleid. In de recente beleidsdocumenten wordt een stofafhankelijke bijstelling van het verwaarloosbare risiconiveau in het vooruitzicht gesteld, die eveneens met combinatiewerkingen in verband wordt gebracht.

* Dat is thans niet meer het geval (zie ICRP91).

Hoogte van de getalsnormen

Het vaststellen van normen, zoals het toekennen van getalswaarden aan het maximaal toelaatbare en het verwaarloosbare risiconiveau, is een beleidsmatige aangelegenheid. Wel heeft de vastgestelde hoogte gevolgen voor de wijze waarop de risicobeheersing in de praktijk uitwerkt. De commissie wijst daarbij op het volgende.

De hoogte van een maximaal toelaatbaar risiconiveau is niet alleen te onderbouwen met gezondheidskundige overwegingen, dat wil zeggen overwegingen die betrekking hebben op kans op, omvang van en aard van gezondheidsschade. Voorbeelden van andere relevante overwegingen zijn de 'haalbaarheid' (kosten van risicovermindering, technologische mogelijkheden) en de betekenis die men aan de diverse risicobeheersingsprincipes toekent. Zo speelde haalbaarheid een belangrijke rol in de discussie over de uiteindelijk in de Wet geluidhinder vastgelegde normen voor blootstelling aan geluid (Tan89). Ook bij het bijstellen van de toepassing van de groepsrisiconormen stonden haalbaarheidsvragen centraal (TK93a). Het maximaal toelaatbare risiconiveau is, naast een criterium voor het al dan niet toelaatbaar achten van het handelen dat het risico veroorzaakt, ook een harde randvoorwaarde bij het toepassen van het ALARA-beginsel. Het optimale risiconiveau, dat het resultaat is van 'ALARA', mag immers nooit het maximaal toelaatbare niveau overschrijden. Hoe strenger de getalsnorm hoe minder 'ruimte' voor 'ALARA'. Deze gedachtengang impliceert dat wie aan het ALARA-beginsel een belangrijke rol wil toekennen, uitkomt op een gedifferentieerd stelsel van risicolimieten: voor de ene vorm van handelen of milieufactoren kunnen de limietwaarden strikter zijn dan voor een andere om een doeltreffend systeem van risicobeheersing te bewerkstelligen.

Handelen waarvan het risico boven het maximaal toelaatbare risiconiveau uitkomt, dient in principe te worden gestopt. Is er sprake van overschrijding van de risiconorm in verband met handelingen in het verleden, dan vereist dat interventie. De getalsnorm verwezenlijkt zo een doel van het milieurisicobeleid: prioriteitsstelling. Maar als normtoetsing tot een groot aantal interventies leidt, zijn aanvullende criteria nodig om tot 'haalbare' prioriteiten te komen. In het algemeen bepaalt de hoogte van de norm dus de betekenis van normtoetsing voor het stellen van prioriteiten. Ook hier kunnen oplossingen worden gezocht in meer genuanceerde beslisregels, bijvoorbeeld om aan de hand van nadere analyses beter zicht op de aard en omvang van het risico te krijgen, en vervolgens de urgentie mede te bepalen op grond van de fysieke en sociale omstandigheden (bijvoorbeeld: treft het verhoogde risico veel of weinig mensen, of een klein of groot gebied). Ook bij het verlenen van vergunning aan fabrieken of het toelaten van stoffen op de markt kan men zo'n benadering volgen. De hoogte van de getalsnormen zal dus afhangen van de aanwezigheid van andere criteria bij de besluitvorming. Aan het stelsel criteria dat de overheid in dit verband hanteert, zal wel

de randvoorwaarde van een rechtsgelijke behandeling van de diverse partijen moeten worden gesteld: voor ieder die vergunning vraagt, dienen gelijke spelregels te gelden.

Het maximaal toelaatbare risiconiveau voor de risicomaat 'collectief risico voor ecosystemen' is gebaseerd op het uitgangspunt dat 95 procent van de soorten geen nadelige effecten van stoffen in een ecosysteem mag ondervinden. De met dat risiconiveau overeenkomende concentratie wordt afgeleid met behulp van gegevens over de gevoeligheid van afzonderlijke soorten, verkregen uit de resultaten van enkele toetsen. De met het verwaarloosbare risiconiveau overkomende concentratie is een factor 100 kleiner. De theoretische onderbouwing van deze benadering behoeft verbetering. Zo is de fundamentele vraag of de benadering ook leidt tot bescherming van structuur en functies van een ecosysteem, op grond van de huidige kennis niet te beantwoorden (GR91a, GR93).

Preventie en interventie

Getalsnormen, zoals getalsnormen voor concentraties van stoffen of stralingsdoses die overeenkomen met het maximaal toelaatbare risiconiveau, hebben in de eerste plaats een preventief oogmerk: ze zijn gericht op bescherming. Dit komt tot uiting in de wijze waarop bij de beoordeling van de risico's, in het bijzonder bij de risicoschatting, met onzekerheden wordt omgegaan. Uitgangspunt bij het vaststellen van een preventieve norm is immers dat er redelijke zekerheid bestaat dat gezondheidsschade wordt voorkomen of in elk geval in voldoende mate beperkt. Dat houdt overigens ook in dat normen aan nieuwe wetenschappelijke inzichten moeten worden aangepast, in het bijzonder indien gezondheidseffecten van bepaalde stressoren ernstiger worden ingeschat dan voorheen het geval was.

De commissie wijst erop dat gezien de wijze waarop preventieve normen worden afgeleid, overschrijding van zo'n norm niet zonder meer tot gezondheidsschade behoeft te leiden. Het is in de eerste plaats een teken dat het risicobeheersingssysteem faalt en dat onderzoek naar de doeltreffendheid van dat systeem geboden is.

Bij een besluit tot interventie (of sanering) spelen, zoals de commissie hierboven al aanduidde, meer overwegingen een rol dan alleen het overschrijden van een van oorsprong preventief bedoelde getalsnorm. Centraal staat het antwoord op de vraag: zijn er ingrepen mogelijk die leiden tot een verbetering van de situatie. Daarnaast zullen de kosten van de met de 'sanering' verbonden maatregelen in redelijke verhouding moeten staan tot de 'winst' die wordt behaald; ook hier kan het ALARA-beginsel behulpzaam zijn bij het zo doeltreffend mogelijk aanwenden van de 'gezondheids- en milieugulden'. Praktijkervaringen spelen hierbij een belangrijke rol. Op grond daarvan stelt men dan interventienormen vast die richtinggevend zijn voor de

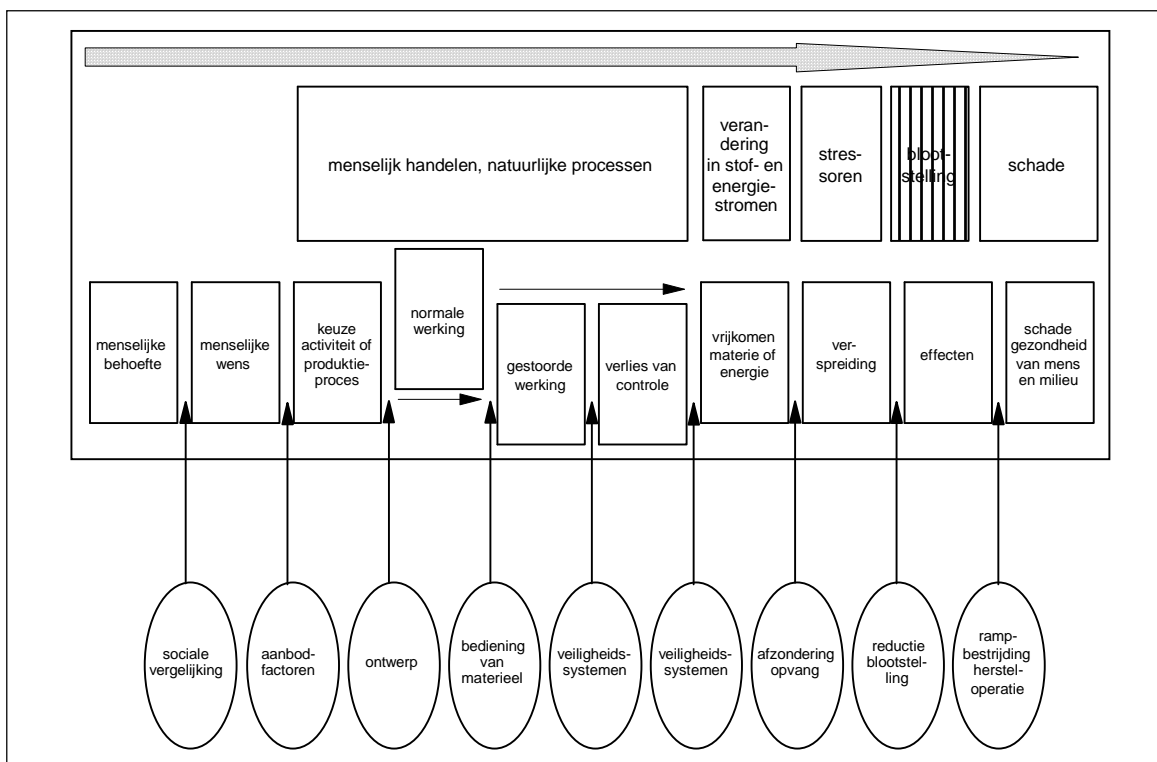
te nemen beslissingen (bijvoorbeeld: wel of geen interventie, welk type, op welke termijn?).

Norm voor het groepsrisico

Afzonderlijke bespreking verdient de norm voor het groepsrisico, die is ingevoerd ter beteugeling van risico's verbonden met ernstige ongevallen in industriële installaties. Groepsrisico staat eigenlijk voor een verzameling van risicomaten met het aantal slachtoffers van een ongeval als parameter. Tot de verzameling behoren, bijvoorbeeld, de kans dat per bedrijfsjaar door een ongeval 10 personen overlijden, de kans op overlijden van 100 personen, van 500 personen, van 750 personen, van 10 000 personen, enzovoort. In de notitie OmR wordt het maximaal toelaatbare groepsrisiconiveau afhankelijk gesteld van het aantal dodelijk getroffen slachtoffers. Met kiest voor een kwadratisch verband: neemt het aantal doden met een factor 10 toe dan wordt de norm een factor 100 strenger. Op die wijze wil de regering recht doen aan het verschijnsel 'sociale ontwrichting', wat de notitie nader omschrijft als het overlijden in één keer van een groep van tien of meer personen. Sociale ontwrichting neemt volgens de notitie OmR toe met een toenemend aantal doden binnen korte tijd en de acceptatie zou in meer dan evenredige mate afnemen.

De commissie is het eens met de gedachte dat het aantal slachtoffers dat herkenbaar het gevolg is van een ongeval, een relatie heeft met sociale ontwrichting. Maar daarnaast zijn andere factoren van belang die door dat kenmerk onvoldoende worden gerepresenteerd. Een Utrechtse studie (Rav92) wijst onder meer op het aantal voor bewoning ongeschikt geraakte huizen, dat als maat voor de omvang van evacuatie zou kunnen dienen. In de discussie over de toelating van kernenergie is het voor langere tijd onbruikbaar zijn van land voor bewoning en agrarische doeleinden (aantasting van milieufuncties) als een bepalende factor sociale ontwrichting naar voren gebracht (Smi83). Al deze aspecten van maatschappelijke ontwrichting kunnen naar de mening van de commissie niet worden gerepresenteerd door de risicomaat 'groepsrisico' en dus ook niet met een 'kwadratische' norm voor het groepsrisico in rekening worden gebracht.

Een argument voor het kwadratische karakter van de groepsrisiconorm was dat mensen ongevallen met een groot aantal slachtoffers als zeer veel ernstiger beoordelen, dan ongevallen met een klein aantal slachtoffers. Als voorbeeld wordt vaak verkeersonveiligheid aangehaald: een ramp met een veerboot die ruim 600 slachtoffers eist, brengt een schok teweeg; vele honderden, verspreid gevallen verkeersslachtoffers doen dat niet. Uit risicoperceptie-onderzoek blijkt dat het aantal slachtoffers zeker een maat is voor de 'ernst' van het risico (men noemt die factor in het Engels 'catastrophic potential'). Zoals in de tabel in bijlage F is aangegeven, zijn er echter meer factoren



Figuur 6 Uitgewerkte oorzaak-gevolgketen met aanknopingspunten voor risicobeheersing. Ontleend aan voorstellen van Hohenemser e.a. (Hoh83) en van Stallen en Smit (Sta93).

die bij risico-oordelen een rol spelen. In hoeverre de norm voor het groepsrisico dergelijke factoren op verantwoorde wijze in rekening brengt, is niet aan te geven zonder onderbouwing met behulp van de resultaten van onderzoek naar het oordeel van mensen over de dreiging die van de mogelijkheid van grote ongevallen uitgaat. Zo'n empirische onderbouwing ontbreekt.

Het groepsrisico is oorspronkelijk bedoeld voor activiteiten met vaste installaties op afzonderlijke lokaties, maar kan ook op andersoortige activiteiten, zoals transport, worden betrokken. Het kan dan gaan om een zeer omvangrijk potentieel schadegebied, zoals bij een nationale luchthaven, of om langgerekte en wijdvertakte gebieden, zoals bij railverkeer. In dergelijke gevallen is opsplitsing van het potentiële schadegebied in deelgebieden nodig om relatieve knelpunten op te sporen, bijvoorbeeld bij railverkeer in de vorm van roudedelen. De wijze waarop zo'n gebiedsopsplitsing vorm krijgt is van invloed op de te treffen risicobeheersingsmaatregelen. Deelgebieden kunnen bijvoorbeeld onder verschillende jurisdicties vallen. Ook dient te worden nagegaan welke gevolgen maatregelen in het ene gebied voor andere gebieden hebben. De commissie beveelt daarom nadere aandacht aan voor het bepalen van de risicomaat groepsrisico bij dergelijke activiteiten.

5.5 Risicobeheersing als dynamisch proces

Oorzaak-gevolgketens bieden goede mogelijkheden om aangrijpingspunten voor risicobeheersingsmaatregelen te identificeren. In figuur 6 is de keten van figuur 1 uitgebreid en uitgewerkt (Hoh83). Bij de achtereenvolgende 'schakels' in de keten is globaal aangegeven welke middelen voor risicobeheersing ter beschikking staan (Sta93). De figuur maakt duidelijk dat algemene 'recepten' maar in beperkte mate mogelijk zijn. Technologische factoren, omgevingsfactoren, individuele competenties en de kwaliteit van de sociale organisatie rondom activiteiten spelen immers een rol bij het ontstaan van ongewenste gevolgen. De veelheid van factoren die aan het ontstaan van risico bijdragen, en de relatie 'mens en techniek' veroorzaken inherente onzekerheid. Risicobeheersing moet in deze context dan ook worden gezien als een dynamisch proces.

In figuur 6 is onderscheid gemaakt tussen 'normale werking' en 'gestoorde werking'. Onder het eerste verstaat men alle gevolgen van het handelen, inclusief de eraan verbonden risico's die als 'normaal' worden beschouwd. Tot de normale werking kunnen ongewenste gebeurtenissen worden gerekend die men op zich wel wil voorkomen, maar waarvan men het mogelijke optreden desondanks als onvermijdelijk en, evenals de mogelijke gevolgen ervan, toelaatbaar acht. Daartegenover staat 'gestoorde werking' waarvan men frequentie, duur en gevolgen zoveel mogelijk zal willen beperken. De risicobeheersingsmaatregelen in geval van gestoorde werking, en in het bijzonder bij zeldzame gebeurtenissen met grote gevolgen, verschillen van die bij normale werking.

Componenten van risicobeheersing zijn onder meer: het voortdurend verbeteren van het ontwerp en de bedrijfsvoering van technische installaties en systemen*, het adequaat opleiden en trainen van alle betrokkenen (waarbij risicobeheersing een integraal deel van de training is), het aan het licht brengen van gevoelige componenten van de processen, het nauwgezet registreren van ongevallen en bijna-ongevallen en het ervan leren, het handhaven van een audit-regiem en het ontwikkelen van criteria om de kwaliteit van de organisatie (mens en techniek) te beoordelen.

De commissie meent dat deze elementen zowel aan de orde zijn bij maatregelen gericht op het vermijden van ernstige ongevallen, als bij het beperken van de risico's van blootstelling aan straling, stoffen en andere stressoren. Daarbij moet het risicobeheersingsproces niet alleen emissiebeperking ten doel hebben, maar evenzeer het ontwikkelen van alternatieven, waardoor, bijvoorbeeld, het gebruik van bepaalde toxische stoffen overbodig wordt.

* Hiertoe behoren onder meer toezicht en onderhoud.

Overigens realiseert de commissie zich dat een dergelijke aanpak minder eenvoudig is bij het beheersen van risico's waaraan vele individuele activiteiten ten grondslag liggen, zoals het autogebruik. Componenten zijn hier, naast aandacht voor de technologie, het treffen van ruimtelijke maatregelen, het bieden van alternatieven met een geringer risico en directe gedragsbeïnvloeding. Evenzeer complex is het tegengaan van bedreigingen van ecosystemen door verontreinigende stoffen, al dan niet in combinatie met andere stressfactoren, zoals verdroging, verzuring en vermisting.

Vaste risiconormen, zoals de notitie OmR ze voorstelt, kunnen een rol spelen bij het beslissen over de toelaatbaarheid van risico's en als een referentiepunt bij risicobeheersing ('zijn we met de risicobeheersing op de goede weg?'). In de praktijk van het handelen staat echter 'management', waarvan risicobeheersing een geïntegreerd onderdeel is, voorop. Voor de overheid is een taak weggelegd om erop toe te zien dat het beleid dat aan het handelen ten grondslag ligt, en de organisatie van het handelen ook op redelijke risico-inperking zijn gericht. Eenzijdige aandacht van de overheid voor het voldoen aan getalsnormen kan naar de mening van de commissie contraproductief zijn. Daarnaast wijst de commissie erop dat er bij bedrijfsmatige activiteiten sprake is van risico's met gevolgen 'binnen' en 'buiten de poort'. Door bedrijfsleiding en overheid dienen deze risico's in onderlinge samenhang te worden benaderd.

Voorgescreven kwantitatieve risicoschattingen en daaraan gekoppelde getalsnormen verhouden zich slecht tot de grote variatie in de omstandigheden waarin met risico's moet worden omgegaan. Standaardisatie van modellen, zoals onder meer voorgesteld voor externe-veiligheidsrapporten, kan voorbijgaan aan essentiële verschillen die kunnen bestaan tussen de risicokarakteristieken van verschillende installaties (eerst wordt een model moeizaam aan de werkelijkheid ontworsteld, vervolgens wordt in andere situaties de werkelijkheid in het model geworsteld). Uitkomsten van dergelijke 'geautomatiseerde' risicoschattingen voldoen aan de (wettelijke) voorschriften, maar representeren de feitelijke specifieke riskante componenten van de beschouwde processen of ontwikkelingen niet voldoende, laat staan dat ze kunnen worden vertaald in praktische maatregelen om het risico te beperken.

De commissie is zich ervan bewust dat het streven van de overheid naar standaardisatie van modellen voor risicoschattingen ook positieve kanten heeft. Het leidt er toe dat het 'kaf van het koren wordt gescheiden': onjuiste modellen worden als zodanig aangemerkt en het gebruik ervan niet toegestaan. Dat bevordert de kwaliteit van de risicoschattingen en de rechtsgelijkheid bij de besluitvorming over risico's. De commissie meent dat deze voordelen behouden kunnen blijven met vermindering van de door haar gesignaleerde nadelen. Wie een risicoschatting opstelt zal die altijd

vergezeld moeten laten gaan van een argumentatie waarom het gekozen model, gegeven het doel van de risicoschatting, geschikt is, ook bij gebruik van ‘geaccordeerde’ modellen. Aan zo’n argumentatie zullen des te zwaardere eisen worden gesteld, naarmate het model een meer bijzonder karakter heeft. Die benadering houdt in dat het gebruik van bepaalde modellen niet bij wet- en regelgeving verplichtend kan worden voorgeschreven.

Ten slotte wijst de commissie nog op een ander aspect van risicobeheersing, dat vooral na ernstige ongevallen blijkt. Zo’n ongewenste gebeurtenis, ook al was ze bij de oorspronkelijke risicobeschouwing geaccepteerd, leidt vrijwel steeds tot aandringen op aanvullende risicobeheersingsmaatregelen. Ten dele komt dit, naar de zienswijze van de commissie, doordat aanwijsbare schade, bijvoorbeeld aanwijsbare slachtoffers, leidt tot een andere risico-oordeel dan de ‘anonieme’ uitkomsten van risicoschattingen. Daarnaast betekent het toelaatbaar achten van een risico niet zonder meer dat men de schade aanvaardbaar acht. Weliswaar houdt ‘risico nemen’ de erkenning in dat risicobeheersing niet perfect is en zelfs dat een zekere mate van schade zal optreden. Als die schade echter herkenbaar optreedt, zal ze veelal niet worden aanvaard, zeker niet als men meent dat er in principe mogelijkheden tot verdere risicobeheersing zijn. Ten dele is hier ook sprake van een leerproces: de analyse van het voorval kan tot inzicht leiden in de risicobronnen en de beheersing daarvan. Daarbij dient echter te worden gewaakt voor het bestrijden van ‘symptomen’ dat geen daadwerkelijke risicoreductie wordt oplevert. Lering trekken betekent het achterhalen van en de technische, en organisatorische en en de individueel-menselijke factoren die tot het ongeval hebben geleid (zie o.a. Gro92)

5.6 Accumulatie van risico’s

De mogelijke aantasting van de gezondheid en van het milieu wordt in een gegeven situatie meestal door een veelheid van risicofactoren bepaald: er is sprake van risico-accumulatie. Met de opeenstapeling van risicofactoren binnen bepaalde bevolkingsgroepen of ecosystemen wordt in de benadering van de notitie OmR maar beperkt rekening gehouden. Voor ongevallen, straling en stoffen* gelden getalsnormen voor het totaal (zie tabel 1). Niet uitgewerkt in de notitie OmR zijn andere stressoren, zoals geluid en geur of slechte kwaliteit van woningen, en mogelijke vormen van wisselwerking tussen omgevingsfactoren. Een complicerende factor bij het beoordelen van de rol van al die stressoren is dat ook de sociaal-economische status van de blootgestelden, in samenhang met leefwijze en beroep, in verband staat met de gezondheidstoestand en vaak op een overheersende wijze (zie bv. Kun94, Mac94).

* De commissie gaat hier voorbij aan het besproken verschil in betekenis van ‘individueel risico’ voor de diverse stressoren.

Verder ontbreekt een methode voor het gezamenlijk beoordelen van het risico voor de bevolking en voor ecosystemen. Mede daardoor kan er een kloof ontstaan tussen het oordeel van bevolkingsgroepen over het risico dat zij in de leefomgeving lopen en de wijze waarop de overheid dat risico wil beheersen.

5.7 Risico's van verschillend niveau

Bij het ontstaan en de beheersing van risico's kunnen verschillende typen van aggregatieniveaus worden onderscheiden. In de eerste plaats zijn er schaalniveaus in ruimte en tijd: van individueel (lijfelijk) tot mondiaal en van 'vandaag en morgen' tot ver in de toekomst of tot langdurig. Men kan ook verschillende beslisniveaus onderscheiden, bijvoorbeeld het strategische, tactische en operationele niveau met een navenant afnemende maatschappelijke reikwijdte. Daarnaast bepaalt het niveau van complexiteit de onzekerheden bij het in kaart brengen van oorzaken, gevolgen en maatregelen om risico's te beheersen. Deze niveau-indelingen hangen sterk met elkaar samen.

Op de verschillende niveaus zullen de processen die tot het ontstaan van risico's leiden, uiteenlopen. Zo bedreigt een individuele activiteit als overmatig alcoholgebruik voornamelijk de gezondheid van de roker zelf. Andere facetten van individuele activiteiten, zoals luchtverontreiniging door autorijden, hebben veelal slechts een geringe invloed op de gezondheid van het direct betrokken individu, maar accumuleren tot een bedreiging voor het collectief (schadelijke luchtverontreiniging)*. In dit verband vraagt de commissie ook aandacht voor afwentelingsprocessen. Bij veel vormen van menselijk handelen is er sprake van afwenteling van de risico's voor 'mens en milieu' naar andere delen van de wereld of naar de toekomst. Het bestaan van verschillende niveaus en van deze afwentelingsprocessen vraagt om een gedifferentieerd risicobeleid als proces van beschrijven, beoordelen, beslissen en beheersen. Deze 'gelaagdheid' van gezondheids- en milieurisico's, die in de notitie OmR maar ten dele uit de verf komt, wordt in het Nationaal Milieubeleidsplan (TK89a) overigens onderkend .

5.8 Omgaan met risico's

De commissie vat haar kanttekeningen bij de risicobenadering voor het milieubeleid als volgt puntsgewijs samen:

- De risicobenadering in het milieubeleid met haar relatief eenvoudige normeringsstelsel heeft de aandacht voor de invloed van omgevingsfactoren,

* Dit verschijnsel, dat bij veel milieuproblemen speelt, duidt men wel aan als de sociale-dilemma-problematiek (Vle93).

- waaronder begrepen industrieel handelen op de gezondheid van de mensen en op structuur en functioneren van ecosystemen, een sterke impuls gegeven.
- Daarmee zijn met menselijk handelen verbonden risico's voor de gezondheid van de mens en het milieu in het centrum van de politieke discussie komen te staan.
 - De keerzijde van de medaille is dat dat door vereenvoudiging de veelomvattendheid van het risicobegrip uit het zicht is geraakt. Dat is mede in de hand gewerkt door de uiteenlopende betekenissen die men aan 'risico' bij de uitwerking van de risicobenadering heeft gegeven: risico als de mogelijkheid van schade, risico als kans op een bepaald gezondheidseffect en risico als grootte die de blootstelling beschrijft, zoals de concentratie van een stof.
 - Beslissen over de toelaatbaarheid van risico's op grond van toetsing aan getalsnormen die op slechts enkele kwantitatieve maten zijn gebaseerd, vereist een legitimatie op grond van de aard van het risicoprobleem; enkele getalsnormen zijn immers vaak onvoldoende om de complexe werkelijkheid recht te doen.
 - Toetsing aan algemeen geldende getalsnormen met daaraan verbonden de beslisregel 'overschrijding van de getalsnorm is niet toegestaan of vereist sanering' maakt het formeel onmogelijk om ook de beoordeling van de economische en sociale baten bij het beslissen over de toelaatbaarheid van risico's te betrekken. Wil men daar wel ruimte voor maken, dan leidt tot een meer gedifferentieerd stelsel van normen, die soms strikter en soms minder strikt dan de huidige kunnen uitvallen.
 - Er is onvoldoende aansluiting op de (dynamische) processen die aan het ontstaan en het beheersen van risico's ten grondslag liggen. Betere aansluiting leidt ook tot een meer gedifferentieerd stelsel van normen, zowel wat betreft beslisregels als normgrootheden, terwijl toepassing van het ALARA-beginsel meer centraal komt te staan.
 - Het voldoen aan gelijke getalsnormen voor een risicomaat als individueel risico houdt niet zonder meer een gelijk beschermingsniveau in; dat komt omdat de risicomaat niet in alle gevallen het risico in voldoende mate representeert en ook omdat de risicomaat voor niet-kankerverwekkende stoffen, kankerverwekkende stoffen, straling of de mogelijkheid van grote ongevallen op verschillende manier is uitgewerkt.
 - Het groepsrisico zou iets van de zojuist bedoelde meerdimensionaliteit tot uitdrukking moeten brengen, te weten de 'maatschappelijke ontwrichting' bij ernstige ongevallen door het overlijden van een bepaald aantal (meer dan tien) personen binnen korte tijd; de commissie meent echter dat deze maat een complex fenomeen als maatschappelijke ontwrichting onvoldoende weergeeft.
 - De met het groepsrisico verbonden getalsnorm, die verandert met het aantal slachtoffers (omgekeerd evenredig met het kwadraat van het aantal slachtoffers), is
-

niet door empirisch onderzoek onderbouwd. Daarom is niet duidelijk in welke mate deze norm rekening houdt met perceptiefactoren.

- In de uitwerking van de risicobenadering blijkt de regering een voorkeur te hebben voor het uitvoeren van risicoschattingen met enkele, door haar ‘geaccordeerde’ modellen. Die opvatting doet geen recht aan de verschillen die in de praktijk zullen voorkomen. De commissie ondersteunt wel het streven naar een ‘kwaliteitsstempel’. Het toepassen van een bepaald model zal echter altijd moeten worden verantwoord in het licht van het doel van de risicoschatting.
- De risicobenadering in haar huidige vorm biedt onvoldoende instrumenten om met het verschijnsel van risico-accumulatie om te gaan.

Internationaal zijn uiteenlopende ‘risicobenaderingen’ in zwang. De commissie heeft zich nader verdiept in risicobenaderingen in de VS, het VK en Noorwegen. Die keuze is vooral ingegeven door het feit dat in de literatuur gegevens over die benaderingen waren gevonden, dat het mogelijk bleek op onderdelen een mondelinge toelichting te krijgen en dat de benaderingen aspecten bevatten die aansloten bij de aard van het betoog van de commissie. Het is geenszins de bedoeling te suggereren dat er buiten de drie genoemde landen, of zelfs binnen die landen, geen andere manieren van omgaan met risico’s zijn, waaruit ook lering zou kunnen worden getrokken.

Bij de verdere ontwikkelingen van de risicobenadering in Nederland zouden elementen uit de benaderingen elders kunnen worden overgenomen, bijvoorbeeld de aandacht voor de kwaliteit van de organisatie van het menselijk handelen met risicobeheersing als geïntegreerd onderdeel (Noorwegen, Norwegian Petroleum Directorate, bijlage E), het flexibele verband tussen risicogrenzen en daarmee overeenkomende grenswaarden voor andere grootheden (VK, Health and Safety Executive, bijlage D) en de rangordening van risico’s (‘comparative risk analysis’, VS, Environmental Protection Agency, in bijlage C).

Vragen en antwoorden

De adviesaanvraag van de minister van VROM is opgenomen in bijlage A. De vragen die de minister stelt, passen binnen het denkkader dat in de notitie OmR en de latere beleidsdocumenten over de risicobenadering in het milieubeleid is uiteengezet. In het vorige hoofdstuk heeft de commissie bij dat denkkader kanttekeningen geplaatst. De beantwoording van de vragen van de minister in dit hoofdstuk moet in het licht van die kanttekeningen worden gezien.

6.1 Individu versus populatie (vraag 1)

Kan de Raad zich verenigen met het uitgangspunt van de risicobenadering, te weten bescherming van de mens op individueel niveau en van planten en dieren op populatieniveau?

Een direct antwoord op de vraag houdt een keuze in die beleidsmatig van aard is, en niet door de commissie kan worden gemaakt. Zij volstaat met de volgende kanttekeningen.

Bij het bevorderen van de volksgezondheid en het beschermen van de bevolking tegen ziekten en voortijdig overlijden richt de inspanning van de overheid zich zowel op het individu als op groepen uit de bevolking en op de bevolking als geheel. Daarbij heeft zij ook aandacht voor de gezondheid van toekomstige generaties.* Het uitgangspunt van de risicobenadering in het milieubeleid, namelijk de bescherming van

* Die taak vloeit voort uit de Grondwet. Belangrijke internationale documenten waarin deze principes zijn vastgelegd, zijn de declaratie van de rechten van de mens (Stockholm, 1972) en het rapport van de Commissie Brundtland (WCDE87).

het individu, wordt in de Westerse samenleving, waaronder Nederland, hoog gewaardeerd. Het moet voorkómen dat risico's op ontoelaatbare wijze op enkele individuen of bepaalde groepen worden afgewenteld.

Daarnaast laat zich in dit verband de vraag stellen of bij het karakteriseren van risico's uitsluitend met op het individu gerichte maten, zoals de individuele sterftkans, kan worden volstaan. De commissie meent van niet en constateert dat ook in de notitie OmR niet uitsluitend met individuele bescherming wordt volstaan. Zij beschouwt de invoering van een maat als 'groepsrisico' als een poging om andere aspecten die verband houden met een verstoring van het functioneren van de maatschappij, bij de besluitvorming over risico-aanvaarding te betrekken. Bij de beoordeling van het risico van bepaalde vormen van menselijk handelen voor de bevolking zal men dus in het algemeen zowel risicokenmerken op individueel niveau als op bevolkingsniveau moeten betrekken. Daarbij kunnen ook kenmerken zijn die in het bijzonder van belang zijn voor bepaalde groepen in de samenleving, zoals kinderen.

Voor ecosystemen is het beleidsuitgangspunt dat de functies en structuur van en de processen binnen het ecosysteem moeten worden beschermd. Dat uitgangspunt is vertaald in maatregelen om de populaties van soorten in een ecosysteem te beschermen. Niet staat vast of de wijze waarop de op bescherming van populaties van soorten gerichte benadering in de praktijk is uitgewerkt, ook ecosysteemfuncties en -processen in voldoende mate beschermt (GR88, GR94a).

In kringen van ecologen en ecotoxicologen is de vraag gerezen in hoeverre naast effecten die de overleving van de populatie bedreigen, ook andere effecten moeten worden bestreden (GR93). De commissie laat dit onderwerp hier verder buiten beschouwing.

6.2 Criteria voor de beoordeling van agentia (vraag 2)

Acht de Raad het huidige stelsel van criteria voor de risico's per agens en voor de cumulatie van risico's van agentia, zoals in Omgaan met risico's aangegeven, voldoende om alle risico's van milieuverontreiniging door menselijk handelen te beoordelen? Voor de beantwoording van deze vraag stel ik het op prijs als de Raad de resultaten beoordeelt van het onderzoek naar aanvullende criteria voor maatschappelijke ontwracting.

Het antwoord van de commissie luidt: de criteria in de huidige risicobenadering zijn onvoldoende om in alle gevallen te kunnen beslissen over de toelaatbaarheid van de bijdrage van bepaalde vormen van milieuverontreiniging aan de (mogelijke) aantasting van de gezondheid van de mens en van het milieu. 'Milieuverontreiniging' slaat hierbij zowel op toegelaten veranderingen van concentraties van stoffen en energie (straling,

warmte), als op veranderingen veroorzaakt door ernstige ongevallen. In verband met dat laatste meent de commissie dat een zo complex begrip als maatschappelijke ontwrichting niet goed in een simpel criterium tot zijn recht kan komen. De studie waarnaar de vraag verwijst (Rav92), illustreert dat. Het overlijden van groepen mensen binnen korte tijd, dat in de notitie OmR voorop wordt geplaatst, en de mogelijkheid van het onbewoonbaar raken van woningen, met als gevolg tijdelijke of meer permanente evacuatie, waar in die studie op wordt gewezen, acht de commissie zeker belangrijke aspecten van de ‘maatschappelijke ontwrichting’ na een ongeval, maar niet de enige.

In hoofdstuk 5 ging de commissie in op de getalsnorm die de overheid aan het groepsrisico verbindt. Zij concludeerde daar dat de vorm van die norm, het gekozen verband tussen de frequentie van een ongeval en het aantal slachtoffers van dat ongeval, geen empirische onderbouwing heeft. Voor zover de norm beoogt perceptiefactoren in de risicobeoordeling te verdisconteren, stelde zij dat dit door slechts rekening te houden met het aantal slachtoffers, in zeer beperkte mate lukt. Ook beval ze nadere aandacht aan de afbakening van het gebied waarbinnen de slachtoffers vallen aan, in het bijzonder in geval van toepassing van het groepsrisico bij transport.

6.3 Beoordeling van gezondheidsschade (vraag 3)

Vooralsnog is in de risicobenadering gekozen voor eenzelfde risicogrens van één effect dat kan worden veroorzaakt door verschillende agentia, ongeacht het voortraject, bijvoorbeeld acuut overlijden als gevolg van een ongeval versus na langere tijd overlijden als gevolg van continue blootstelling. Tevens is gekozen voor eenzelfde beoordeling van verschillende vormen van ernstige gezondheidsschade. Is er volgens de Raad een in de praktijk van de besluitvorming hanteerbare, wetenschappelijke basis om verschil in waardering aan te brengen?

De wens om bij het beslissen over de toelaatbaarheid van blootstelling aan bepaalde stressoren gelijke getalscriteria te hanteren, komt voort uit de wens om een gelijke mate van bescherming te bieden tegen de gevolgen van blootstelling aan die stressoren. De commissie herhaalt haar eerdere conclusie uit hoofdstuk 5: gelijke getalscriteria voor risicomaten als het individuele risico garanderen geen gelijke beschermingsniveaus.

Vraag 3 gaat ook over het onderling vergelijken en waarderen van uiteenlopende gezondheidseffecten. Wetenschappelijk gezien doet zich hier het probleem voor dat verschillende stressoren in verschillende situaties verschillende effecten veroorzaken. Bovendien is niet van alle veroorzaakte effecten de betekenis in termen van aantasting van de gezondheid of het milieu even duidelijk. Dat bemoeilijkt de onderlinge vergelijking en waardering.

Er bestaan systemen voor het waarderen van gezondheidseffecten ten behoeve van het in kaart brengen van de gezondheidstoestand op individuele en collectieve schaal. Verscheidene daarvan zijn volgens een inzichtelijke methode opgebouwd en zouden ook gebruikt kunnen worden bij het bepalen en beoordelen van risico's. De commissie benadrukt dat het hanteren van dergelijke systemen een inzichtelijke en gestructureerde procedure vereist; dat voorkomt dat onvermijdelijke persoonlijke waardeoordelen ongemerkt insluipen.

Een voorbeeld van een waarderingssysteem is te vinden in een recent rapport van de Wereldbank over gezondheid (WB93). In dat rapport zijn de diverse groepen van ziekten gewaardeerd ten opzichte van overlijden en is die waardering verwerkt in een maat voor het verlies aan 'gezonde levensjaren' (DALY, disability adjusted life year). Zo'n benadering maakt het mogelijk om de ziektelast van bevolkingen en bevolkingsgroepen te vergelijken. Een ander voorbeeld is het schatten van de mogelijke gezondheidseffecten verbonden aan het inademen of inslikken van radioactieve stoffen (ICRP91). De stralingsdoses in de diverse organen worden te zamen genomen na een weging die is afgeleid van de gewaardeerde ernst van de mogelijke gevolgen verbonden met de bestraling van de organen.

De commissie meent dat het verder ontwikkelen van dergelijke systemen, ook in samenhang met het beoordelen en beheersen van risico's, zinvol is. Zij acht het niet mogelijk om een systeem te ontwikkelen dat universeel voor het beheersen van milieurisico's toepasbaar is.

6.4 Overlijden versus levensduurverkorting (vraag 4)

De 'maat' van de risicobenadering voor de mens is het gemiddeld individueel risico per jaar voor een kritieke groep. Ook andere risicomaten zijn mogelijk, zoals levensduurverkorting. Zijn er volgens de Raad duidelijke wetenschappelijke voordelen verbonden aan het gebruik van andere maten? En zo ja, is deze praktisch hanteerbaar te maken?

In hoofdstuk 5 heeft de commissie erop gewezen dat de in de notitie OmR geïntroduceerde risicomaat 'individueel risico' in verschillende betekenissen wordt gebruikt. Onder meer verschilt de manier waarop met de factor 'tijd' wordt omgegaan. Bij het optreden van ongevallen doet het effect zich mogelijk binnen korte tijd na de gebeurtenis of op termijn voor. Blootstelling aan straling geeft een verhoging van de kans op kanker, maar dan vooral op hoge leeftijd. Bij de risicomaat 'collectief risico voor ecosystemen' is sprake van gevolgen van chronische blootstelling waarbij de tijdschaal van de effecten voor de afzonderlijke soorten en voor het ecosysteem als geheel echter zeer kan uiteenlopen.

Een maat als verlies aan levensverwachting, of verkorting van de naar verwachting in gezondheid door te brengen levensperiode, kan zulke factoren in rekening brengen. De commissie meent dat het bij het beoordelen en beheersen van risico's zinvol is om de factor 'tijd' in aanmerking te nemen. Zij verwijst naar haar antwoord op de vorige vraag. Daaruit blijkt tevens dat zij het ontwikkelen van één maat die is gebaseerd op een eenvoudig risicokenmerk, zoals de kans op overlijden, en die voor alle problemen bruikbaar is, niet mogelijk acht.

Tot slot maakt de commissie nog een opmerking bij de zinsnede 'gemiddeld (...) voor een kritieke groep'. De formulering lijkt sterk op die van de International Commission on Radiological Protection (ICRP; ICRP84). Als ze met het begrippenkader van de ICRP in verband moet worden gebracht, gaat het dus om de groep die verhoudingsgewijs het meest is blootgesteld. In de notitie OmR wordt het begrip risicogroep gebruikt. Dat is een groep die bestaat uit personen die de grootste kans op gezondheidsschade hebben, hetzij doordat zij meer dan anderen zijn blootgesteld, hetzij doordat zij gevoeliger voor de invloed van een bepaald agens zijn dan anderen, hetzij door beide oorzaken. De commissie stelt voor om de term risicogroep te hanteren en deze te omschrijven als de groep die het grootste risico loopt.

6.5 Ervaren van risico's (vraag 5)

Risico's worden soms verschillend ervaren. Acht de Raad het mogelijk een kwantitatieve invulling te geven aan het element perceptie of anderszins dit element praktisch en verantwoord hanteerbaar te maken voor de besluitvorming?

Uit onderzoek is gebleken dat de volgende factoren het oordeel van mensen over de bedreiging van bepaalde activiteiten of omstandigheden in belangrijke mate bepalen (zie overzicht in Vle90, Vle93, zie ook bijlage F):

- de potentiële mate van schadelijkheid of dodelijkheid
- het niet kunnen beheersen van de gevolgen met veiligheids- en reddingsmaatregelen
- het aantal tegelijkertijd getroffen personen
- de onbekendheid van gevolgen en effecten
- de onvrijwilligheid en onbillijkheid van blootstelling en risico.

Naarmate de activiteit of situatie hoger scoort op elk van deze criteria, beoordelen mensen risico's in het algemeen als ernstiger en voelen ze zich meer bedreigd. In het advies Herbezinning kernenergie (GR89a) is de conclusie getrokken, dat de mate waarin men zich bedreigd voelt, in combinatie met het gevoel van onvermogen aan die

bedreiging iets te kunnen doen, is aan te merken als een stressor en daarom van invloed is op de gezondheid. De commissie meent dat het negeren van dit fenomeen bij het treffen van maatregelen om risico's te beheersen, tot grote spanningen tussen burgers en overheid kan leiden. Het treffen van maatregelen alleen op grond van de mogelijke extra kans op overlijden (of verkorting van de levensduur) zal in het algemeen onvoldoende inspelen op de gevolgen van gevoelens van bedreiging. In beginsel zijn de genoemde factoren objectief herkenbaar, zij het niet in alle gevallen kwantificeerbaar. Daardoor lenen ze zich niet voor getalsnormering.

Het betrekken van deze factoren bij risicobeheersing houdt dus onvermijdelijk in dat het niet voldoende is de besluitvorming te baseren op toetsing aan normen voor één of enkele risicomaten (zie ook het antwoord op vraag 3). Dat geldt in bijzonder voor vraagstukken waarbij het maatschappelijk belang en de complexiteit groot is. Het is wenselijk om, in samenhang met dat maatschappelijk belang en die complexiteit, procedures voor besluitvorming te ontwikkelen, waarbij 'partijen' in de maatschappij een rol spelen. Het opstellen van een milieu-effectrapport en de publieke bespreking ervan is een voorbeeld van zo'n procedure.

6.6 'Natuurlijke' agentia (vraag 6)

Sommige milieuverontreinigingen komen van nature voor, bijv. zware metalen en radon. Andere verontreinigingen komen niet van nature voor, bijv. DDT of ¹³¹I. Acht de Raad het vanuit wetenschappelijk oogpunt wenselijk om menselijke activiteiten waarbij het milieu verontreinigd wordt met van nature voorkomende stoffen anders, bijvoorbeeld strenger gegeven het achtergrondniveau, te beoordelen dan activiteiten waarbij niet van nature voorkomende verontreinigingen (kunnen) vrijkomen? Moet in dat verband voor agentia die van nature voorkomen dan altijd van een drempelwaarde worden uitgegaan, b.v. op het niveau van de achtergrond? Is het in beschouwing nemen van het toegevoegd risico verantwoord in dit verband en kan de Raad richtlijnen geven voor het vaststellen van wat als toegevoegd risico aan een bron zou moeten worden toegerekend, met name in geval van van nature voorkomende contaminanten?

Elk organisme vindt in zijn leefomgeving factoren die absoluut noodzakelijk zijn voor zijn voortbestaan, en factoren die zijn gezondheid bedreigen. Voorbeelden van de laatste zijn ozon, stof, kosmische straling, ziektekiemen, predatoren, en natuurlijke pesticiden in het voedsel. De niveaus van blootstelling aan die stressoren variëren vaak sterk van plaats tot plaats en in de tijd, en ze zijn en worden door menselijk handelen beïnvloed. Het definiëren van een 'natuurlijke-achtergrond'-niveau is daarom moeilijk en heeft altijd een zeker arbitrair karakter.

De stelling dat organismen zich evolutionair aan 'achtergrondniveaus' hebben aangepast, acht de commissie zeker niet voor alle organismen en voor alle stressoren in gelijke mate geldend. Het is dan ook onjuist om in het algemeen het

‘achtergrondniveau’ van een bepaalde stressor te beschouwen als een drempel waaronder effecten afwezig zijn. De mogelijke gevolgen van stressoren die deel uitmaken van het natuurlijk milieu, zullen op dezelfde wijze als andere stressoren moeten worden geschat.

In sommige gevallen lijkt het mogelijk om de diverse bijdragen aan de totale belasting door een bepaalde stressor afzonderlijk te behandelen. Dat is bijvoorbeeld het geval bij blootstelling aan ioniserende straling en aan kankerverwekkende stoffen. Voor diverse stoffen waarvan de effecten zich met een drempelmodel laten beschrijven, is dat niet mogelijk; natuurlijke en antropogene bijdragen aan het blootstellingsniveau dienen dan te zamen worden beschouwd.

Hierboven gaf de commissie aan dat natuurlijke en antropogene bijdragen aan het blootstellingsniveau aan een bepaalde stressor moeilijk te scheiden zijn. Dat doet zich voor bij zogeheten systeem-eigen stressoren, bijvoorbeeld stoffen die van oudsher in het beschouwde deel van het milieu voorkomen. Beschikt men over historische informatie over de blootstellingsniveaus dan kan men die informatie gebruiken als referentie bij de risicobeoordeling, zoals voor stoffen in de bodem wel gebeurt. Het gebruik als referentie wil niet zeggen dat historische blootstellingsniveaus of de variaties in ruimte en tijd in die niveaus onschadelijk zijn. Over de mate van schadelijkheid kan geen algemene uitspraak worden gedaan; alleen gericht onderzoek kan hier opheldering verschaffen.

6.7 Historische verontreiniging (vraag 7)

Kan de Raad aangeven hoe achtergrondniveaus moeten worden vastgesteld indien er sprake is van soms al lange tijd bestaande verontreiniging (bv. fall-out kernproeven)?

Of blootstelling aan een stressor van natuurlijke of kunstmatige oorsprong is, kan relevant zijn voor de risicobeoordeling en de mogelijkheden om risicobeheersingsmaatregelen te treffen, maar is op zich niet van betekenis voor de mogelijke gezondheidsschade door die blootstelling. Zie het antwoord op vraag 6. Zo is van zware metalen, polycyclische aromatische koolwaterstoffen en organische chloorverbindingen bekend dat bij zeer langdurig verblijf in de bodem hun biologische beschikbaarheid vermindert. Dat gegeven is van invloed op de uitkomst van de risicobeoordeling van deze stoffen in concrete situaties.

De commissie geeft in dit verband als voorbeeld de benadering van de International Commission on Radiological Protection (ICRP91), die aanbeveelt om beleidsmatig een duidelijk onderscheid te maken tussen situaties waarin het risico in principe te vermijden is door handelingen te stoppen of niet toe te staan en situaties waarin slechts interventie mogelijk is, bijvoorbeeld milieuverontreiniging door

vroegere handelingen, Voor het verminderen van de blootstelling aan radioactieve stoffen die bij ongevallen (bijvoorbeeld 'Tsjernobyl') vrijkomen, en van de blootstelling aan radon in bestaande woningen, acht de ICRP de interventiebenadering aangewezen: elke maatregel om de blootstelling te verminderen moet 'voordelig' zijn en de inspanningen die men zich moet getroosten, moeten in redelijke verhouding staan tot de te behalen gezondheidswinst (zie ook GR94c).

6.8 Ecotoxicologische risicobeoordeling (vraag 8)

Bij brief van 11 juni 1991, kenmerk U 3109/CB/mr/325-N, heeft U het advies inzake 'Ecotoxicologische extrapolatiemethoden' aangeboden. Kan de Raad, gelet op de belangrijkste conclusies van deze notitie, aangeven op welke elementen, anders dan de statistische verfijning van methode, de verdere ontwikkeling van de ecotoxicologische risicobeoordeling zich moet richten?

De commissie verwijst voor het antwoord op deze vraag naar het onlangs uitgebrachte advies 'Ecotoxicologie op koers' (GR94a).

6.9 Verwaarloosbaarheidsniveau (vraag 9)

Acht de Raad het vanuit het oogpunt van de grenzen van nauwkeurigheid waarmee berekeningen kunnen worden uitgevoerd, en vanzelfsprekend ook vanuit het oogpunt van kosten-effectiviteit van maatregelen, juist dat er een verwaarloosbaar niveau wordt gesteld?

De keuze voor het vaststellen van een verwaarloosbaar niveau is een beleidsmatige. De commissie volstaat daarom met het aangeven van enkele overwegingen bij deze keuze. Zoals de commissie in hoofdstuk 5 heeft besproken, is de betekenis van het verwaarloosbare risiconiveau in de loop van de tijd gewijzigd. Als uitgangspunt kiest de regering, na overleg met het parlement, nu voor een maximaal toelaatbaar niveau, waaronder gestreefd moet worden naar een risiconiveau dat zo laag als redelijkerwijs mogelijk wordt geacht. Alleen in geval van stoffen wordt het verwaarloosbare risiconiveau aangehouden als na te streven niveau om ook gezondheidsschade door de gezamenlijke werking van stoffen te voorkomen.

In de vraag worden twee mogelijke argumenten voor het invoeren van een verwaarloosbaar risiconiveau onder het maximaal toelaatbare risiconiveau genoemd: 'kosten-effectiviteit' en 'nauwkeurigheid'. De commissie wil er allereerst op wijzen dat elke risicobeheersingsmaatregel kosten-effectief moet zijn. Dat geldt zeker als de kosten relatief hoog zijn, wat veelal het geval zal zijn als het om relatief grote risico's gaat. In de praktijk van het overheidsbeleid kan er behoefte zijn aan een niveau dat zover onder het maximaal toelaatbare ligt, dat verdere risicobeheersing geen

onderwerp meer is van wet- en regelgeving (in het Engels: 'below regulatory concern'). De zekerheid over aard en omvang van de risico's zal rol spelen bij het bepalen van niveaus waaronder de overheid regelgeving overbodig acht. Hoe dat uitwerkt, zal echter sterk afhangen van de gehanteerde beleidsprincipes. Consequente doorvoering van het voorzorgprincipe, bijvoorbeeld, leidt tot sterke nadruk op het voorkomen van ook zeer kleine kansen op onzekere gezondheidsschade.

Aan een verwaarloosbaar risiconiveau wordt ook wel een andere betekenis gehecht, die los staat van het vaststellen van een maximaal toelaatbaar risiconiveau. Het verwaarloosbare niveau vormt dan het einddoel van de inspanningen van de overheid op het terrein van de risicobeheersing. Dan spelen, althans in principe, overwegingen van kosten-effectiviteit, bij het aangeven van zo'n verwaarloosbaar niveau geen rol, of hooguit zeer indirect. De kennis over aard en omvang van risico's en de onzekerheid daarin zijn uiteraard wel van directe invloed op wat men als einddoel van risicobeheersing formuleert.

Op de betekenis van het verwaarloosbare risiconiveau bij het beheersen van de gevolgen van een gezamenlijke werking van stoffen, wordt in een ander advies van de Gezondheidsraad ingegaan (GR95).

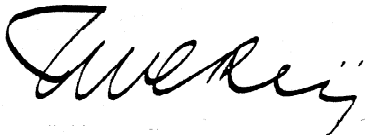
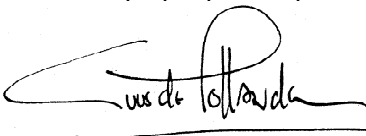
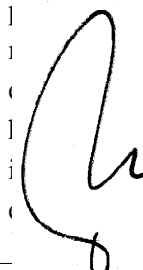
6.10 Onzekerheden en normstelling (vraag 10)

Kan de Raad aangeven op welke wijze onzekerheden bij de risicobeoordeling (meten, modellen, aannamen e.d.) kunnen worden betrokken bij het proces van normstelling?

De commissie vat deze vraag in algemene zin op. Andere commissies zijn voor bepaalde toepassingen ingegaan op de manier waarop in specifieke situaties onzekerheden kunnen worden verwerkt: bijvoorbeeld in het advies *Uitgangspunten voor normstelling voor stoffen met een drempelwerking (GR85*)*, het advies *Stoffen uniform beoordelen (2)? (GR93)* en in het advies *Ecotoxicologie op koers (GR94a)*.

Risicoschattingen zijn onzeker omdat de resultaten van metingen met fouten zijn behept, omdat over de toepasbaarheid van gegevens twijfel bestaat en omdat de

an de gebruikte modellen onvoldoende nauwkeurig bekend zijn. De
et deze vorme zijn vaak redelijk in maat
: drukken. On het
ingen verscha geva
nzonderheden wel
lan uitzondering zijn (GR89a). Onzekerheid die samenhangt met de



* De Gezondheidsraad bereidt een herziening van dat advies voor.

representativiteit van de gebruikte risicomodellen, is veel moeilijker in maat en getal uit te drukken. Veel van de modellen zijn niet gevalideerd in de praktijk; soms is validatie onmogelijk. Het is dan onmogelijk om aan te geven in welke mate de modeluitkomsten betekenis hebben voor de werkelijkheid.

Bij veel risicoschattingen komen de onzekerheden in de uitkomst niet expliciet aan de orde. De commissie acht dat onjuist. Elke risicoschatting zou gepaard moeten gaan met bespreking van de onzekerheden en waar mogelijk een kwantificering. In sommige gevallen kan een gevoeligheidsanalyse hier goede diensten bewijzen.

De onzekerheid waarmee risicoschattingen zijn verbonden, houden ook een keuzeprobleem in, vooral als de onzekerheidsmarge niet in maat en getal kan worden uitgedrukt. Kiest men een waarde die, voor zover bekend, zeker het risico niet zal onderschatten? Of vereist het risicoprobleem ‘de beste schatting’? Voor het maken van dergelijke keuzen is kennis nodig van de aard van het risicoprobleem en de beleidsuitgangspunten van de risicobeheerser. Er is dan ook geen algemeen recept te geven voor het ‘omgaan met onzekerheden’ in het kader van risicoschattingen. Wel mag men eisen dat de keuzen als onderdeel van de schatting op inzichtelijke wijze worden aangegeven.

Den Haag, 20 april 1995,
voor de commissie

dr WF Passchier,
secretaris

drs AEM de Hollander,
secretaris

ir WC Reij,
voorzitter

Literatuur

-
- Bar94 Barnthouse LW. Issues in ecological risk assessment: the CRAM perspective. Risk Anal 1994; 14: 251-256.
- Cal94 California Environmental Protection Agency. Toward the 21st Century: Planning for protection of California's environment. Final Report. Sacramento: California Environmental Protection Agency, 1994.
- Cla81 Clarenburg LA. Veiligheidswetgeving. Een algemene beschouwing. Den Haag: Staatsuitgeverij, 1981; (Reeks Verslagen, Adviezen, Rapporten 44, 1981).
- DOT88 Department of Transport. Valuation of road accident fatalities. Department of Transport, 1988.
- Dro91 Drottz-Sjöberg B-M. Perception of risk. Studies of risk attitudes, perceptions and definitions. Thesis. Stockholm: Center for Risk Research, Stockholm School of Economics, 1991.
- EPA92 Environmental Protection Agency. Risk Assessment Forum. Framework for ecological risk assessment. Washington: US EPA, 1992; (report EPA/630/R-92/001).
- EPA90 Science Advisory Board EPA: Relative Risk Reduction Strategies Committee. Reducing risk: setting priorities and strategies for environmental protection. Washington: US EPA, 1990; (report SAB-EC-90-021).
- GR77 Gezondheidsraad. Advieswaarden voor de kwaliteit van de buitenlucht. Algemene beschouwingen. Den Haag: Gezondheidsraad, 1977; publikatie nr 1977/07.
- GR82 Gezondheidsraad. Advies inzake milieugevaarlijke stoffen. Den Haag: Gezondheidsraad, 1982; publikatie nr 1982/21.
- GR84a Gezondheidsraad. Advies inzake externe veiligheid. Den Haag: Gezondheidsraad, 1984; publikatie nr 1984/35.
- GR84b Gezondheidsraad. Advies inzake stralingsbescherming in Nederland, de ICRP-aanbevelingen in de praktijk. Den Haag: Gezondheidsraad, 1984; publikatie nr 1984/20.
-

- GR85 Gezondheidsraad. Advies inzake uitgangspunten voor normstelling; de inzichtelijke opbouw van advieswaarden voor niet-mutagene, niet-carcinogene en niet-immunotoxische stoffen. Den Haag: Gezondheidsraad, 1985; publikatie nr 1985/31.
- GR88 Gezondheidsraad. Ecotoxicologische risico-evaluatie van stoffen. Den Haag: Gezondheidsraad, 1988; publikatie nr 1988/28.
- GR89a Gezondheidsraad. Herbezinning kernenergie; risico-analyse, menselijk handelen, interventiewerkwaarden. Den Haag: Gezondheidsraad, 1989; publikatie nr 1989/13.
- GR89b Gezondheidsraad. Ecologische normen waterbeheer. Beschrijving van de parameters. Den Haag: Gezondheidsraad, 1989; publikatie nr 1989/21.
- GR91a Gezondheidsraad. Ecotoxicologische extrapolatiemethoden. Den Haag: Gezondheidsraad, 1991; publikatie nr 1991/11.
- GR91b Gezondheidsraad. Stralingsrisico's. Evaluatie van wetenschappelijke gegevens over de gezondheidsrisico's van blootstelling aan ioniserende straling ten behoeve van normstelling. Den Haag: Gezondheidsraad, 1991; publikatie nr 1991/22.
- GR93 Gezondheidsraad. Stoffen uniform beoordelen? (2). Den Haag: Gezondheidsraad, 1993; publikatie nr 1993/18.
- GR94a Gezondheidsraad. Ecotoxicologie op koers. Den Haag: Gezondheidsraad, 1994; publikatie nr 1994/13.
- GR94b Gezondheidsraad. Geluid en gezondheid. Den Haag: Gezondheidsraad, 1994; publikatie nr 1994/15.
- GR94c Gezondheidsraad. Principles of radiological protection. Den Haag: Gezondheidsraad, 1994; publikatie nr 1994/28.
- GR95 Gezondheidsraad. Project Integrale Normstelling Stoffen. Den Haag: Gezondheidsraad, 1995; publikatie nr 1995/07.
- Gro92 Groeneweg J. Controlling the controllable (Proefschrift). Leiden: DSWO Press, 1992.
- Har94 Harbison SA. UK and international standards for nuclear health and safety. J Radiol Prot 1994; 14: 317-24.
- Hoh83 Hohenemser C, Kates RW, Slovic P. The nature of technological hazard. Science 1983; 220: 370-84.
- HSC88 Health and Safety Commission. Comments received on 'The tolerability of risk from nuclear power stations'. London: HMSO, 1988.
- HSE88 Health and Safety Executive. The tolerability of risk from nuclear power stations. London: HMSO, 1988.
- HSE92a Health and Safety Executive. The tolerability of risk from nuclear power stations. Revised version. London: HMSO, 1992.
- HSE92b Health and Safety Executive. Safety Assessment Principles for nuclear plants. London: HMSO, 1992.
- Huy94 Huyskens CJ. Problems in risk comparisons. In: Radiation and society: comprehending radiation risk. Proceedings of an International Conference in Paris, 24-28 October 1994, Vol I. Wenen: International Atomic Energy Agency, 1994: 131-46.
- ICRP84 International Commission on Radiological Protection. A compilation of the major concepts and quantities in use by ICRP. Ann ICRP 1984; 14(4); (ICRP publication 42).
- ICRP91 International Commission on Radiological Protection. Recommendations of the ICRP. Ann ICRP 1991; 21(1-3); (ICRP publication 60).
-

- Jul88 Julsing SHC. De ontwikkeling van het normstellingsbeleid: de 10⁶ norm in perspectief. Enschede: Universiteit Twente, 1988.
- Kun94 Kunst AE, Mackenbach JP. The size of the mortality differences associated with educational level in nine industrialized countries. *Am J Public Health* 1994; 84: 932-7.
- Mac94 Mackenbach JP, Looman CWN. Living standards and mortality in the European Community. *J Epidemiol Commun Health* 1994; 48: 140-5.
- MAC76 Beschikking van de Minister van Sociale Zaken van 2 juni 1976, nr. 92573, Directoraat-Generaal van de Arbeid, houdende Instelling werkgroep van deskundigen ten behoeve van de Nationale MAC-Commissie. *Staatscour* 1976; (115).
- MAC78 Nationale MAC-Commissie, Werkgroep van Deskundigen. Uitgangspunten bij advisering inzake MAC-waarden. *T Soc Geneesk* 1978; 56 (suppl 1 bij nr 25): 1-16.
- MAC86 Beschikking van de Staatssecretaris van Sociale Zaken en Werkgelegenheid van 13 juni 1986, nr. DGA/HAWB/86/4491, Directoraat-Generaal van de Arbeid, tot wijziging taakstelling werkgroep van deskundigen ten behoeve van de Nationale MAC-Commissie. *Staatscour* 1986; (130).
- NAS83 National Academy of Sciences - National Research Council. Risk assessment in the Federal Government: managing the process. Washington: National Academy Press, 1983.
- Nor92 Nordberg-Bohm V, Clark WC, Bakshi B, e.a. International comparisons of environmental hazards. Cambridge: Center for Science & International Affairs, Harvard University, 1992; (report 92-09).
- NPD85 Norwegian Petroleum Directorate. Regulations concerning the licensee's internal control in petroleum activities on the Norwegian Continental Shelf with comments. Stavanger: Norwegian Petroleum Directorate, 1985.
- NPD90 Norwegian Petroleum Directorate. Regulations concerning implementation and use of risk analyses in the petroleum activities with guidelines. Stavanger: Norwegian Petroleum Directorate, 1990.
- NPD92a Norwegian Petroleum Directorate. Safety and working environment in the offshore petroleum industry. A guide to the understanding of the safety regime. Stavanger: Norwegian Petroleum Directorate, 1992.
- NPD92b Norwegian Petroleum Directorate. Regulations concerning emergency preparedness in the petroleum activities. Stavanger: Norwegian Petroleum Directorate, 1992.
- Rav92 van Ravenzwaaij A, Groot NH, Worrell CW, e.a. Aanvullende criteria ter beperking van maatschappelijke ontwrichting. Utrecht: Vakgroep Natuurwetenschap en Samenleving, Rijksuniversiteit Utrecht, 1992; (rapport 92001).
- Roy92 Royal Society Study Group. Risk: analysis, perception and management. Londen: The Royal Society, 1992.
- Sch87 Schot JW, Stallen PJM. Technologische risico's. Balans en perspectief van het onderzoek. Den Haag: NOTA, 1987; (rapport V1).
- Sjö94 Sjöberg L, Drottz-Sjöberg B-M. In: Radiation and society: comprehending radiation risk. Proceedings of an International Conference in Paris, 24-28 October 1994. Vol I. Wenen: International Atomic Energy Agency, 1994: xx-xxx.
- Smi83 Smit WA, Geerts R, Tiemessen G. Ahaus, Lingen en Kalkar. Westduitse nucleaire installaties en de gevolgen voor Nederland. Den Haag: Staatsuitgeverij, 1983; (rapport WRR V31).
-

- Sta93 Stallen PJM, Smit PWM. Het omgaan met risico's. Arnhem: Stallen & Smit, 1993.
- Tan89 Tan TG, Waller H. Wetgeving als mensenwerk. De totstandkoming van de Wet geluidhinder. Alphen aan den Rijn: Tjeenk Willink, 1989.
- TK85 Omgaan met risico's. Bijlage bij het Indicatief meerjarenprogramma milieubeheer 1986-1990. Handelingen Tweede Kamer, vergaderjaar 1985-1986, nr 19204-2. Den Haag: SDU, 1985.
- TK89a Nationaal Milieubeleidsplan. Kiezen of verliezen. Handelingen Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, nr 21137-1-2. Den Haag: SDU, 1989.
- TK89b Omgaan met risico's; de risicobenadering in het milieubeleid. Bijlage bij het Nationaal Milieubeleidsplan. Handelingen Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, nr 21137-5. Den Haag: SDU, 1989.
- TK90 Omgaan met risico's van straling; normstelling ioniserende straling voor arbeid en milieu. Handelingen Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, nr 21483-1-2. Den Haag: SDU, 1990
- TK92a Risicobenadering in het milieubeleid. Handelingen Tweede Kamer, vergaderjaar 1991-1992, nr 22666-1. Den Haag: SDU, 1992.
- TK92b Risicobenadering in het milieubeleid. Handelingen Tweede Kamer, vergaderjaar 1992-1993, nr 22666-2. Den Haag: SDU, 1992.
- TK92c Stankbeleid. Handelingen Tweede Kamer, vergaderjaar 1991-1992, nr 22715-2. Den Haag: SDU, 1992.
- TK93a Nadere uitwerking van het externe veiligheidsbeleid. Brief van de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer aan de Tweede Kamer. Brief van 25 oktober 1993; DGM/SVS/18o93017.
- TK93b Omgaan met het verwaarloosbaar risico in het milieubeleid. Brief van de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer aan de Tweede Kamer. Brief van 25 oktober 1993; DGM/SVS/14o93005.
- TK93c Normstelling voor ioniserende straling voor arbeid en milieu. Handelingen Tweede Kamer, vergaderjaar 1992-1993, nr 21483-15. Den Haag: SDU, 1993.
- TK93d Risicobenadering in het milieubeleid. Verslag van een mondeling overleg op 8 december 1993. Handelingen Tweede Kamer, vergaderjaar 1993-1994, nr 22666-5. Den Haag: SDU, 1994.
- Vle90 Vlek CAJ. Beslissen over risico-acceptatie. Een psychologisch-besliskundige beschouwing over risicodefinities, risicovergelijking en beslissingsregels voor het beoordelen van de aanvaardbaarheid van riskante activiteiten. Den Haag: Gezondheidsraad, 1990; publikatie nr A90/11.
- Vle93 Vlek CAJ. Vier overlevingsdilemma's bij het beheersen van milieurisico's: een economische-psychologische analyse. Milieu 1993; 1: 2-7.
- VROM93 Handleiding beleidsstandpunten stralingsbescherming. Deel I, Regulier. Den Haag: Ministerie van VROM, 1993.
- WB93 World Bank. World Development Report 1993. Investing in Health. Oxford: Oxford University Press, 1993.
- WCDE87 World Commission on Development and Environment, Brundlandt GH. Our common future. Oxford: Oxford University Press, 1987.
-

-
- A Taak van de commissie
-
- B Samenstelling van de commissie
-
- C Ontwikkelingen buiten Nederland: Verenigde Staten
-
- D Ontwikkelingen buiten Nederland: Verenigd Koninkrijk
-
- E Ontwikkelingen buiten Nederland: Noorwegen
-
- F Factoren van risicoperceptie
-
- G Oorzaak-gevolgketens

Bijlagen

Taak van de commissie

1 Uitnodigingsbrief van de voorzitter van de Gezondheidsraad

In zijn brief (U2314/dH/mr/346-B) gericht op het samenstellen van de commissie die dit advies heeft opgesteld, schreef de voorzitter van de Gezondheidsraad onder meer:

Verscheidene adviezen van de Gezondheidsraad op het gebied van externe veiligheid, stralingshygiëne of milieugevaarlijke stoffen richten zich op het zoveel mogelijk kwantificeren en beoordelen van risico's voor de gezondheid van mens en milieu die het gevolg zijn van menselijke activiteit.

In dit kader publiceerde de Gezondheidsraad eind 1990 de achtergrondstudie 'Beslissen over risico-acceptatie' (A90/10), die op verzoek van de voorzitter van de Raad werd opgesteld door prof dr CAJ Vlek. Deze achtergrondstudie behandelt onder meer de verschillende definities van risico, de problemen verbonden aan het schatten en beoordelen van risico's, de mogelijkheden bij risicovergelijking en beginselen die een rol spelen bij het beslissen over de aanvaardbaarheid van riskante activiteiten.

De regering presenteerde eerder haar beleid met betrekking tot risicodragende activiteiten in de brochure 'Omgaan met risico's', waarvan in 1989 de definitieve versie verscheen als bijlage bij het Nationaal Milieubeleidsplan. Uit oogpunt van rechtszekerheid en inzichtelijkheid van beleid wordt ernaar gestreefd te komen tot een vergelijkbare aanpak van riskante activiteiten met uiteenlopende nadelen voor mens en milieu, zo blijkt uit deze nota. Daarbij speelt de kwantitatieve risico-analyse een belangrijke rol als hulpmiddel om van veelal ongelijksoortige risico's zoveel mogelijk met één 'meetlat' de maat te nemen.

Hoewel 'Omgaan met risico's' alom beschouwd wordt als een belangrijke stap vooruit, is er ook kritiek. In zijn achtergrondstudie noemt Vlek een aantal bezwaren, zoals het gebruik van een te beperkte of te technologische definitie van risico, de geringe aandacht voor de voordelen van riskante activiteiten en het ontbreken van beslisregels voor het afwegen van de risico's tegen het nut ervan, de onvermijdelijk reductie van de werkelijkheid bij kwantitatieve risico-analyse, het voorbijgaan aan sociaal-psychologische factoren die een rol spelen bij de beleving van risico's en risicocommunicatie, en het gegeven dat de beheersing van risicodragende activiteiten een dynamische taak is, geen statisch keuzeprobleem.

De in 'Omgaan met risico's' voorgestelde wijze van risicobeheersing speelt inmiddels een belangrijke rol in het overheidsbeleid voor het milieubeheer. Bij het ontwerpen en de uitvoering daarvan stuit men op verschillende beperkingen van deze benadering. Er is dan ook voldoende reden om de uitgangspunten en aannames aan een wetenschappelijke toetsing te onderwerpen. Een goede aanzet daartoe is gegeven in de eerdergenoemde achtergrondstudie 'Beslissen over risico-acceptatie'.

Ik stel mij voor dat in aansluiting daarop een commissie van de Gezondheidsraad aan de betrokken bewindslieden een advies uitbrengt over de mogelijkheden en beperkingen van een beoordelingssysteem voor uiteenlopende riskante activiteiten, zoals in de nota voorgesteld.

2 Adviesaanvraag van de minister van VROM

In zijn brief van 28 oktober 1991 (DGM/DS/S/MBS nr. 23o91005) verzocht minister Alders van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer de voorzitter van de Gezondheidsraad om advies over 'Omgaan met risico's'. De brief van de minister luidde als volgt:

Uitgangspunt van het milieubeleid is het streven naar duurzame ontwikkeling waarbij mensen, dieren, planten en goederen op afdoende wijze worden beschermd.

De risicobenadering in het milieubeleid is ontwikkeld om daar waar mogelijk op systematische en inzichtelijke wijze grenzen aan nadelige effecten en de kansen daarop te bepalen en normstelling hierop te baseren, prioriteiten te kunnen stellen, het milieurendement van verschillende maatregelen te kunnen vergelijken en de wijze van risicoschatten (standaardtoetsen, modelberekeningen, extrapolatiefactoren e.d.) inzichtelijk te maken door het beschikbaar komen van één maatlat voor verschillende milieuproblemen.

De risicobenadering is voor het eerst beschreven in het IMP-Milieubeheer 1986-1990 (Tweede Kamer, 1985-1986, 19204) en verder uitgewerkt als bijlage bij het NMP (Omgaan met risico's; Tweede Kamer, 1988-1989, 21137 nr. 5). Voor het terrein van de stralenbescherming is verdere uitwerking gegeven in de nota Omgaan met risico's van straling (ORS; Tweede Kamer, 1989-1990, 21483, nr. 2). Het ecotoxicologische deel van de risicobeoordeling is verder toegelicht in een brief aan de Tweede Kamer (Tweede Kamer, 1990-1991, 21.137, nr. 74). De Eerste en Tweede Kamer hebben over diverse aspecten van de risicobenadering schriftelijke en mondelinge vragen gesteld over de nota's Omgaan met risico's (Tweede Kamer, 1990-1991, 21137, nr. 51) en Omgaan met risico's van straling (Tweede Kamer, 1990-1991, vaste commissie voor milieubeheer, UCV van 11 maart 1991).

Het ligt in mijn voornemen om bij het volgende NMP opnieuw een bijlage over het risicobeleid te laten verschijnen.* Daarom stel ik het op prijs het advies van de Gezondheidsraad te verkrijgen over de risicobenadering in het milieubeleid, in het bijzonder voor wat betreft de volgende punten:

1. Kan de Raad zich verenigen met het uitgangspunt van de risicobenadering, te weten bescherming van de mens op individueel niveau en van planten en dieren op populatieniveau?
2. Acht de Raad het huidige stelsel van criteria voor de risico's per agens en voor de cumulatie van risico's van agentia, zoals in Omgaan met risico's aangegeven, voldoende om alle risico's van milieuverontreiniging door menselijk handelen te beoordelen? Voor de beantwoording van deze vraag stel ik het op prijs als de Raad de resultaten beoordeelt van het onderzoek naar aanvullende criteria voor maatschappelijke ontwrichting.
3. Vooralsnog is in de risicobenadering gekozen voor eenzelfde risicogrens van één effect dat kan worden veroorzaakt door verschillende agentia, ongeacht het voortraject, bijvoorbeeld acuut overlijden als gevolg van een ongeval versus na langere tijd overlijden als gevolg van continue blootstelling. Tevens is gekozen voor eenzelfde beoordeling van verschillende vormen van ernstige gezondheidsschade. Is er volgens de Raad een in de praktijk van de besluitvorming hanteerbare, wetenschappelijke basis om verschil in waardering aan te brengen?
4. De 'maat' van de risicobenadering voor de mens is het gemiddeld individueel risico per jaar voor een kritieke groep. Ook andere risicomaten zijn mogelijk, zoals levensduurverkorting. Zijn er volgens de Raad duidelijke wetenschappelijke voordelen verbonden aan het gebruik van andere maten? En zo ja, is deze praktisch hanteerbaar te maken?
5. Risico's worden soms verschillend ervaren. Acht de Raad het mogelijk een kwantitatieve invulling te geven aan het element perceptie of anderszins dit element praktisch en verantwoord hanteerbaar te maken voor de besluitvorming?
6. Sommige milieuverontreinigingen komen van nature voor, bijv. zware metalen en radon. Andere verontreinigingen komen niet van nature voor, bijv. DDT of ¹³¹I**. Acht de Raad het vanuit wetenschappelijk oogpunt wenselijk om menselijke activiteiten waarbij het milieu verontreinigd wordt met van nature voorkomende stoffen anders, bijvoorbeeld strenger gegeven het achtergrondniveau, te beoordelen dan activiteiten waarbij niet van nature voorkomende verontreinigingen (kunnen) vrijkomen? Moet in dat verband voor agentia die van nature voorkomen dan altijd van een drempelwaarde worden uitgegaan, b.v. op het niveau van de achtergrond? Is het in beschouwing nemen van het toegevoegd risico verantwoord in dit verband en kan de Raad richtlijnen geven voor het vaststellen van wat als toegevoegd

* De minister heeft dit voornemen niet gerealiseerd.

** De minister gebruikte in zijn brief het symbool J. Het chemische symbool voor jodium is echter I!

risico aan een bron zou moeten worden toegerekend met name in geval van van nature voorkomende contaminanten?

7. Kan de Raad aangeven hoe achtergrondniveaus moeten worden vastgesteld indien er sprake is van soms al lange tijd bestaande verontreiniging (bv. fall-out kernproeven)?

8. Bij brief van 11 juni 1991, kenmerk U 3109/CB/mr/325-N, heeft U het advies inzake 'Ecotoxicologische extrapolatiemethoden' aangeboden. Kan de Raad, gelet op de belangrijkste conclusies van deze notitie, aangeven op welke elementen, anders dan de statistische verfijning van methode, de verdere ontwikkeling van de ecotoxicologische risicobeoordeling zich moet richten?

9. Acht de Raad het vanuit het oogpunt van de grenzen van nauwkeurigheid waarmee berekeningen kunnen worden uitgevoerd, en vanzelfsprekend ook vanuit het oogpunt van kosteneffectiviteit van maatregelen, juist dat er een verwaarloosbaar niveau wordt gesteld?

10. Kan de Raad aangeven op welke wijze onzekerheden bij de risicobeoordeling (meten, modellen, aannamen e.d.) kunnen worden betrokken bij het proces van normstelling?

Gelet op de voorbereidingstijd voor het 2e NMP stel ik het op prijs Uw advies eind 1992 te mogen ontvangen.

De Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer,

w.g. JGM Alders

3 Verzoek van de voorzitter van de Gezondheidsraad om de adviesaanvraag van de minister van VROM te beantwoorden

Gedateerd 17 februari 1992 schreef de voorzitter van de Gezondheidsraad de volgende brief aan de commissie:

De minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer verzocht mij om een advies van de Gezondheidsraad over 'Omgaan met risico's' (brief DGM/DS/S/MBS nr. 23o91005 d.d. 28 oktober 1991). Via het secretariaat ontving u reeds een afschrift van deze brief (commissiestuk 346-22). Hierbij verzoek ik u de vragen in de brief van minister Alders bij het door u op te stellen advies te betrekken. Ik heb aan het begin van uw 2e vergadering aangegeven hoe dit in het licht van uw taak zou kunnen gebeuren.

w.g. prof dr L Ginjaar

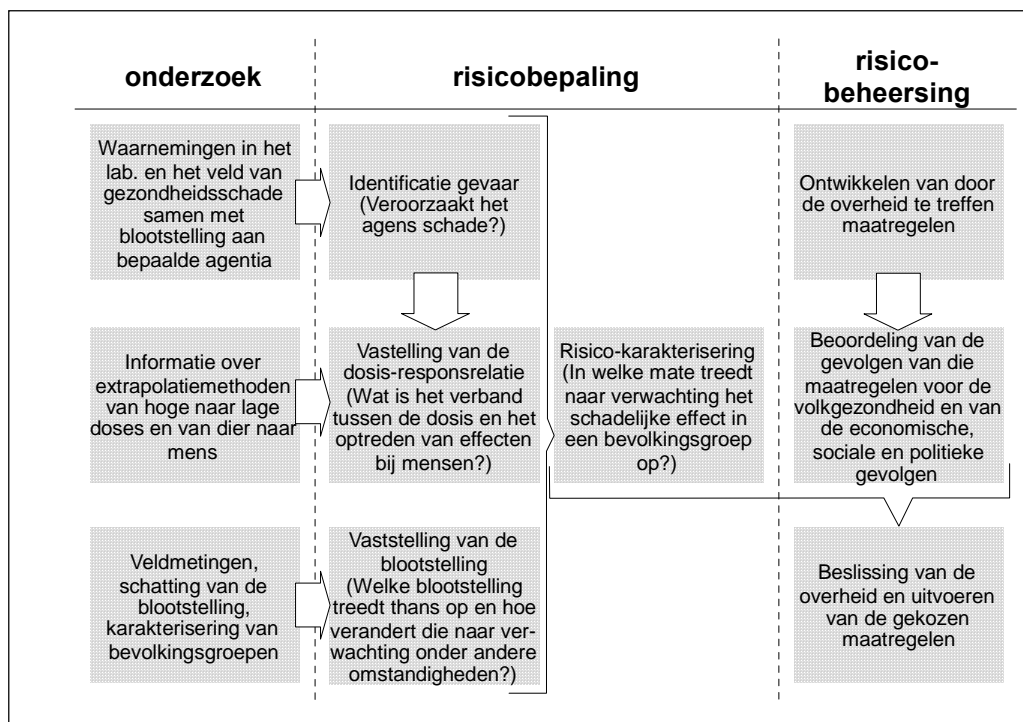
De Raadsvoorzitter verwijst in zijn brief naar de tweede vergadering van de commissie. In het verslag van die bijeenkomst is het volgende vermeld:

De hoofdvraag voor de commissie is, aldus de heer Ginjaar: wat is de betekenis van de in de nota Omgaan met risico's (OmR) uiteengezette benadering van risico's en riskante activiteiten, welke beperkingen vertoont deze benadering en welke lacunes? Vervolgens zou de commissie bij de beperkingen en lacunes moeten aangeven welke alternatieve benaderingen er volgens haar zijn. De vragen van de minister zouden binnen deze fundamentele beschouwing kunnen worden beantwoord.

Samenstelling van de commissie

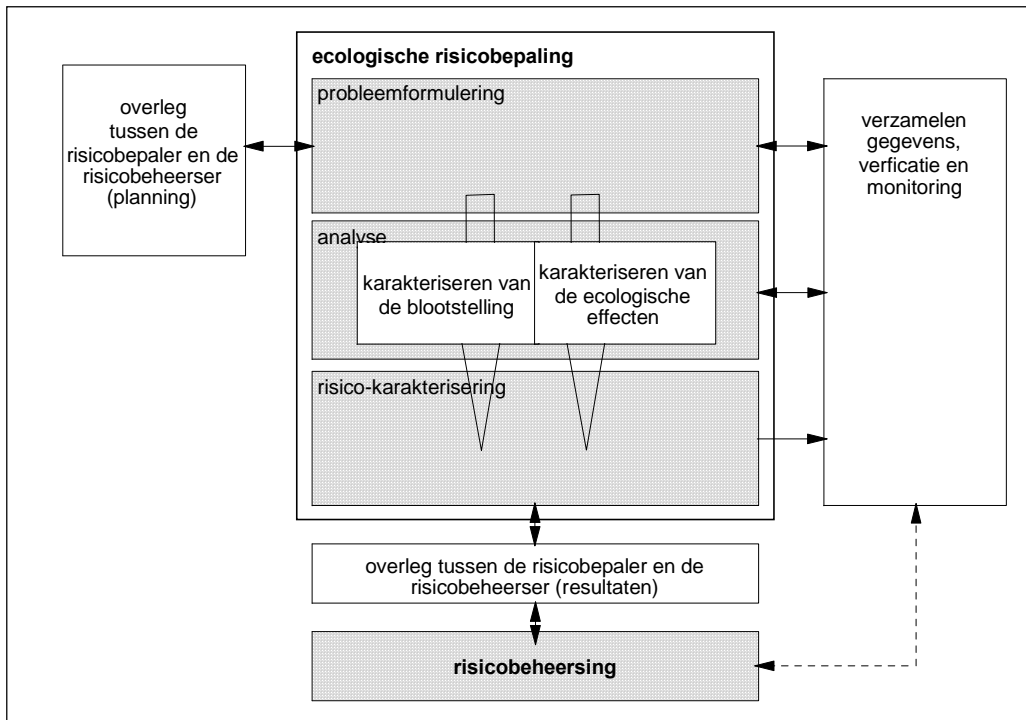
De Commissie 'Risicomaten en risicobeoordeling' had de volgende samenstelling:

- ir WC Reij - *voorzitter*
civiel ingenieur, Voorschoten
 - prof dr HAJ Struyker-Boudier - *vice-voorzitter*
farmacoloog, Rijksuniversiteit Limburg, Maastricht
 - dr WFJPM ten Berge (vanaf 3 januari 1992)
industrieel toxicoloog, DSM, Geleen
 - dr ir W Biesiot
kernfysicus, Rijksuniversiteit Groningen
 - prof dr LA Clarenburg
chemicus, Rijksuniversiteit Utrecht
 - dr HJP Eijsackers
ecotoxicoloog, Speerpuntprogramma Bodemonderzoek, Wageningen
en Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Bilthoven
 - prof dr ir JDF Habbema
medisch-besliskundige, Erasmus Universiteit Rotterdam
 - ir ChrJ Huyskens
stralingsfysicus, Technische Universiteit Eindhoven
 - dr ir G de Mik
toxicoloog, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Bilthoven
-



Figuur 7 Samenhang tussen onderzoek, risicobepaling en risicobeheersing volgens een commissie van de National Academy of Sciences in de VS. Het gaat om de invloed op de gezondheid van de mens. Overgenomen na vertaling uit NAS83, figuur I-1.

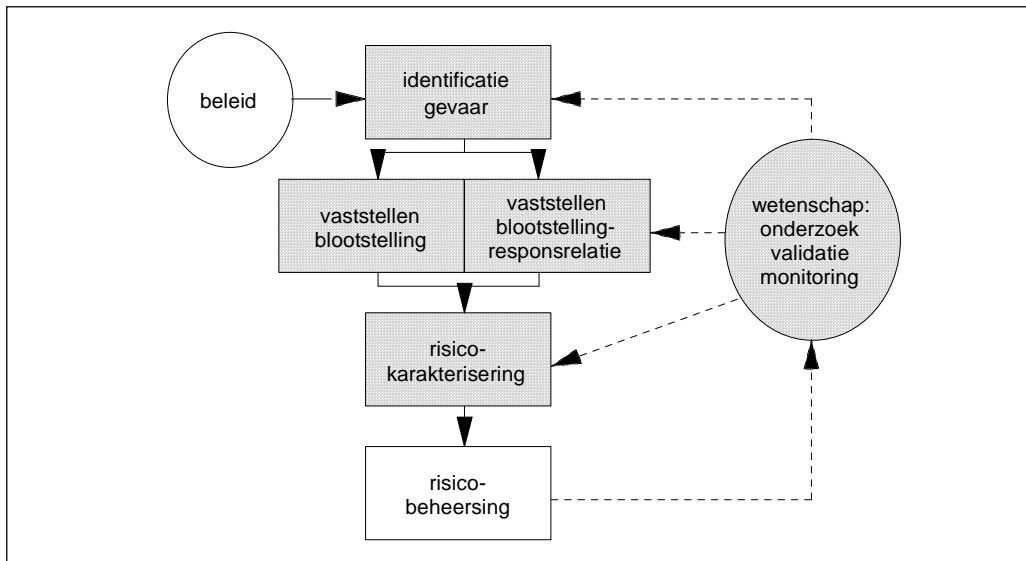
- dr WA Smit
fysicus, Universiteit Twente, Enschede
- ir WP Smit (vanaf 1 maart 1992 tot 1 januari 1993)
chemisch ingenieur, AKZO NV, Arnhem
- dr PJM Stallen
biochemicus/psycholoog, Arnhem
- dr ir JP Visser
chemisch ingenieur, Shell, Den Haag
- prof dr CAJ Vlek
psycholoog, Rijksuniversiteit Groningen
- drs AEM de Hollander - *secretaris*
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Bilthoven
en Gezondheidsraad, Den Haag
- dr WF Passchier - *secretaris*
Gezondheidsraad, Den Haag



Figuur 8 Samenhang tussen onderzoek, risicobepaling en risicobeheersing volgens het Risk Assessment Forum van de Environmental Protection Agency in de VS. Het gaat om de invloed op ecosystemen. Overgenomen na vertaling uit EPA92, figuur 1.

De voorzitter van de Gezondheidsraad, prof dr L Ginjaar, woonde enkele vergaderingen van de commissie bij.

Mevrouw AMC van Kan, mevrouw MFC van Kan en mevrouw MJ Roskam verzorgden de administratie van de commissie. Drs AB Leussink, stafmedewerker van de Gezondheidsraad, verleende een redactionele bijdrage.



Figuur 9 Samenhang tussen onderzoek, risicobepaling en risicobeheersing volgens de Committee on Risk Assessment Methodology van de National Academy of Sciences in de VS. Het gaat om de invloed op de op gezondheid van de mens en op ecosystemen. Overgenomen na vertaling uit Bar94, figuur 1.

Ontwikkelingen buiten Nederland: Verenigde Staten

1 Risicobepaling en risicobeheersing

De National Academy of Sciences (NAS) in de VS is qua werkwijze te vergelijken met de Gezondheidsraad. De NAS baseert zich in haar rapporten, die worden opgesteld door onafhankelijke commissies van deskundigen, op de stand van de wetenschap. De Academy heeft zich op verzoek van de Amerikaanse federale overheid enkele malen uitgesproken over het bepalen en beheersen van risico's. In 1983 publiceerde de NAS een rapport over de rol van het schatten en beheersen van risico's binnen het beleid van de overheid. Het rapport maakt onderscheid tussen het bepalen van risico's ('risk assessment') en het beheersen van risico's ('risk management') als fasen van een gestructureerd proces dat door wetenschappelijk onderzoek wordt gecompleteerd. In figuur 7 is de door de NAS voorgestelde structuur weergegeven.

'Risk assessment' (risicobepaling) is volgens de NAS-commissie het karakteriseren van de mogelijke schadelijke gevolgen van blootstelling van de mens aan gevaarlijke milieufactoren. 'Risk management' (risicobeheersing) is het ontwikkelen, toetsen en onderling vergelijken van maatregelen om het risico te beteugelen. De risicobepaling ziet men als een vierstapsproces: identificatie van de gevaren, vaststellen van de blootstelling-responsrelaties, vaststellen van de blootstelling en integratie van die gegevens tot een risicokarakteristiek. Hoewel deze benadering voor een verscheidenheid van milieufactoren te gebruiken valt, heeft de NAS-commissie vooral de risicobeoordeling van milieugevaarlijke stoffen op het oog gehad. Verder doet de commissie aanbevelingen voor een beter gebruik van risicobeoordeling als grondslag voor regelgeving en handhaving door de diverse overheidsinstanties die in de VS op federaal niveau bij de risicobeoordeling en risicobeheersing van stoffen betrokken zijn.

Thans buigt een commissie van de NAS zich opnieuw over risicobeoordelingsvraagstukken (Committee on Risk Assessment Methodology; CRAM). Die commissie heeft nagegaan in hoeverre het mogelijk was om het 'paradigma' van figuur 7 uit te breiden tot aantasting van ecosystemen. Aanleiding daarvoor vormde een publikatie van het Risk Assessment Forum van de federale Environmental Protection Agency (EPA92), waarin een kader wordt voorgesteld voor een ecologische risicobeoordeling.

In figuur 8 is het EPA-voorstel weergegeven. De EPA-groep richtte zich voornamelijk op de invloed van fysische en chemische stressoren. Het gebruik van het begrip stressor impliceert volgens de opstellers van het rapport, dat het gaat om een verschijnsel dat schade kan veroorzaken. Het voorgestelde kader sluit aan bij dat van de NAS uit 1983. De keuze voor het begrip stressor in plaats van dosis is ingegeven door de wens om meer dan alleen stoffen binnen het kader te plaatsen. Een belangrijk

verschil tussen de ecologische en de gezondheidskundige risicobepaling, aldus de EPA-groep, is dat de eerstgenoemde zich niet alleen op individuen richt, maar ook op schade aan populaties, leefgemeenschappen en ecosystemen. Daarnaast heeft risicobepaling gericht op de mens de gezondheid als 'eindpunt', maar moet men bij de ecologische risicobepaling noodgedwongen een keuze maken uit een veelheid van te beschermen waarden.

De CRAM van de NAS was niet voor honderd procent gelukkig met het voorstel van de EPA. Zij wilde graag nauwer aansluiten bij het oorspronkelijke voorstel van de NAS uit 1983. Dat resulteerde in figuur 9 (Bar94).

De diverse risicobepalings/risicobeheersingsmodellen komen in sterke mate met elkaar overeen. Er zijn tussen de modellen van de NAS-commissies enerzijds en het model van de EPA twee belangrijke verschillen. Wat de NAS 'identificatie gevaar' noemt, heet bij het Risk Assessment Forum van de EPA 'probleemformulering'. Dat laatste begrip is wijder dan het eerste. Het houdt niet alleen een zoektocht naar de bronnen van risico in, maar ook een afbakening van het risicobeoordelingsproces tot datgene wat wetenschappelijk mogelijk en beleidsmatig relevant is. Het tweede verschil is dat het EPA-schema duidelijker de relatie tussen de beleidsverantwoordelijke (de risicobeheerser) en de deskundige (de risicobeoordelaar) aangeeft.

Vergelijking met het voorstel van de commissie (hoofdstuk 3, figuur 2)

De commissie heeft de inzichten van de groepen uit de VS gebruikt bij het presenteren van haar voorstel voor de relatie tussen risicobepaling en risicobeheersing. Zij sluit nauw aan bij de benadering van het Risk Assessment Forum van de EPA. In haar terminologie zijn stressoren de directe veroorzakers van effecten; 'stressor' komt dus in sterke mate overeen met 'gevaarsbron' ('hazard') van de NAS-commissies. Het identificeren van de relevante stressoren heeft zij in het blokje 'analyse' geplaatst. Uiteraard vereist het afbakenen van het risicoprobleem inzicht in de relevante stressoren. Dit illustreert eens te meer dat risicobeoordeling een proces met een sterk iteratief karakter is. Aanvulling van de beoordeling door de invloed van andere stressoren of het effect van andere maatregelen te bestuderen is eerder regel dan uitzondering.

2 Rapport van de Science Advisory Board van de EPA (EPA90)

In 1986 raakte bij de EPA in de VS de vergelijkende risicoanalyse - 'comparative risk analysis' - in zwang. De reden was het groeiende gevoel dat aanzienlijke middelen werden aangewend voor problemen die slechts matige risico's veroorzaakten. Mede

daardoor bleven 'grote' zaken als binnenluchtverontreiniging en klimaatsverandering liggen. In 1987 verscheen het rapport 'Unfinished Business' waarin in 31 milieuproblemen werden besproken en in volgorde gezet. Inmiddels zijn in veel Amerikaanse staten 'comparative risk'-projecten uitgevoerd, het meest recent in Californië (Cal94).

De Science Advisory Board van de EPA heeft zich, in het kader van deze ontwikkeling, gebogen over 'risico' als beoordelingsmaatstaf voor de ernst van milieuproblemen. Het rapport 'Reducing Risks' van de Science Advisory Board uit 1990 is geschreven vanuit de visie dat het uitdrukken van risico's in maten en getallen ze onderling vergelijkbaar maakt. De rangordening van risico's biedt de mogelijkheid om prioriteiten te stellen bij het aanpakken van milieuproblemen. Beheersstrategieën kunnen worden vergeleken op grond van het geschatte 'relatieve risico' van elk van de opties. Probleem is wel dat er veelal onvoldoende gegevens beschikbaar zijn om risico's kwantitatief weer te geven; de opstellers van het rapport menen dat dan noodgedwongen een beroep moet worden gedaan op het professionele oordeel van de risicoschatter.

EPA's Science Advisory Board constateerde in haar rapport dat de prioriteitstelling die voortvloeit uit een rangordening van geschatte risico's, afwijkt van die van de publieke en politieke opinie. Voorlichting en instructie moeten het inzicht in het wezen van de problematiek vergroten en zo die afwijking doen verminderen. De conclusies zijn samengevat in tien geboden die de EPA in acht zou moeten nemen:

- geef de voorkeur aan inspanningen voor milieubescherming die de grootste vermindering risico opleveren
- hecht aan ecologische risicovermindering evenveel waarde als aan vermindering van gezondheidsrisico's
- verbeter de onderbouwing van risicobeoordelingen met gegevens en analytische methoden
- baseer de prioriteiten in beleidsplannen op risicovergelijking
- stel de milieubegroting op aan de hand van op risicovergelijking gebaseerde prioriteiten
- maak beter gebruik van de mogelijkheden om risico's te verminderen
- bestrijd milieuverontreiniging bij voorkeur bij de bron
- integreer milieu-overwegingen in het overheidsbeleid evenzeer als economische overwegingen
- vergroot het begrip van milieurisico's bij de bevolking en train werknemers in het verminderen van milieurisico's
- ontwikkel analytische methoden om natuurlijke hulpbronnen te waarderen, zodat ook lange-termijneffecten bij economische analyses kunnen worden betrokken.

Tabel 2 Overzicht van de rangordening van milieufactoren (stressoren).

gezondheid	maatschappelijk welzijn	waarden van ecosystemen
<i>hoog</i>	<i>hoog</i>	<i>hoog</i>
omgevingstabaksrook	verandering van de habitat van aquatische levensgemeenschappen	verandering van de habitat van aquatische en wetlandlevensgemeenschappen
metalen en zouten (anorganische stoffen)	verandering van de habitat van terrestrische levensgemeenschappen	verandering van de habitat van terrestrische levensgemeenschappen
persistente organochloorverbindingen	omgevingstabaksrook	uitheemse organismen
stof	broeikasgassen	ozon
natuurlijke radioactieve stoffen	lood	zwavel- en stikstofoxiden
radon	ozon	
vluchtige organische verbindingen	stof	
	landbouwbestrijdingsmiddelen	
	niet-landbouwbestrijdingsmiddelen	
	radioactieve stoffen	
	stoffen die de ozonlaag aantasten	
	vluchtige organische verbindingen	
<i>medium</i>	<i>medium</i>	<i>medium</i>
koolmonoxide	asbest	verandering van de zuurgraad, het zoutgehalte of de hardheid van water
lood	metalen en zouten (anorg. stoffen)	broeikasgassen
microbiologisch verontreiniging	microbiologisch verontreiniging	lood
landbouwbestrijdingsmiddelen	uitheemse organismen	persistente organochloorverbindingen
niet-landbouwbestrijdingsmiddelen	aardolie- en aardolieproducten	aardolie- en aardolieproducten
	persistente organochloorverbindingen	landbouwbestrijdingsmiddelen
	radon	niet-landbouwbestrijdingsmiddelen
	zwavel- en stikstofoxiden	zwevende deeltjes, biologische zuurstofvraag, of concentratie macronutriënten in water
<i>laag</i>	<i>laag</i>	<i>laag</i>
verandering van de zuurgraad, het zoutgehalte of de hardheid van water	verandering van de zuurgraad, het zoutgehalte of de hardheid van water	microbiologische verontreiniging
kunstmatige radioactieve stoffen	koolmonoxide	stof
zwavel- en stikstofoxiden	thermische belasting	vluchtige organische verbindingen
zwevende deeltjes, biologische zuurstofvraag, of concentratie macronutriënten in water	zwevende deeltjes, biologische zuurstofvraag, of concentratie macronutriënten in water	

Het rapport van EPA's adviesraad heeft nogal wat tongen losgemaakt in de VS. Bij de EPA en bij andere overheidsinstanties is het in het algemeen gunstig ontvangen. Economen, ecologen en gezondheidsbeschermers meenden allen hun standpunt door middel van risico-analyse en risicovergelijking te kunnen versterken. Politici en milieu-activisten waren meer verdeeld. Verscheidene van hen meenden dat dat politieke uitgangspunten voorrang moesten blijven houden boven de uitkomsten van technische analyses.

3 Vergelijkende risico-analyse in Californië (Cal94)

In 1994 verscheen het 'final report' van het 'California Comparative Risk Project'. Het vormde het verslag van een studie van twee jaar en bevatte aanbevelingen voor de ontwikkeling van het milieubeleid van de staat Californië. De coördinatoren van het project hebben getracht lering te trekken uit ervaringen met overeenkomstige projecten in andere staten van de VS. Dat leidde tot extra inspanning om het 'publiek' bij de vergelijkende risico-analyse te betrekken en tot meer aandacht voor sociaal-economische gezondheidsverschillen dan elders het geval was geweest ('environmental equity').

De opstellers van het rapport omschrijven risico als de waarschijnlijkheid of de kans dat een gewenste of ongewenste activiteit, situatie of gebeurtenis leidt tot verlies of schade. Dat verlies of die schade komt tot stand door inwerking van stressoren; een stressor is een stof, materiaal, organisme, vorm van straling, temperatuurverandering of activiteit die een belasting vormt voor de gezondheid, het milieu of de kwaliteit van leven. Schade aan de gezondheid wordt uitgedrukt in de kans op ziekte of handicap. Bij ecologische schade gaat het om aantasting van de structuur en functie van ecosystemen.

De doelstellingen van het project waren:

- het bepalen en rangordenen milieufactoren die de gezondheid, structuur en functioneren van ecosystemen en maatschappelijk welzijn bedreigen
- het beoordelen van de vergelijkende risico-analyse en het onderzoeken van andere modellen voor milieubescherming en het stellen van prioriteiten
- het betrekken van de bevolking bij de discussie over het stellen van prioriteiten voor het milieubeleid
- het zoeken van de mogelijkheden voor consensus tussen de veelheid van perspectieven en het aangeven van vraagstukken waarover consensus ontbreekt.

Drie commissies beoordeelden risico's en gaven een rangorde met betrekking tot gezondheid ('human health'), maatschappelijk welzijn ('social welfare') en de structuur en het functioneren van ecosystemen ('ecosystem health'). Drie andere

commissies hielden zich bezig met onderwijs en voorlichting op het terrein van de arbeids- en milieuhygiëne, met de ongelijke verdeling van milieuhulpbronnen en milieuverontreiniging over de diverse sociaal-economische groepen en met de wijze waarop economische overwegingen een rol spelen in het milieubeleid.

Vertegenwoordigers van overheidsorganen vormden een klankbordgroep. De diverse commissies rapporteerden aan de 'Statewide Community Advisory Committee'. Die commissie, samengesteld uit vertegenwoordigers van milieu- en gemeenschapsorganisaties, gemeentebesturen, het zaken- en bedrijfsleven, de landbouw en universiteiten, formuleerde beleidsaanbevelingen. Het gehele project werd ondersteund door de staf van de Environmental Protection Agency van de staat Californië. Via diverse gespreksronden was de bevolking in de gelegenheid haar stem te laten horen.

Gezondheid

Bij het rangordenen van gezondheidsrisico's passeerden de volgende vragen de revue:

- wat zijn de stressoren?
- wat is het verband tussen blootstelling en respons of effect?
- wat is de blootstelling?
- wat is de risicokarakteristiek?
- hoe vergelijkt het risico zich met andere risico's?

De 'gezondheidscommissie' gebruikte twee criteria om risico's te rangordenen: de ernst van de mogelijke schade en het aantal getroffen personen. Men paste een ordening in zes klassen toe: hoog (H), medium (M), laag (L), onvoldoende gegevens (IN), buiten beschouwing gelaten (NR), geen probleem (NP). Bovenaan de lijst van de commissie staan de verschillende vormen van luchtverontreiniging, zoals stof, ozon, omgevingstabaksrook en lood. Zie tabel 2. De commissie wees ook op de bijzondere risico's voor bepaalde groepen, hetzij door een bijzondere gevoeligheid, hetzij door een cumulatie van vormen van milieubelasting. Ze vroeg de aandacht voor een billijke verdeling van risico's over bevolkingsgroepen en voor het ontwikkelen van methoden om gevolgen voor de gezondheid in de toekomst te voorspellen.

Structuur en functies van ecosystemen

De beoordelaars van de risico's voor ecosystemen gingen uit van de diverse belastingspaden. Zij lieten zich bij de rangordening leiden door de criteria:

- intensiteit - de ernst van het ecologisch effect
- uitgebreidheid - de fractie van een ecosysteem die wordt bedreigd of aangetast

- herstelbaarheid - de tijd die een ecosysteem nodig heeft om van schade te herstellen
- onzekerheid/waarschijnlijkheid - de zekerheid waarmee een effect optreedt en de kans op het optreden van een stressor.

Vormen van luchtverontreiniging staan ook bij de 'ecological health'-commissie bovenaan, zoals is aangegeven in tabel 2. Maar daarnaast zag de commissie een ernstige bedreiging uitgaan van verstedelijking, zowel door versnippering van land als door afvalwater. De commissie beval een ver doorgevoerd systeem van ruimtelijke ordening aan om uitbreiding van de bebouwing en van infrastructurele werken in, ook in ecologisch opzicht, verantwoorde banen te leiden. Daarnaast vroeg ze aandacht voor de bescherming van grondwater en van grondwatervoorraden.

Maatschappelijk welzijn

Meer nog dan bij de bescherming van gezondheid van mensen en het tegengaan van de aantasting van ecosystemen is de omschrijving van het beschermingsdoel: bevordering van het maatschappelijk welzijn, een probleem. Volgens de 'social welfare'-commissie gaat het om goede gezondheid en gezondheidszorgvoorzieningen, persoonlijke veiligheid, zinvol werk, voldoende inkomen, een aangepaste leefomgeving, een adequate dienstverleningsstructuur, mogelijkheden voor ontspanning, goede onderwijsvoorzieningen, saamhorigheid in de plaatselijke gemeenschap en voldoende controle over de eigen omgeving. Daaraan voegt de commissie nog toe mogelijkheden voor zelfontplooiing en een garantie voor welzijn voor toekomstige generaties. De commissie beoordeelde risico's met behulp van de volgende maten:

- aantal blootgestelden
- aantal mensen dat schade oploopt
- ernst van de schade
- herstelbaarheid
- onvrijwilligheid
- ongelijkheid van verdeling over bevolkingsgroepen
- mogelijkheid van catastrofale gevolgen
- waarneembaarheid.

De commissie zag het resultaat van haar inspanningen als voorlopig. Daarbij wees ze erop dat er geen aanvaarde methoden zijn om de invloed van milieufactoren op maatschappelijk welzijn te bepalen. Dat geldt in het bijzonder voor een complex systeem als de staat Californië. De rangorde waartoe de commissie kwam staat in tabel 2.

De commissie bepleitte het in ogenschouw nemen van maatschappelijk welzijn bij risicobeoordelingen. De stem van lokale gemeenschappen en het 'publiek' in het algemeen kan daarbij volgens haar niet worden gemist.

Aanbevelingen

De Statewide Community Advisory Committee onderschreef de aanbevelingen van de diverse commissies. Ze stelde dat bij het nemen van beslissingen in het kader van het milieubeleid het bepalen en ordenen van risico's een belangrijk grondslag vormt, in het bijzonder bij het vaststellen van prioriteiten. Aard en omvang van het risico zijn echter niet de enige factoren die de uitkomst van de besluitvorming bepalen. Overwegingen van economische aard, de wensen van de bevolking, de mogelijkheden om verontreiniging te voorkomen, de ongelijke verdeling van milieubelasting over diverse bevolkingsgroepen en de kans op problemen in de toekomst spelen daarbij evenzeer een rol.

De Statewide Community Advisory Committee vroeg in het bijzonder aandacht voor 'hot spots': bevolkingsgroepen of ecosystemen die in bijzondere mate aan stressoren zijn blootgesteld. Het in kaart brengen van dergelijke groepen en ecosystemen achtte ze een belangrijke zaak. Verder waarschuwde ze ervoor om 'lage' risico's niet volledig buiten beschouwing te laten. Zij achtte het van belang om na te gaan of de score 'laag' te danken was aan geringe blootstelling aan of geringe werkzaamheid van een stressor, aan de effectiviteit van de regelgeving, dan wel aan een gebrek aan gegevens.

De slotconclusie van de Statewide Community Advisory Committee was dat de vergelijkende risico-analyse een vast onderdeel van de planning van de diverse overheidsorganen behoort te zijn. De rangordening zou op gezette tijden, bijvoorbeeld om de drie of vijf jaar, moeten worden bijgesteld.

Kanttekening

De vergelijkende risico-analyse in de VS lijkt zich meer en meer te ontwikkelen tot een proces om te komen tot een milieubeleid dat op een breed draagvlak onder maatschappelijke groepen mag rekenen. Dat uit zich in veel aandacht voor de maatschappelijke aspecten van milieubelasting, zoals de verdeling van die belasting over de diverse sociaal-economische en etnische bevolkingsgroepen. Bij de rangordening van risico's spelen deskundigen wel een belangrijke rol, maar duidelijk nevensgeschikt aan die van representanten van diverse maatschappelijke groeperingen. Interessant is dat de risico's verbonden met diverse stressoren zo goed mogelijk in maat en getal worden uitgedrukt en dat de onzekerheden worden aangegeven. De

rangordening is echter vooral een proces van consensusvorming waarbij het debat plaatsvindt aan de hand van te voren geformuleerde criteria.

Ondanks de positieve slotconclusie van de Statewide Community Advisory Committee gaat de Californische Environmental Protection Agency niet door met het project.* Als reden wordt genoemd dat de maatschappelijk aspecten toch nog onvoldoende uit de verf komen.

* Volgens het verslag van de bijeenkomst op 12 en 13 februari 1995 van de Risk Assessment and Risk Management Commission van de American Industrial Health Council.

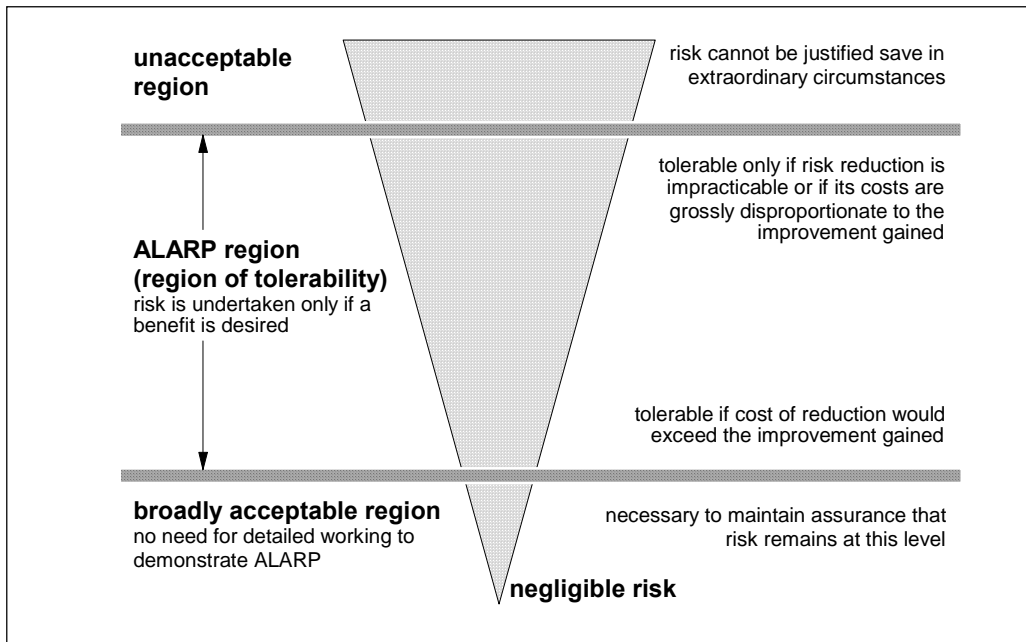


Figure 10 The 'tolerability of risk' approach of the UK Health and Safety Executive. From HSE92a, figure 3.

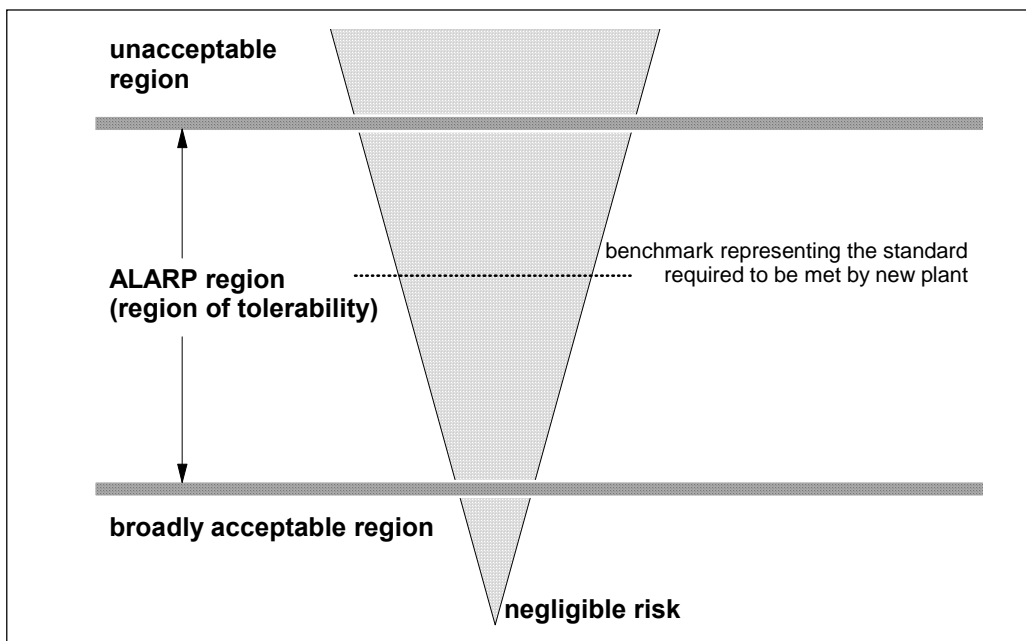


Figure 11 The 'tolerability of risk' approach of the UK Health and Safety Executive and the benchmark risk level for new activities. From HSE92a, figure 4.

Ontwikkelingen buiten Nederland: Verenigd Koninkrijk

The Tolerability of Risk approach of the UK Health and Safety Executive*

TOR-document

In the report of the Sizewell B Public Inquiry** (1986) it was recommended that the Health and Safety Executive (HSE) should “formulate and publish guidelines on the tolerable levels of individual and societal risk to workers and the public from nuclear power station”. As a first step HSE “should publish a document on the basis of which public and Parliamentary opinion could be expressed”. In this way discussion on the extent of risk and especially on its tolerability - a notion introduced for the first time - should not remain a pastime for experts.

In 1988 HSE produced the first version of the ‘The tolerability of risk from nuclear power stations’ (HSE88). In the report HSE described its risk management approach and also compared the risk from the operation of nuclear power stations with other risks. This so-called TOR-approach was reconfirmed in 1992 in a revised version of the 1988-document. It has become the cornerstone of the UK risk management policy, not only in the field of nuclear power, but also as far as protection against other major hazards, both from fixed installations and from the transport of hazardous materials, is concerned (HSE92a, Har94).

* Deze bijlage is gebaseerd op een verslag van een bezoek van WF Passchier in februari 1995 aan R Pape, F Campbell and C Nussey van de Health and Safety Executive, Bootle, Merseyside, Engeland. De Britse gesprekspartners zijn in de gelegenheid gesteld het verslag te corrigeren.

** ‘Sizewell B’ was, at that time, a proposed pressurised water reactor, the first nuclear power plant of that design to be built in the UK.

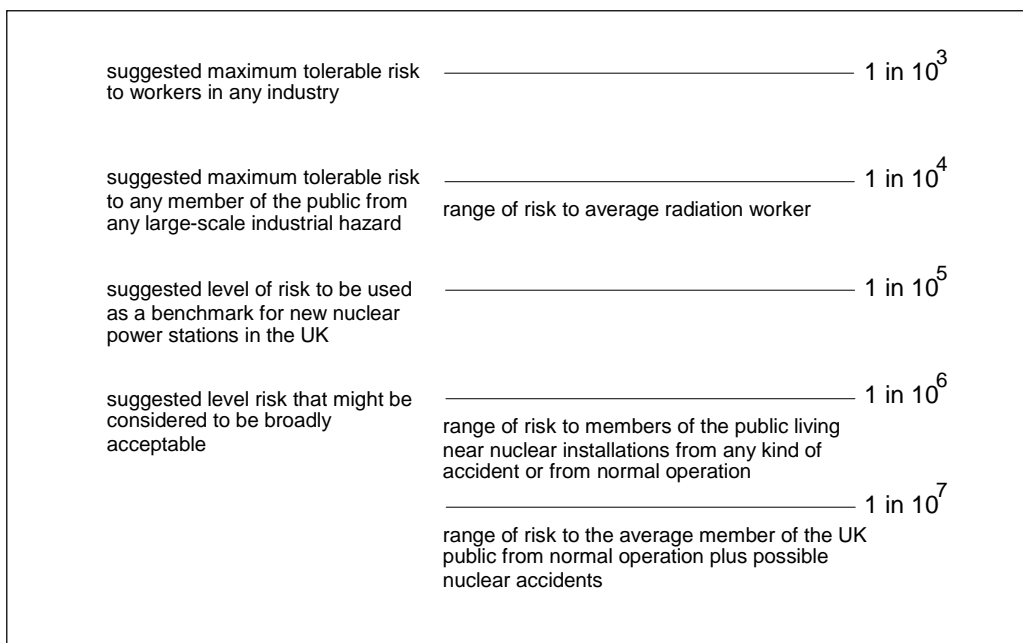


Figure 12 Tolerable levels of risk to workers and the public according to the UK Health and Safety Executive (HSE92a). The numbers pertain to the probability of attributable death from one year of operation. In between the lines: estimated levels of risk to UK workers and the UK public.

Principles

The guiding principle in the UK to ensure the safety of workers and the public is that ‘operators’ must do whatever is *reasonably practicable* to reduce the risk from work activities. This so-called ALARP*-principle has been incorporated in the TOR-approach, which considers:

- whether a risk is unacceptable so that the activity causing the risk should be refused
- whether a risk is so small that no further precaution is necessary
- whether a risk, that falls between these two states, has been reduced to a level ‘as low as reasonably practicable’.

These principles are visualised in figure 10. The ‘risk reduction triangle’ also symbolises that according to the ALARP-principle operators are expected to spend proportional more resources on risk reduction at higher risk levels than at lower risk levels.

* as low as reasonably practicable

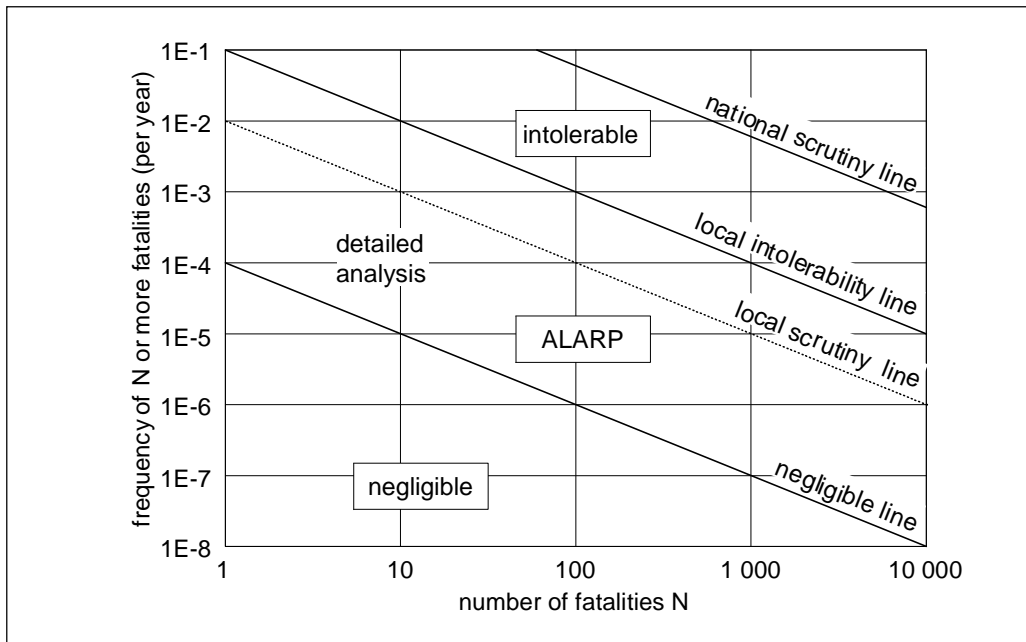


Figure 13 Societal risk criteria proposed for major hazards in transport in the UK (DOT88). Figure taken from HSE92a, figure D1.

The TOR-approach encompasses existing activities and proposed ones. Especially in the latter case the authorities can define benchmarks for requirements that are considered to be readily achievable for plants at the design stage with modern technology and analysis techniques. This does not imply that an operator should not try to reduce risks any further. However, exceeding the benchmark level is thought to be quite unlikely and would require serious justification to show that a higher level is indeed ‘ALARP’.

For nuclear power plants HSE has further developed the general principles in the form of ‘safety assessment principles’ or SAPs (HSE92b). SAPs are used as guidance for HSE staff* for assessing an operator’s safety case. They reflect the HSE’s judgement of what constitutes the best modern practices in engineering and science. Safety assessment principles are not enforceable as such, but operators would need strong arguments not to comply with the criteria based on these principles.

It should be mentioned that the UK regulations take as a starting point that the operator is responsible for the safety of all operations under his control. Thus the operator generally produces his own criteria, taking account of the SAPs, and uses these criteria in making a safety case for submission to HSE.

* Nuclear Installations Inspectorate or NII

effective dose in a year to:		basic safety limit	basic safety objective
		millisievert	millisievert
persons working with ionising radiations	maximum	20	2
	average	10	1
other workers on site		5	0,5
members of the public		1	0,02

Figure 14 Basic safety limits and basic safety objectives specified by the UK Health and Safety Executive for normal operations of nuclear power plants (HSE92b).

maximum effective dose in millisievert	total predicted accident frequency per year	
	basic safety limit	basic safety objective
0,1 - 1	1	10 ⁻²
1 - 10	10 ⁻¹	10 ⁻³
10 - 100	10 ⁻²	10 ⁻⁴
100 - 1000	10 ⁻³	10 ⁻⁵
> 1000	10 ⁻⁴	10 ⁻⁶

Figure 15 Basic safety limits and basic safety objectives specified by the British Health and Safety Executive for accident frequencies of nuclear power plants (HSE92b).

Risk

The authors of the HSE-document define risk as ‘the probability that a specified undesirable event will occur in a specified period or as a result of a specified situation’. This definition implies, according to the document, that in characterising risk both the probability and the event have to be specified and possibly also the severity of the event.

In the HSE-document risk is expressed using two risk attributes, *viz.* individual risk and societal risk. Individual risk is quantified in terms of the probability of death as a pragmatic approach, although it is realised that such a simple measure may not totally reflect the full picture, when death occurs long after the exposure, as is the case with exposure to ionising radiation below the prompt death level. ‘Societal risk’ expresses that the number of persons afflicted and their distribution in space and time is also of importance in assessing risks. It also includes the possible costs of coping with

emergencies, loss of resources by radioactive contamination and disruption of social and political life. Societal risk could in principle be quantified using a list of possible effects with related probabilities. For some situations the items in the list may be aggregated into a single measure, to be called detriment. The TOR-document suggests that a monetary measure would be preferable, also for a comparison of risks and benefits. However, the authors of the document also state that at present there is no consensus on the way how to convert risk and benefits into 'sterling' for such an aggregated collection of risks and benefits.

Criteria

In the TOR-document the HSE proposes criteria for the various levels of individual risk from nuclear power stations. Figure 12 presents an overview. The risk levels are expressed in terms of the probability of attributable death per year of operation. For low dose radiation exposure the probability of attributable death is approximated by multiplying the radiation dose incurred or committed* in a year by a nominal mortality coefficient.

The HSE considers an attributable probability of death related to any large scale industrial hazard of the order of magnitude of 1 in 10 000 per annum as a just tolerable risk level for a member of the public. Estimated risk levels of existing and planned installations are appreciably below this figure. A risk level of the order of magnitude of 1 in 1 000 000 per annum is considered as an upper bound of the broadly acceptable risk region. If the exposed population group would contain a relatively large proportion of highly susceptible people a value of 1 in 10 000 000 per year may be considered to be more reasonable.

Also risk criteria for land planning uses have been specified. Quantitative criteria apply for the individual risk, which is now defined as the probability of receiving a 'dangerous' dose. A dangerous dose of an agent like a toxic gas, heat, pressure wave or radiation, is the amount of exposure that would cause death to susceptible people and severe stress or injury to the remainder of a typical cross section of the national population. The just tolerable level, which applies to the siting of houses, is 1 in 100 000 per year. The upper bound of the broadly acceptable region is 1 in 1 000 000 per year, unless higher proportions of highly susceptible people are present, in which case a level of 1 in 3 000 000 per year is thought to be more reasonable. For the siting of other buildings it is suggested to consider shops, pubs and restaurants with a possible 100 people at peak hours, or a hotel with a capacity of 25 people as equivalent to 10

* For radiological protection purposes the dose resulting from the intake of radioactive substances is considered to be committed in the year of intake.

houses. In actual decisions* societal risk is also taken into account, but in a more qualitative way. For example HSE would suggest to aim at individual risk levels in case of multi-storey buildings at 1 in 3 million per year.

In a study of major transport hazards, criteria for societal risk in terms of the annual frequency with a given number of fatalities or more versus that number have been proposed. These criteria, that follow the TOR-approach, are reproduced in figure 13.

For nuclear plants in normal operation, using criteria in terms of the probability of attributable death is not always practicable. The HSE has recognised this and proposes to translate the just tolerable risk level and the upper bound of the broadly acceptable risk region into, respectively, basic safety limits and basic safety objectives (HSE92b). These quantities are not just derived from the corresponding risk level by applying risk coefficients, but also involve judgements to obtain practicable values. An example is given in figure 14, which presents the basic safety limits and basic safety objectives for exposure to ionising radiation due to the normal operation of a nuclear power plant. Whereas the ratio between two individual risk levels is of the order of magnitude of 100 (figure 12), to be practical the ratio of the basic safety limit and the basic safety objective for exposure to ionising radiation at nuclear installations is a factor of 10 for workers and a factor of 50 for members of the public.

For accident frequencies the safety assessment principles specify basic safety limits and objectives that differ with the order of magnitude of the individual radiation dose (HSE92b; figure 15). These safety targets are consistent with TOR in terms of individual risk, but they may also be interpreted as representing societal risk and are based on an inverse linear relation between effect size and frequency, similar to figure 13. Also, basic safety limits and objectives have been specified for the frequency of accidental releases of given amounts of radioactive iodine (iodine-131) and radioactive caesium (caesium-137). These too are interpreted as being criteria for societal risk.

Evaluation

This annex describes the ‘tolerability of risk’-approach of the UK Health and Safety Executive. It should be added that the HSE places a strong emphasis on sound engineering practices in designing, constructing, operating and decommissioning nuclear power plants (and other complex industrial installations). An installation’s safety case should demonstrate that such practices have been applied, in addition to the use of probabilistic safety analyses to estimate risks. Part of that demonstration is that

* In the UK HSE makes recommendations to local planning authorities who take the spatial planning (‘zoning’) decisions. HSE does have the right to appeal such a decision in court.

risk levels are as low as reasonably practicable. Furthermore, the safety or risk analysis will often identify targets for further improvement.

The TOR-approach is also a means of setting priorities for the supervisory activities of the HSE and its Nuclear Installations Inspectorate. If the outcome of a risk analysis falls high in the ALARP-region stronger arguments are required from the operator to justify his operations than in the case of an outcome near or in the broadly acceptable risk region.

As is visualised by figures 10 and 11 the just tolerable risk level and the upper bound of the broadly acceptable risk region are not absolute criteria. However, it would be very unlikely that a plant that would generate risks in the intolerable region would be licensed or would be allowed to continue to operate. Likewise, the HSE would generally not put further requirements on an operator if risks were shown to be broadly acceptable, although the operator might consider it his responsibility to spend resources on further risk reduction.

The HSE acknowledges that factors such as size of accidents, voluntariness of risk exposure and being acquainted with the harmful agents, determine the extent to which people accept activities that generate risks. However, the basic safety limits and objectives do not reflect the degree of risk aversion of the public. Emphasis on sound engineering and the requirement of a management control system (quality assurance system) in all phases of plant operation (including design, construction and decommissioning) taking ALARP as the guiding principle is thought the most adequate approach.

The aim of the original TOR-document was to make risk management policy the subject of public debate. An underlying aim was that this would lead to decisions that would have more public and political support. The extent to which the TOR-approach has really gained public support is doubtful. The comments on the 1988-document (HSC88), have lead to a revised document, in which the approach was essentially unchanged. It has been accepted in later public inquiries which might be a proof of political support.

Comparison with OmR

The TOR-approach of HSE has much in common with the environmental risk management approach ('OmR') of the Netherlands Government. Both can be considered as top-down approaches: objectives are defined for risk levels and risk reduction which are translated into targets that can be used as operational criteria. A major difference is that, at least originally (TK85, TK89b), the pair of risk levels in the OmR-approach are considered to be absolute criteria, whereas in the TOR-model, at least in principle, more flexibility is allowed as individual risk values will be

interpreted more as order of magnitudes. This is demonstrated by the ratio between the two levels. In the TOR-approach this ratio may vary, depending on the operational quantity considered,

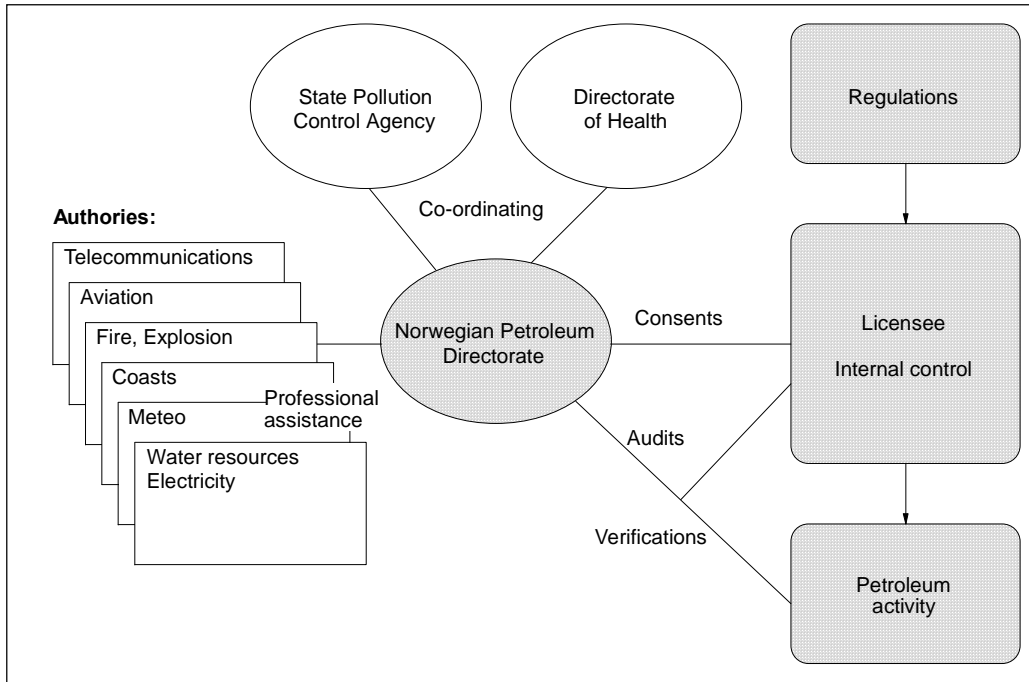
whereas in OmR a factor of 100 is always maintained*.

In terms of the probability of attributable death ('individual risk') the TOR-values are two order of magnitude higher than those of OmR. The HSE did not specify numerical criteria for societal risk in terms of the probability on given effects. However, for nuclear plants, criteria have been derived as safety assessment principles, some of which may be considered to represent societal risk. These criteria have an inverse linear relationship with accident frequency, whereas those of the corresponding OmR 'group risk' have an inverse quadratic relationship with accident frequency.

Documentation

The following references provide further information on the 'tolerability of risk'-approach of the UK Health and Safety Executive: DOT88, Har94, HSC88, HSE88, HSE92a, HSE92b.

* At present, in the case of hazardous substances, possibilities for differentiation of the ratio are studied.



Figuur 16 Central role of the Norwegian Petroleum Directorate (NPD) in supervising the activities of offshore operators. The authority of several other government agencies has been delegated to the NPD. The Directorate of Health and the State Pollution Control Authority have retained their responsibilities with respect to offshore activities and operators but these are co-ordinated by the NPD.

Ontwikkelingen buiten Nederland: Noorwegen

Regulations for off-shore activities*

The Norwegian Government has since 1985 introduced new regulations with respect to safety management in the petroleum industry on the Norwegian Continental Shelf. The main characteristics of these regulations are:

- a change from a prescriptive to a goal-setting philosophy
- using risk analysis as a tool for identifying and reducing possible losses of human life, of environment values and functions and of economic values
- defining safety objectives and risk acceptance criteria is a responsibility of the operators
- the supervision of the performance of operators is centralised in one authority, the Norwegian Petroleum Directorate.

System

The Norwegian Government has restricted the exploration and production activities on its Continental Shelf. Companies (hereafter called 'operators') need a license for such activities. Up till 1985 the legislation that outlined the requirements for licensed operators was prescriptive in nature. The authorities defined the safety objectives and prescribed how those objectives were to be met. This approach followed the one that was and still is common in the shipping industry and in many other types of industry:

* Deze bijlage is gebaseerd op het verslag van een bezoek van WF Passchier in augustus 1994 aan M Ognedal, Norwegian Petroleum Directorate, Stavanger, en T Aven, Rogaland University Center, Stavanger. De Noorse gesprekspartners zijn in de gelegenheid gesteld het verslag te corrigeren.

based on past experiences constructions and procedures are specified in detail; following those specifications is made obligatory.

Although this system was deemed to ensure an acceptable level of safety, it was unsatisfactory in several respects. Inherent to the system is a large degree of inflexibility. This might hamper technological progress or, in any case, picking the fruits of such progress. Not incorporating the results of technological innovation into safety management would be counterproductive to the ultimate safety goal of reducing the possible losses of human life and environmental and economic values as far as possible. Also, striving for a comparable level of safety in all situations, requires introducing different measures to prevent possible losses; circumstances in the offshore industry may differ from place to place and from time to time.

These considerations led to the introduction in 1985 of a new Petroleum Act (Petroleumslø) and a new supervisory structure. In that structure the Norwegian Petroleum Directorate (Oljedirektoratet) was given a central and co-ordinating role in order to avoid confronting the operators with conflicting regulatory decisions (see figure 16). A new set of regulations with binding objectives and indicators of how such objectives were to be met, were to be issued under the auspices of the NPD, as well as guidelines and publications that might help operators in setting up operations in accordance with the new legislation.

In 1985 the regulations on the internal control system entered into force. These regulations require that operators have an appropriate form of management structure which would ensure that they can accommodate the legal requirements on a 'round the clock' basis. The regulations do not only require an internal control system for operators, but for their contractors and subcontractors as well. It is the responsibility of the operators to verify that contractors and subcontractors follow the regulations in this respect. These regulations did not drop from out of the blue. Already in 1979 operators were required to produce a document on their internal control organisation and from 1981 up to 1986 this document, or a revised version, was used as a basis for supervision by the NPD.

In the new system risk analysis is considered to be a key tool for identifying hazards and deciding on measures to avoid those hazards or to reduce the possible loss of human health and environmental and economic values in which those hazards might result. The regulations on the application of risk analysis entered into force in 1991 and replaced earlier NPD-guidelines of 1981. The regulations require the operator to set safety objectives and risk acceptance criteria. The former approach, in which only accident probabilities were quantified and were deemed acceptable by the authorities as the probability was below 1 per 10 000 per operational year, was abolished. The general philosophy of the regulations is that operators should strive for continuous improvement of the level of safety.

In addition to the risk analyses regulations the NPD has produced a set of more detailed regulations, which provide a framework for analysing the risks of certain activities and structures and those of the working environment. Here again, the regulations give a framework and do not prescribe methods of analysis, nor do they prescribe measures to be taken. At present the detailed regulations are completed with the exception of those related to the working environment. An important one with respect to overall risk assessment and risk management is the regulation on emergency preparedness in petroleum activities of 1992.

Structure and limitations

The starting point of the new system were two questions:

- What should be regulated?
- Why should it be regulated?

The answers resulted in system with more general regulation by the authorities then before and in less overall regulation. Secondly the answer to these questions has led to a different and practical distribution of responsibilities for safety between the authorities and the operators: the operator is responsible for the safety of an offshore activity; the authorities should check that an operator is able to bear that responsibility.

The central and co-ordinating role of the NPD is clearly shown in the scheme in figure 16. An operator needs the consent of the NPD for starting operations, continuing operations and ending operations. This consent is regarded as a confirmation of confidence in the operator's abilities to carry out the operations in an acceptable safe way. The NPD further audits the operations and verifies if the operator lives up to the rules.

Regulations on internal control

Operators who want to engage in offshore activities are required to have an appropriate organisation and management system and the ability to maintain such a system. The Internal control regulations require such a system which in fact is based on quality assurance and quality control. Part of this system is an independent unit within the operator's organisation, positioned at an appropriate organisational level, that monitors and enforces the system. The NPD may refuse consent for operations if an operator's organisation does not conform to the Internal control regulations.

This emphasis on adequate management is a logical consequence of giving the operator the main responsibility to ensure and document compliance with the regulations. In practice, the system of internal control, will only work if the top level

executives are committed to safety as an integral part of their management activities and if they structure their organisation accordingly. The NPD has, since 1985, put a lot of effort in influencing the attitude of the top level managers.

The regulations do specify elements of the internal control system. Some of these are:

- competence and training of the personnel of the operator and its contractors
- evaluation of the safety of all the operations
- adequate documentation and information on the organisation (structure and responsibilities) and on all aspects of the operations
- establishment and maintenance of an emergency preparedness system
- control, mapping and, if necessary, improving the working environment and the external environment
- adequate system of communication within the organisation.

Regulations on risk analysis

Safety in the Norwegian offshore regulations is related to:

- the protection of personnel
- the protection of the external environment
- the protection of economic values.

The risk analyses regulations provide the framework and tools for ensuring an adequate level of safety. The regulations relate the concept of risk to accidental events. An accidental event is defined as an:

uncontrolled event which may lead to loss of human life, personal injury, damage to the environment and loss of assets and financial interests

and clearly reflects the meaning given to safety. Risk is the

expression of the probability and the consequences of an accidental event.

The risk analysis regulations specify that an operator is required to:

- define safety objectives
- define risk acceptance criteria.

The safety objectives should aim at avoiding and withstanding accidental events. Although the operator is free to set his own objectives, the guidelines attached to the

regulations list elements that would normally be reflected in the objectives. The elements are:

- accidental events must be avoided
- the risk level must be as low as possible
- attempts shall be made to reduce risk level over time.

The first element reflects that the goal is to reach an ideal (and thus unattainable) level of safety. However, the objectives should provide a driving force to improve the safety level over time (third element). Here the notion of risk comes into play. The operator should be able to demonstrate that he has reduced the risk as low as possible at each point in time, which also means that as technology progresses the risk level should be reduced. The expression ‘as low as possible’ is interpreted by the NPD as requiring an optimisation of the level of safety, which includes a consideration of the costs of safety or risk reducing measures. With this interpretation ‘as low as possible’ is, for all practical purposes, equivalent to the concept of ALARP (‘as low as reasonably practicable’) used in the regulations of the British Health and Safety Executive and to the concept of ALARA (‘as low as reasonably achievable’) used, for example, in health and safety regulations in The Netherlands.

Risk analysis is considered to be a tool for identifying accidental events that may occur and their consequences.* The operator is free to choose his preferred method, as long as it is adequate. A Norwegian standard on risk analysis is in preparation. The results should be presented in such a way that they can be used for deciding on risk reducing measures. Such decisions are to be based on risk acceptance criteria that are to be set by the operator before the analysis is carried out. The operator has considerable freedom in setting criteria, which may be of a quantitative or of a qualitative nature, depending on the nature of the risks to be assessed and the methods used for the risk analysis. In case of quantitative risk analysis the criteria should refer to the uncertainties associated with the results of the analysis. The risk acceptance criteria and the risk analysis should be reviewed and updated in the course of time as part of a systematic risk management effort.

The guidelines associated with the regulations clarify that the acceptance criteria express a standpoint with regard to risk connected to loss of human lives, to personnel injury, to damage to the environment and to damage to assets and financial interests. ‘Zero risk’ is not considered to be a valid criterion, as it is deemed impossible to

* Another important function of quantitative risk analysis, the comparison of options, is not mentioned in the regulations and the guidelines. Of course operators have every freedom to use risk analysis in this way, but in the end they have to estimate the absolute risk of the chosen option and compare the estimate with the acceptance criteria.

eliminate all risk in offshore activities. The guidelines continue to state that the risk of an accidental event may be accepted, but the actual occurrence not.

The procedure specified by the regulations is as follows. The operator sets acceptance criteria, performs a risk analysis, identifies those accidents that do not pass the criteria (so-called dimensioning accidental events), develops risk reducing measures and has to demonstrate that these measures lead to an acceptable risk level that is also as low as possible (this is as a matter of fact the iterative process mentioned above).

Emergency preparedness

Although reducing the probability of accidents should be a first priority, an emergency preparedness organisation is required for offshore activities on the Norwegian Continental Shelf. The emergency preparedness regulation, one in a series of detailed regulations issued by the NPD, sets out requirements for such an organisation. This regulation follows the same structure as the other, more general ones. It provides a framework; the operator should analyse what is required given the nature of the accidents that appeared from the risk analysis. The emergency preparedness organisation and provisions should be an integral part of the whole operation and be subject to the same internal control as all other parts of the operation.

The requirement of emergency preparedness measures demonstrates that in the Norwegian approach the results from the risk analysis do not automatically generate decisions. Even if the risk is acceptable, further provisions are needed to mitigate the consequences. A case in point is the 'man overboard' situation. The emergency preparedness organisation for rescuing people would further lower the risk, if expressed in terms of the probability of life lost.

Epilogue

The Norwegian system for regulating the offshore industry appears to be a promising approach for reducing risks that are inevitably associated with exploration and production activities. It takes full account of the dynamic nature of the risk management of complex installations. A condition for its success is the existence of highly qualified supervisory authorities.

One may wonder if a similar approach is effective in other industrial branches. This report is not the right place to answer this question. However, it should be stressed that in the offshore industry one deals with a limited and controlled number of companies that have large resources at their disposal, also in the field of risk analysis and risk management. This situation may be quite different in other branches of

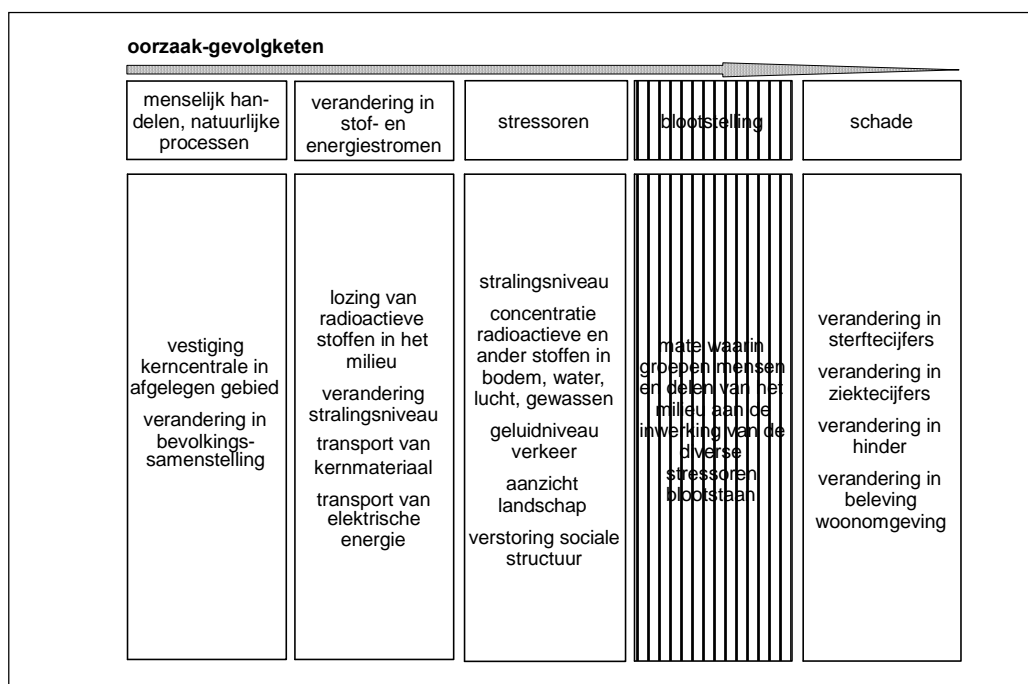
Tabel 3 Factoren die verschillen in risicoperceptie kunnen verklaren. Uit Sjö94.

factor	oordeel over risico: groter
<i>factoren die in verband staan met de aard van het gevaar:</i>	
mogelijkheid catastrofe	groter aantal slachtoffers
vrijwilligheid	onvrijwillig
beheersbaarheid	onbeheersbaar
vertrouwdheid	niet mee vertrouwd
wetenschappelijke onzekerheid	weinig en geen wetenschappelijke gegevens
controverses	onzeker; verschillende risicooordelen
bedreigendheid	de gevolgen worden gevreesd
geschiedenis	eerder voorgekomen
optreden effecten	plotseling, geen tijdige waarschuwing
herstelbaarheid	onomkeerbaar, onherstelbaar
<i>factoren die in verband staan met de sociale context:</i>	
billijkheid	onbillijke verdeling van risico's en voordelen
voordelen	onzekerheid over de voordelen
vertrouwen	wantrouwen jegens deskundigen of overheden
aandacht media	veel emotionele aandacht in de massamedia
beschikbaarheid informatie	informatie ontbreekt of wordt niet geloofd, geruchten
betrokkenheid kinderen	gevolgen voor kinderen of het ongeboren kind
toekomstige generaties	onbillijke of onherroepelijke gevolgen voor latere generaties
herkenbaarheid slachtoffer	schade aan een bekende of een geliefde
wie loopt het risico	oordeel over het risico voor anderen
aard risico	nadruk op gevolgen en niet op waarschijnlijkheden
beoordelingssituatie	samenhang met negatieve ervaringen of negatieve stemming
<i>factoren die in verband staan met persoonskenmerken:</i>	
geslacht	vrouwen beoordelen risico's als ernstiger dan mannen
opleiding	mensen met lage opleiding schatten risico vaak als groter in
leeftijd	oude mensen schatten risico vaak als groter in
inkomen	mensen met lage inkomens schatten risico meestal hoger in
psychologische toestand	bezorgde mensen schatten risico meestal hoger in
persoonlijke vaardigheden	gebrek aan relevante vaardigheden leidt tot grotere schattingen

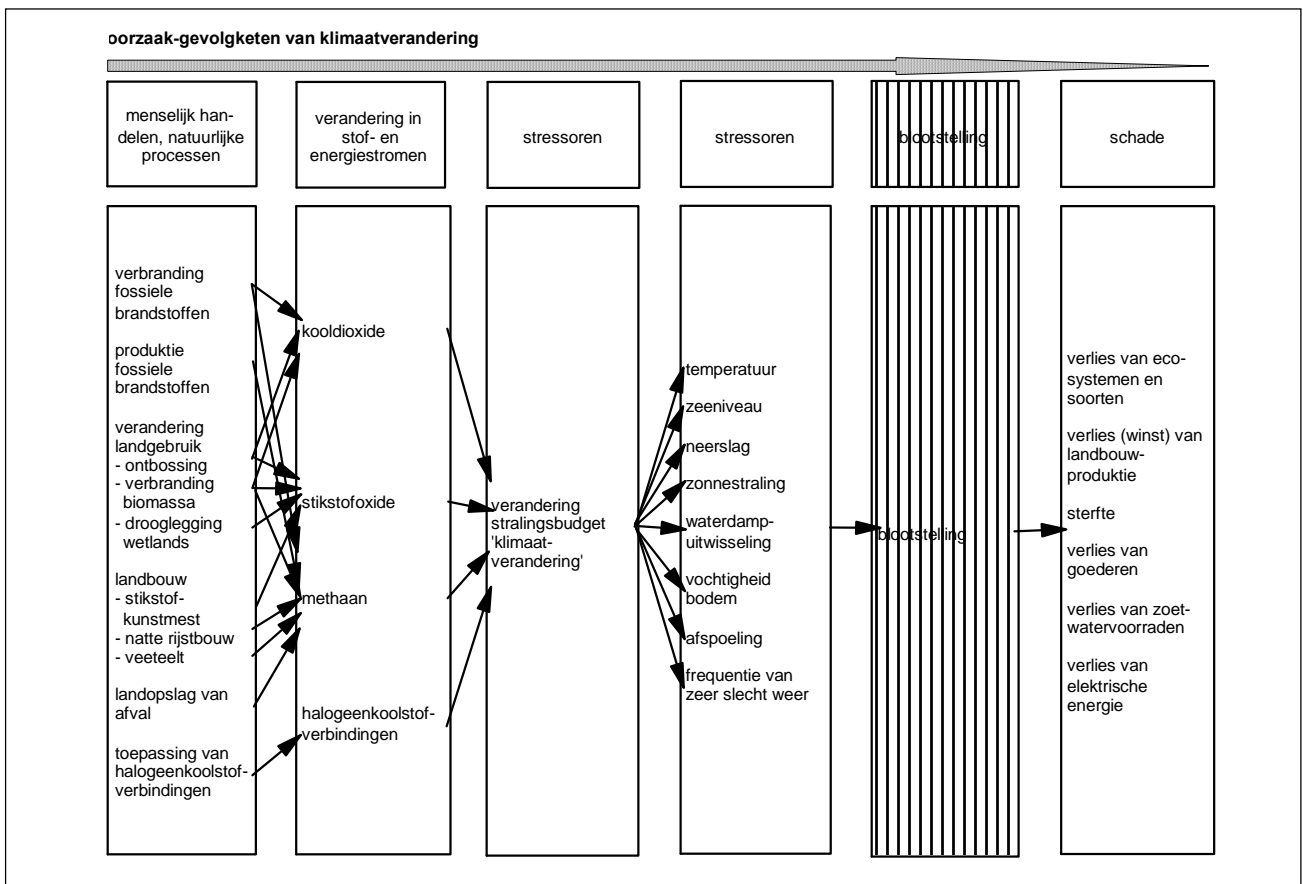
industry. As mentioned before, contractors and subcontractors are also subject to the internal control system and risk analyses regulations. The safety management approach of the offshore petroleum activities will therefore also affect other branches of industry.

Documentation

The following references provide further information on Norwegian regulation of the offshore petroleum industry: NPD85, NPD90, NPD92a, NPD92b.



Figuur 17 Voorbeeld van een oorzaak-gevolgketen: vestiging van een kerncentrale.



Figuur 18 De oorzaak-gevolgketen van klimaatverandering. Ontleend aan Nor92.

Factoren van risicoperceptie

In de laatste decennia is vooral in West-Europa en Noord-Amerika onderzoek verricht naar de wijze waarop de bevolking oordeelt over verschillende risico's: risicoperceptie-onderzoek. Voor recente overzichten verwijst de commissie naar Vle90 en Dro91. Uit dat onderzoek blijkt dat zeer veel factoren op het risico-oordeel van invloed zijn. Tabel 3 geeft daarvan een overzicht (Sjö94). Het is vaak mogelijk om die veelheid van factoren samen te nemen tot een kleiner aantal; zie o.a. Vle90.

Oorzaak-gevolgketens

De oorzaak-gevolgketen in figuur 17 geeft weer hoe de vestiging van een kerncentrale de gezondheid zou kunnen schaden. De vestiging van het bedrijf kan men zien als een antwoord op de behoefte van mensen aan elektriciteit. De werking van de centrale heeft de lozing van radioactieve en ander stoffen in het milieu tot gevolg en verhoogt het stralingsniveau. De lozingen vinden continu in kleine hoeveelheden plaats en mogelijk sprongsgewijs door kleinere of grotere ongevallen. Tevens komen er transporten van kernmateriaal en radioactief afval. Vanuit de centrale voeren hoogspanningslijnen de elektriciteit naar andere gebieden. In het gebied waar de centrale is of wordt gevestigd, is verandering van de sociale structuur van de lokale gemeenschappen mogelijk; veelal is immers de lokale arbeidsmarkt niet in staat voldoende personeel met de vereiste kwaliteiten te leveren. De vestiging van de centrale leidt tot fysieke stressoren, zoals de verhoogde concentratie van radioactieve stoffen in gewassen en in het water. Het toegenomen verkeer geeft geluidbelasting en de aanleg van wegen kan lokale ecosystemen verstoren (niet aangegeven in figuur 17). Ook de aanwezigheid van de centrale op zich kan de gezondheid beïnvloeden en is dan als een psychische stressor te beschouwen (niet aangegeven in figuur 17). Voor schade aan delen van het milieu (ecosystemen) en aan groepen mensen is het noodzakelijk dat mens en milieu aan de stressoren blootstaan. De (mogelijke) aard en ernst van de schade wordt bepaald door de mate van blootstelling.

Ook voor globale milieuproblemen is zo'n oorzaak-gevolgketen op te stellen (figuur 18). Nordberg-Bohm en medewerkers (Nor92) hebben dat voor

klimaatverandering gedaan, waarbij men als stressor heeft gekozen de verandering van de stralingsbalans. Die stressor valt weer uiteen in stressoren als gemiddelde temperatuur, zeeniveau, hoeveelheid neerslag, e.d. Aan het ontstaan van de stressor liggen menselijke handelingen, zoals verbranding van fossiele brandstoffen, ontbossing, drooglegging van wetlands, landbouw, en productie en gebruik van fluorkoolwaterstoffen ten grondslag. Schade aan de gezondheid en aan het milieu treedt zowel direct op, bijvoorbeeld door een verhoogde blootstelling van mens, dier en plant aan ultraviolette straling, als indirect, bijvoorbeeld door overstromingen en verlies van zoetwatervoorraden.

De beide voorbeelden laten zien dat een oorzaak-gevolgketen een ingewikkelde structuur kan hebben. Elk van de ‘schakels’ bevat verschillende componenten die op onderscheiden wijze de componenten in de volgende schakel beïnvloeden. Het gebruik van een oorzaak-gevolgketen voor het analyseren en beheersen van milieurisico’s heeft ook beperkingen. De invloeden van de ‘buitenwereld’ op de gevolgen van het menselijk handelen of de natuurverschijnselen die door de keten worden beschreven, worden slechts vereenvoudigd weergegeven. De diagrammen in de figuren 1 in de hoofdttekst en 17 en 18 in deze bijlage kennen maar één ‘richting’, namelijk die van ‘oorzaak’ naar ‘gevolg’. Binnen de keten kunnen echter ook terugkoppelingen optreden die gevolgen hebben voor de omvang van de mogelijke effecten.

Aan een oorzaak-gevolgketen gaat nog iets vooraf: menselijk handelen vindt zijn oorzaak in menselijke behoeften en wensen. Het is van belang dat te beseffen omdat de beïnvloeding van die behoeften en wensen een extra aanknopingspunt biedt voor risicobeheersing (zie figuur 6).

