

Onzekerheid als beslissende factor

Een verkenning van de toepassing van gekwantificeerde onzekerheid in het grondwaterbeheer

**J.B.F. van der Horst
T. Hoogland
M. Knotters**

Alterra-rapport 442

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2002

REFERAAT

Horst, J.B.F. van der, T. Hoogland en M. Knotters, 2002. *Onzekerheid als beslissende factor. Een verkenning van de toepassing van gekwantificeerde onzekerheid in het grondwaterbeheer*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-Rapport 442. 46 blz. 3 fig.; 1 tab.; 81 ref.

Een inventarisatie is uitgevoerd naar de manier waarop gekwantificeerde onzekerheid wordt toegepast in bestuur en beleid op het gebied van het water. Risico speelt een belangrijke rol bij het nemen van beleidsbeslissingen. Om de kans op negatieve gevolgen te bepalen kan een risico-analyse worden uitgevoerd. Het constructivisme en het objectivisme vormen binnen beleidsanalyse de twee belangrijkste onderzoeksstromingen. Het objectivisme benadert onzekerheid vanuit de wetenschappelijke kant, het constructivisme benadert onzekerheid vanuit sociale en psychologische kant. Voorkennis bepaalt de criteria op basis waarvan een keuze kan worden gemaakt voor een bepaald beheer of beleid. In het overleg tussen wetenschap en politiek is steeds vaker sprake van multi-disciplinair risico-management. Ter illustratie is voor een aantal *cases* uit het waterbeheer de toepassing van onzekerheid bij de besluitname besproken.

Trefwoorden: onzekerheid, risico, risico-management, risico-analyse, beleidsanalyse, beslissen, besluitname, objectivisme, constructivisme, beslissingstheorie, grondwaterbeheer, waterbeheer, politieke besluitvorming

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €13,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 442. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2002 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	5
Samenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Achtergrond	9
1.2 Probleemstelling	10
1.3 Doelstelling	10
1.4 Opbouw van het rapport	10
2 Risico en onzekerheid	11
2.1 Definities: risico en onzekerheid	11
2.2 Risico-analyse	12
2.3 Objectivisme	13
2.4 Constructivisme	14
3 Beslissen	19
3.1 Voorkennis bij beslissingen	19
3.2 Politieke besluitvorming en wetenschap	20
3.3 Effecten van onzekerheid op beslissingen	25
3.4 Criteria bij risico-analyse	27
4 Gebruik van kwantitatieve gegevens over onzekerheid in het waterbeheer	31
4.1 Inleiding	31
4.2 De geselecteerde cases	31
4.2.1 Grondwaterdynamiek	31
4.2.2 Verdroging en grondwaterstandsverlaging	32
4.2.3 Optimaal grondwaterbeheer	32
4.2.4 Afspoelingsduur en -intensiteit	33
4.2.5 Weersvoorspellingen in termen van kansen	33
4.2.6 Overstromingsrisico's	34
4.2.7 Beleidsondersteunende modellen in het waterbeheer	34
4.3 Synthese	36
5 Conclusies en aanbevelingen	37
Literatuur	39

Woord vooraf

Deze verkenning is uitgevoerd als (voorbereidend) onderdeel van een AIO-proposal. Het doel van dit voorgestelde AIO-proposal is om, door integratie van β - en γ -kennis over onzekerheid, statistische kennis beter te benutten bij het nemen van beslissingen in het (grond-)waterbeheer. Dit rapport kan nu al onderzoekers en waterbeheerders op weg helpen, die werk willen maken van het omgaan met onzekerheid in het (grond-)waterbeheer. Het belangrijkste doel was om te inventariseren wat er op dit moment bekend is over het benutten van statistische kennis bij beheers- en beleidsvragen. Omdat dit voor ons een nog nauwelijks ontgonnen terrein betrof, was het aanvankelijk enigszins onduidelijk waar te beginnen. Wij willen hierbij prof. Cees van Woerkum van de WU, departement Maatschappijwetenschappen hartelijk danken voor de waardevolle tips waarmee hij ons een startpunt heeft gegeven en goed op weg heeft geholpen. De fraaie cartoon op de omslag is getekend door Karel Hulsteijn.

Samenvatting

Nauwkeurig gekwantificeerde onzekerheid kan een belangrijke bijdrage leveren bij de besluitvorming in het grondwaterbeheer. Op dit moment wordt kennis over onzekerheid onvoldoende toegepast, wordt te weinig gecommuniceerd tussen wetenschappers en politici en wordt onderzoek niet optimaal op beleidsvragen afgestemd. De verbetering van het benutten van kennis over onzekerheid vraagt om een bijdrage vanuit de wetenschap. Deze bijdrage bestaat met name uit het ontwikkelen van nieuwe methoden om kennis uit β - en γ -wetenschappen te integreren en toe te passen. In dit rapport wordt een overzicht gegeven van de huidige inzichten en gebruikte methoden.

De termen “risico” en “onzekerheid” kunnen meerdere betekenissen hebben, afhankelijk van de context. In dit rapport heeft “risico” de betekenis van een kans op schade en “onzekerheid” wordt beschouwd als het ontbreken van (relevante) informatie. Bij risico-analyse spelen meestal meerdere aspecten een rol, die vanuit verschillende richtingen benaderd kunnen worden. In de loop van de tijd hebben zich twee stromingen ontwikkeld: het objectivisme en het constructivisme. Het objectivisme is vooral van toepassing bij β -studies en benadert risico als een meetbare grootheid dat een kenmerk van een bepaalde gebeurtenis is. Het constructivisme betreft behalve wetenschappelijke aspecten ook sociaal-culturele aspecten bij de risico-analyse en ziet risico als een product van een sociale groep. Het constructivisme kan hierdoor een democratisch karakter hebben, indien de mogelijkheid aanwezig is om een objectief oordeel te vormen. Wanneer bewust informatie wordt achtergehouden kan dit het democratisch proces ook tegenwerken. Het objectivisme heeft een meer technocratisch karakter en is voor namelijk gebaseerd op wetenschap.

Van wetenschappelijke experts wordt verwacht, dat zij hun kennis inzetten voor de politiek. Wanneer echter onder grote druk snel antwoord moet worden gegeven op complexe vragen, dan zal dit veel onzekerheid opleveren.

Ten aanzien van het nemen van beslissingen kunnen drie situaties worden onderscheiden: een situatie van totale zekerheid, een situatie van totale onzekerheid en een situatie van gedeeltelijke onzekerheid. Bij totale onzekerheid is het vooraf niet mogelijk om een specifieke kans op een bepaalde gebeurtenis te geven. Omdat vooraf niks bekend is, zullen alle mogelijke gebeurtenissen in feite een gelijke kans hebben. Bij gedeeltelijke onzekerheid is het wèl mogelijk een specifieke kans op een bepaalde gebeurtenis te geven. Hierbij speelt het criterium van *Bayes* een belangrijke rol.

Politieke besluitvorming is een cirkelvormig proces, waarbij een eenmaal genomen beslissing wordt geëvalueerd en eventueel herzien. Het is hierbij belangrijk om op de juiste plek in de cirkel wetenschappelijke kennis op te nemen. Deze interactie tussen wetenschap en politiek heeft zich in de loop van de tijd ontwikkeld van een lineair model, waarbij door de wetenschap kennis werd ontwikkeld, deze kennis werd doorgegeven aan de politiek die deze kennis vervolgens gebruikte, tot een contextueel model, waarbij kennis door samenwerking tussen wetenschap en politiek tot stand komt. Deze verschuiving in de omgang door de politiek met wetenschap

wordt aangeduid met de term “Post normal science”. Hierbij heeft de wetenschap ook een nieuwe taak gekregen: het managen van onzekerheid. Hierdoor is het belangrijk om nieuwe technieken te ontwikkelen die wetenschappelijke onzekerheid bruikbaar maken voor politieke problemen.

Effecten van beslissingen die onder onzekerheid zijn genomen zijn niet altijd gelijk. Iets goeds onterecht niet doen wordt vaak minder erg gevonden en heeft over het algemeen ook minder ernstige gevolgen dan iets slechts onterecht wel doen. Dit is vergelijkbaar met het maken van een fout van respectievelijk de 2^e of 1^e soort.

Er bestaan verschillende bronnen van onzekerheid. Een manier om hiermee om te gaan is door middel van kansrekening, waarbij sprake is van zowel objectieve als subjectieve kansen. Bij deze laatste categorie spelen een aantal factoren een rol, die de besluitname zowel positief als negatief kunnen beïnvloeden en die per persoon verschillend kunnen zijn. Het totale risico bij een bepaalde beslissing kan hierdoor groter of kleiner worden dan op basis van wetenschappelijk onderzoek is vastgesteld. De beoordeling van het risico bij risico-analyse is mogelijk op basis van verschillende criteria. Deze zijn te verdelen in een economische, juridische, technische en een gemengde categorie. Welke criteria het beste gebruikt kunnen worden is afhankelijk van de situatie en het probleem.

Er zijn zeven *cases* uit het waterbeheer nader onderzocht op de toepassing van gekwantificeerde onzekerheid. Hieruit bleek, dat het beschrijven van de onzekerheid doorgaans nog niet als doelstelling wordt gegeven. Er is ook weinig vraag naar gegevens over de mate van onzekerheid. Waar deze gegevens wel worden gegeven wordt hier vaak weinig mee gedaan.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Wetenschappelijk

De verbetering van het benutten van statistische kennis in de praktijk van het grondwaterbeheer vraagt om een bijdrage vanuit de wetenschap. In essentie komt deze wetenschappelijke bijdrage neer op de integratie van kennis uit β - en γ -wetenschappen over onzekerheid, teneinde methodiek te ontwikkelen waarmee statistische kennis beter kan worden benut bij besluitvormingsprocessen in het grondwaterbeheer. Op het gebied van het grondwaterbeheer is een β - γ -geïntegreerde benadering van de benutting van statistische kennis nieuw. Bestaande methodiek zal voor de specifieke beslissingsproblemen in het grondwaterbeheer niet altijd een oplossing bieden. Vanuit de γ -wetenschappen gezien is benutting van statistische kennis door grondwaterbeheerders een bijzonder geval van de benutting van wetenschappelijke kennis in beleid, bestuur en politiek, wat als een onderdeel kan worden gezien van het terrein van de aanvaarding (eng: *adoption*) van innovaties door een samenleving (Rogers, 1995). Vanuit de β -wetenschappen gezien heeft de benutting van statistische kennis door grondwaterbeheerders diverse methodologische aspecten, zoals de gewenste onzekerheidsinformatie en de vereiste nauwkeurigheid. De vraag naar gekwantificeerde onzekerheid zal van invloed zijn op de modelkeuze en modelontwikkeling, de vertaling van statistische resultaten naar onzekerheids- of risicoinformatie die voor grondwaterbeheerders verstaanbaar en hanteerbaar is, is van belang voor de keuze van de statistische methode en de keuze van vorm waarin de resultaten worden gepresenteerd.

Maatschappelijk

Het freatisch grondwater is vanwege de geringe diepte waarop het wordt aangetroffen (0-2 m) van invloed op o.a. vochtlevering, temperatuur en draagkracht en voedingstoestand van de bodem, en daarom van belang voor landbouw, natuur en milieu in Nederland. Hoe belangrijk grondwater is in het huidige waterbeheer blijkt wel uit de verdrogingsproblematiek. Grondwaterstand is een belangrijke sturende variabele in het grondwaterbeheer door provincies en waterschappen (Glasbergen *et al.*, 1989; Ministerie van Verkeer en Waterstaat *et al.*, 1998; Beusekom *et al.*, 1990; IPO, 1991; Projectgroep Waterlood, 1997; Bouwmans *et al.*, 1998). Nauwkeurig gekwantificeerde onzekerheid over de toestand van het grondwater kan een nuttige bijdrage leveren aan besluitvormingsprocessen in het grondwaterbeheer. Met name de mogelijkheden om besluiten op basis van rationaliteit en objectiviteit te nemen worden hierdoor vergroot.

1.2 Probleemstelling

Momenteel wordt de (statistische) kennis over onzekerheid onvoldoende benut door beleidsmedewerkers en bestuurders op het gebied van het grondwaterbeheer. Bovendien wordt er momenteel bij de opzet van onderzoek onvoldoende overlegd tussen wetenschappers en gebruikers over de onzekerheid in de onderzoeksresultaten die nog toelaatbaar is, gegeven het doel waar de informatie voor gebruikt wordt. Hierdoor kan het onderzoek niet optimaal worden afgestemd op de uiteindelijke beslissingen die met de resultaten ondersteund moeten worden. Terwijl een interactieve betrokkenheid tussen onderzoekers en beleidsmedewerkers goed zou zijn voor een optimale kennisbenutting, is nu teveel sprake van loketfuncties.

1.3 Doelstelling

Het doel van deze verkenning is een overzicht te geven van de huidige inzichten in de manier waarop gekwantificeerde onzekerheid wordt toegepast in beleid en beheer in het algemeen en waterbeheer in het bijzonder. Deze verkenning maakt deel uit van een groter onderzoek naar de ontwikkeling van een methodiek waarmee statistische kennis beter kan worden benut in het grondwaterbeheer, door integratie van β - en γ -kennis.

1.4 Opbouw van het rapport

In het rapport zullen allereerst in hoofdstuk 2 de belangrijkste aspecten van risico en onzekerheid worden beschreven. Daarna zal in hoofdstuk 3 dieper worden ingegaan op het nemen van beslissingen en factoren die hierbij een rol spelen. In hoofdstuk 4 zullen een aantal *cases* besproken worden, die hoofdzakelijk gericht zijn op (grond)waterbeheer. Tenslotte volgen in hoofdstuk 5 de conclusies en aanbevelingen.

2 Risico en onzekerheid

2.1 Definities: risico en onzekerheid

“**Risico**” kan meerdere betekenissen hebben, afhankelijk van de context waarin de term gebruikt wordt (Dooley, 1990). In het kader van deze literatuurstudie heeft risico een technische betekenis van de kans of mogelijkheid op schade (bijvoorbeeld: het risico om ziek te worden door het drinken van slootwater). Hierbij is het mogelijk om een schatting te maken van de waarschijnlijkheid of kans dat een bepaalde gebeurtenis zich voordoet.

Daarnaast kan risico onder andere de betekenis hebben van een consequentie (bijvoorbeeld: het risico van roken) of van een beschrijving van een gevaarlijke situatie (bijvoorbeeld: een olieboring in Alaska geeft een groot risico).

Risico is het gevolg van onzekerheid en daaruit komt angst voort om een verkeerde beslissing te nemen (Schön, 1967). Beleidsmakers, die politieke beslissingen nemen op basis van onvolledige (en dus onzekere) informatie of kennis, kunnen vooraf niet met zekerheid de uitkomst en gevolgen van zo'n beslissing vaststellen. Deze onzekerheid over de gevolgen wordt door de beslisser als een risico ervaren.

“**Onzekerheid**” heeft in de meest basale vorm de betekenis van het ontbreken van relevante informatie. Door verschillende auteurs, waaronder Funtowicz en Ravetz (1990) wordt gesteld, dat bij onzekerheid geen kwantitatieve schatting van de waarschijnlijkheid gemaakt kan worden (vaak kan wel een ordinale rangorde aangegeven worden). Dit in tegenstelling tot “risico”, waar wel een kans of waarschijnlijkheid kan worden aangegeven. Onzekerheid kan naast deze wetenschappelijke betekenis ook een sociale of psychologische betekenis hebben. In deze context zijn de gevolgen van een bepaalde beslissing niet met zekerheid vast te stellen en zijn betrokkenen daarom onzeker over de uitkomst hiervan. Een beleidsmaker zal deze situatie overigens als een risico ervaren. Iets als onzeker aanmerken kan daarom dus consequenties hebben voor risico-politiek.

In het rapport zullen voor de termen “risico” en “onzekerheid” hoofdzakelijk de volgende definities gebruikt worden:

- risico: de kans of mogelijkheid op schade;
- onzekerheid: van het ontbreken van relevante informatie.

Hierbij moet worden opgemerkt, dat de werkelijke betekenis van de gebruikte term afhankelijk is van de context waarin deze staat, en dat de betekenis hierdoor van bovenstaande definities kan afwijken.

2.2 Risico-analyse

Wanneer bij de vaststelling van een risico slechts één aspect van onzekerheid een rol speelt, is sprake van een één-dimensionaal risico (Hansson, 1988). Dit soort risico's treft men vaak aan bij financiële risico-analyse, waarbij alleen gekeken wordt naar positieve of negatieve consequenties. Bij politieke besluitvorming spelen echter meestal veel meer aspecten een rol, waardoor het risico hier een multi-dimensionaal karakter heeft. Risico-analyse betekent in dit geval integratie van diverse problemen en wetenschappelijke kennis. Volgens Kaplan en Garrick (1981) resulteert deze integratie uiteindelijk in drie vragen, die bij de risico-analyse beantwoord moeten worden:

1. wat kan er fout gaan;
2. wat is de kans dat dit gebeurt;
3. wat zijn de gevolgen hiervan?

Hrudny (1996) voegt hier nog een vierde aan toe:

4. welke termijn is hiermee gemoeid?

Hrudny (1996) stelt daarnaast, dat risico niet in een simpel (objectief) getal valt uit te drukken. Wel kunnen risico's ten opzichte van elkaar een wegingsfactor krijgen, maar de keuzes die hierbij gemaakt worden zijn subjectief en kunnen van persoon tot persoon verschillen. Hierdoor is het ook niet mogelijk een (objectieve, uniforme) rangorde aan risico's te geven. Een risico wordt daarom als "niet echt" gezien. Het is weliswaar mogelijk om voor bepaalde aspecten van een risico de statistische kans te bepalen, maar bij de uiteindelijke risico inschatting worden ook keuzes gemaakt op basis van ervaring of geloof.

Op het gebied van risico-analyse hebben zich twee stromingen ontwikkeld, elk met zijn eigen benadering van onzekerheid en risico:

- de objectivistische benadering (o.a. Funtowicz en Ravetz, 1990 en Rowe, 1994);
- de constructivistische benadering (o.a. National Research Council, 1996 en Wynne, 1992).

Beide stromingen benaderen risico en onzekerheid op hun eigen manier, en vormen in "pure" vorm de twee uitersten van risico-analyse. Geen van beide stromingen is echter goed in staat om risico-onderzoek goed te beschrijven (Short, 1989). Vaak zullen beschrijven en uitkomsten van risico-analyse daarom ergens tussen deze twee uitersten in zitten en -afhankelijk van persoonlijke voorkeur- het accent op een van de stromingen hebben liggen. Om deze reden heeft Törnebohm (1978, 1980) voor risico-analyse een algemeen model geformuleerd, waarin het onderzoeksgebied van de risico-analyse (research field, RF) is samengesteld uit een deel onderzoek (*investigation*, I) en een deel discussie (*discussions*, D). Deze formule kan derhalve als volgt worden weergegeven: $RF = I + D$. Törnebohm stelt dat periodes waarin I domineert worden afgewisseld met periodes waarin D domineert (Törnebohm, 1980). Hieronder zal een samenvatting (tabel 1) en uitleg worden gegeven van de twee stromingen en de wijze waarop zij risico-onderzoek benaderen.

Tabel 1: kenmerken van het objectivisme en constructivisme

	Objectivisme	Constructivisme
Wetenschap	Natuurwetenschappelijk georiënteerd, experimenteel, instrumentalist, probeert onderzoeksobject strikt te begrenzen	sociaal verbonden en verantwoordelijk, probeert onderzoeksobject te vergroten buiten de strikte grenzen
Werkelijkheid	realist, richt zich op verklarende factoren, causalist	werkelijkheid wordt beoordeeld op verbondenheid met sociale en culturele factoren
Karakter	streeft ernaar mens los te maken van natuur, denkt vooral in wetenschappelijk onderzoek	streeft ernaar mens los te maken van sociale en politieke controle

2.3 Objectivisme

Bij het objectivisme wordt risico beschouwd als een kenmerk van een gebeurtenis of proces, of als kenmerk van een bepaald object, waarbij risico meetbaar is (Renn, 1992). Hierbij wordt risico door de onderzoekers als een meetbare fysische grootte gezien. Deze benadering is vooral van toepassing bij β -studies. Kenmerkend is de algemene aanname, dat (politieke) beslissingen kunnen worden verbeterd door expliciete en gedetailleerde analyse (Hellström en Jacob, 2000, 2001). Onzekerheid wordt hier vanuit wetenschappelijk oogpunt benaderd, waarbij de onzekerheid in verschillende categorieën (Funtowicz en Ravetz, 1990) of dimensies (Rowe, 1994) ingedeeld wordt. Deze categorieën of dimensies hebben allemaal een wetenschappelijke basis en komen ongeveer overeen met mogelijke bronnen van onzekerheid. Funtowicz en Ravetz (1990) verdelen onzekerheid in drie categorieën:

1. onnauwkeurigheid;
2. onbetrouwbaarheid;
3. onwetendheid.

Deze categorieën corresponderen ongeveer met drie bronnen van onzekerheid: data en meetgegevens, modellen en schematisatie, algemene wetenschappelijke kennis. Rowe (1994) verdeelt onzekerheid in vier dimensies:

1. een temporele dimensie;
2. een metrische dimensie;
3. een structurele dimensie;
4. een translationale dimensie.

Hierbij kan de onzekerheid dus temporeel (onzekerheid over de verleden en toekomstige toestand), structureel (onzekerheid door de complexiteit van systemen en modellen) of metrisch (onzekerheid in metingen en data) van aard zijn. Het verklaren en vertalen van modelresultaten wordt door onder andere Rowe (1994) als extra mogelijke bron van onzekerheid genoemd. Deze laatste categorie heeft kenmerken van de constructivistische benadering (deze kenmerken zullen in §2.4

beschreven worden), maar is met name gericht op communicatie tussen wetenschappers, wat gerekend kan worden tot de objectivistische benadering. De manier waarop wetenschappelijke onderzoeksresultaten worden vertaald naar bruikbare adviezen voor de politiek over een beleidsbeslissing kan echter ook tot deze categorie gerekend worden.

Een vijfde dimensie, die niet door Rowe genoemd wordt maar bij onder andere grondwatermodellering wel een belangrijke rol speelt is de ruimtelijke dimensie. Ruimtelijke onzekerheid heeft betrekking op onzekerheid over de exacte locatie van een bepaalde gebeurtenis of waarde.

Met behulp van risico-analyse kunnen voorspellingen worden gedaan over de omvang van de gevolgen die met een bepaalde beslissing samenhangen. Deze voorspellingen kunnen worden verbeterd door verder onderzoek te doen. Bovendien kan een kwantificering van de mate van risico worden gegeven, waarbij risico staat voor de kans op onzekere, negatieve gevolgen van een beslissing (Covelle en Mumpower, 1985). De rangschikking van risico's is hierbij vrij eenvoudig, namelijk op basis van de kans en omvang van eventuele gevolgen. De inhoudelijke benadering van het risico is echter ondoorzichtig en moeilijk te doorgronden en kan daarom als technocratisch worden omschreven. Een mogelijke benadering is een technische methode, waarbij geprobeerd wordt een verwachte waarde te voorspellen op basis van statistische analyse of modellering. Risico wordt hierbij gereduceerd tot één dimensie (Häfele *et al.*, 1990). Een andere mogelijke benadering is de economische. Deze methode richt zich op economische tevredenheid/voldoening en ziet risico als het gevolg van verwachte verliezen door duidelijk identificeerbare gebeurtenissen. Deze methode richt zich overigens sterk op individuen.

2.4 Constructivisme

Het constructivisme beschouwt risico als een sociaal-cultureel element. Risico is een product van een sociale groep en is daarom niet meetbaar en -daarmee samenhangend- kwantificeerbaar. Het National Research Council (NRC) (1996) stelt vast, dat onzekerheid en de beleving daarvan worden beïnvloed door sociale, culturele en institutionele factoren. Het gaat hier dan bijvoorbeeld over de beleving door mensen, wonende in een woonwijk die op gifgrond is gebouwd en waarvan de kinderen gezondheidsrisico's lopen of om boeren die door een veranderend grondwaterbeheer onzeker zijn over toekomstige wateroverlast of droogteschade. Wat iemand als onwenselijk of gevaarlijk ervaart, hangt af van persoonlijke voorkeuren en leefwijze. Onzekerheid wordt hier in een bredere context geplaatst, waarbij ook rekening wordt gehouden met politiek en publieke opinie. In tegenstelling tot het technocratische karakter van het objectivisme probeert het constructivisme de menselijke waarden en gevoelens bij de risico-analyse te betrekken. Het constructivisme kan hierdoor een democratisch karakter hebben. Dit hoeft echter niet per definitie zo te zijn, want de constructivistische methode kan ook gebruikt worden om bepaalde situaties te manipuleren. Hierbij kan bijvoorbeeld een bepaald aspect van een probleem meer benadrukt worden dan een andere aspect,

waardoor betrokkenen geen objectief oordeel meer kunnen vormen. In zekere zin belemmert deze situatie daarmee het democratische beslissingsproces.

De rangschikking van risico's is bij het constructivisme veel lastiger dan bij het objectivisme, omdat ook andere, niet meetbare criteria, zoals sociale waarden en levensstijlen, een belangrijke rol spelen. Bovendien zijn interacties tussen personen en gebeurtenissen te ingewikkeld om te worden gevangen in een ééndimensionale risico-analyse (Mazur, 1985 en Douglas, 1986). Hierdoor kan het totale risico zowel groter als kleiner worden dan de, op technische gronden, vastgestelde waarde. Teveel gewicht leggen op het technische aspect alleen, kan dus tot ongewenste situaties leiden. Zeker omdat op die manier te veel macht bij de "verkeerde" groep komt te liggen (wetenschappers, in plaats van bestuurders en politici) (Jasanoff, 1982).

Het is gebleken dat verschillende sociale en culturele factoren de manier van omgaan met onzekerheid beïnvloeden (NRC, 1996). Het gaat hierbij niet alleen om de manier waarop onzekerheid gecommuniceerd moet worden, maar ook hoe onzekerheid gebuikt kan of moet worden en hoe onzekerheid ervaren wordt. Hierbij kan gedacht worden aan het (systematisch) achterhouden, onderdrukken of vereenvoudigen van gegevens over onzekerheid, met als doel als instituut de geloofwaardigheid en autoriteit te behouden (Jasanoff, 1995; NRC, 1996). Door het National Research Council (1996) is gesteld, dat de manier waarop onzekerheid in informatie bekeken wordt, vaak samenhangt met het vertrouwen dat in het wetenschappelijke instituut, dat deze informatie levert, wordt gesteld. Bovendien kan onzekerheid op verschillende manieren benaderd worden, waarbij partijen met tegenstrijdige belangen spelen. Door MacKenzie (1990) is het idee ontwikkeld, dat de twee uiterste partijen die bij een onderwerp betrokken zijn, de meeste onzekerheid ervaren. De wetenschapper kent de onzekerheid, de betrokkene (of getroffene) heeft geen of zeer weinig statistische kennis, waardoor hij onzeker is over de mogelijke gevolgen. In het geval van grondwaterbeheer zijn dit aan de ene kant de hydrologen die grondwaterstanden berekenen. Zij kennen de onzekerheid in de data en modeluitkomsten. Aan de andere kant bevinden zich de boeren, die directe invloed van maatregelen ondervinden, maar geen kennis hebben over de wetenschappelijke achtergrond. Tussen deze uitersten bevindt zich de groep, die enige kennis over het onderwerp heeft, maar onvoldoende om precies te weten wat er aan de hand is. In het voorbeeld van het grondwaterbeheer zijn dit diegenen die het beheer bepalen en maatregelen afkondigen. Zij zullen onzekerheid het minst waarnemen. Tenslotte kan onzekerheid door bepaalde belangengroepen ook opzettelijk gebruikt worden om een bepaald doel te bereiken (NRC, 1996). De objectivistische denkwijze, dat meer informatie en minder onzekerheid altijd een optimalere situatie is, hoeft dus niet te gelden. Vanuit constructivistisch oogpunt kan een gebrek aan informatie zelfs een belangrijke politieke rol spelen, mits de beleidsmakers weten welke delen onderbelicht kunnen of moeten blijven.

Vanuit constructivistisch oogpunt wordt het ontwikkelen van wetenschap als iets anders gezien dan het gebruik van wetenschappelijke kennis (Cozzens en Woodhouse, 1995). Van wetenschappelijke experts wordt verwacht, dat zij hun

kennis toepassen en inzetten voor politieke beslissingen of doelen. Renn (1995) heeft vier specifieke doelen voor een wetenschappelijke expert geformuleerd, namelijk:

1. een verhelderend doel;
2. een pragmatisch doel;
3. een interpretatiedoel;
4. een catalytisch doel.

Inhoudelijk betreffen deze doelen het volgende:

1. het identificeren van een probleem, het verstrekken van feitelijk inzicht over het probleem en het in een kader plaatsen van het probleem;
2. het evalueren en natrekken van eventuele gevolgen van een te nemen beslissing of een te formuleren beleid;
3. het leveren van argumenten voor een beslissing en het helpen van politici bij het vormen van een oordeel over bepaalde ideeën;
4. het helpen bij het implementeren van het beleid.

Bij het eerste en het laatste doel speelt vooral bestuurlijke onzekerheid een belangrijke rol. Bij het tweede en derde doel speelt wetenschappelijke onzekerheid een rol. De bestuurlijke onzekerheid van het eerste doel kan door een goede wetenschappelijke analyse in aanzienlijke mate worden weggenomen, maar de onzekerheid uit het vierde doel kan echter nauwelijks worden verminderd (Jasanoff en Wynne, 1998).

Een hoge graad van wetenschappelijke onzekerheid blijft bestaan wanneer een beleidsmaker, onder invloed van sociale en/of economische druk snelle en heldere antwoorden wil op complexe vragen (Elzinga, 1996). Deze politieke situatie kan volgens Elzinga (1996) leiden tot een drietal gevolgen voor het wetenschappelijk onderzoek:

- wetenschappers van verschillende disciplines of met verschillende achtergronden kunnen aanleiding geven tot lokale “samensholing”. Hierbij trekken wetenschappers uit een bepaalde richting elkaar en een groep beleidsmakers of betrokkenen aan, waardoor de wetenschap gevoelig wordt voor invloeden en meningen van buitenaf. Deze situatie kan echter extra onzekerheid veroorzaken bij andere, niet bij de groep behorende, sociale groepen;
- er moet extra tijd en moeite worden gestoken in het onderscheiden van zekerheid en onzekerheid. In het belang van de wetenschap moet duidelijk worden gemaakt, dat de onzekerheid ook onder controle is. Bovendien moeten kwesties als “onbetrouwbaar” en “niet te managen” vertaald worden naar, voor beleidsmakers, aanvaardbare termen als “betrouwbaar” en “managebaar”;
- onzekerheid wordt vaak zo uitgelegd, dat de onderwerpen waar geen onzekerheid van bekend is daarom zeker zijn. Dit is -uiteraard- lang niet altijd het geval.

Wanneer de expert niet aan deze verwachtingen van de beleidsmaker kan voldoen, dan kan dit problemen opleveren. Hierbij moet gedacht worden aan vertrouwen, autoriteit etc. Renn (1995) heeft in dit kader vier illusies geformuleerd, die beleidsmakers kunnen hebben:

1. **zekerheid**: beleidsmakers zijn zelfverzekerder over de toekomst, dan waar feitelijk reden voor is;

2. **absolute waarheid:** beleidsmakers zijn te zelfverzekerd met betrekking tot het wetenschappelijke bewijs dat voorhanden is;
3. **pseudo-zekerheid:** van de zekerheid die voor één onderdeel geldt wordt aangenomen, dat deze ook voor alle andere onderdelen zal gelden;
4. **generalisatie:** resultaten van een analyse van het ene probleem worden uitgebreid en overgenomen bij een ander probleem.

3 Beslissen

3.1 Voorkennis bij beslissingen

Wanneer een beslissing genomen moet worden, kan sprake zijn van drie situaties ten aanzien van de voorkennis, op basis waarvan de beslissing genomen wordt (Rameau, 1981):

1. totale zekerheid;
2. gedeeltelijke onzekerheid;
3. totale onzekerheid.

Wanneer sprake is van **totale zekerheid** dan zal vooraf precies bekend zijn wat het gevolg van een bepaalde beslissing zal zijn. In dergelijke gevallen zal er geen afweging gemaakt hoeven te worden tussen verschillende strategieën en zal de beslissing in feite automatisch genomen worden. In het kader van deze inventarisatie zal op deze situatie niet verder ingegaan worden.

Als tweede mogelijkheid kan de beslisser of beleidsmaker de beschikking hebben over **onvolledige** of **onzekere informatie**. In dat geval wordt een beslissing onder risico genomen. Hierbij is sprake van het criterium van *Bayes*. Bij deze variant is het, in tegenstelling tot een van de vier criteria bij totale onzekerheid (zie onder), wel mogelijk de kans op het optreden van een bepaalde gebeurtenis te geven. Zo kan de kans op een bepaalde verbetering van de grondwaterstand worden aangegeven, die als gevolg van een ingreep zal optreden. Deze verbetering kan vervolgens vertaald worden naar winst/verlies, zodat het rendement van de investering (ingreep!) bepaald kan worden.

Bij **totale onzekerheid** tenslotte, zal vooraf niks bekend zijn over het gevolg van een beslissing. Hierbij heeft elke mogelijke gebeurtenis in feite een gelijke kans. Toch is het in deze gevallen mogelijk een beslissing te nemen, waarbij de keuze voor een bepaalde strategie gemaakt wordt aan de hand van een van de volgende vier criteria (Rameau, 1981). Deze criteria betreffen:

- Het pessimistische criterium;
- Het optimistische criterium;
- Het criterium van Laplace;
- Het criterium van de minimale spijt.

De vier criteria kunnen als volgt worden omschreven:

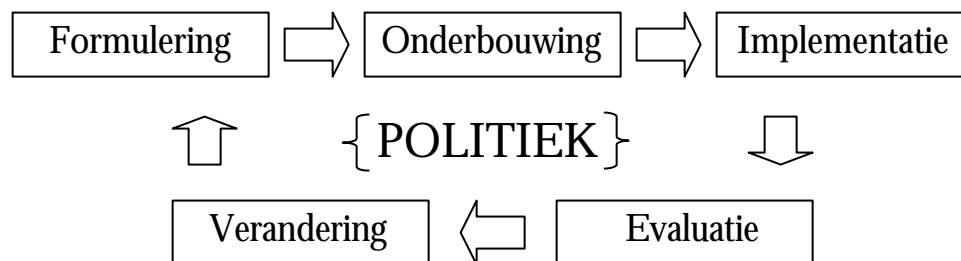
- het **pessimistische criterium** is het meest behoudend en veiligst. Hierbij is de beslissing afhankelijk van het slechtst mogelijke resultaat van een van de strategieën. De uiteindelijke strategie zal die strategie zijn met het beste resultaat van alle slechtste;
- het **optimistische criterium** is het meest risicovol. Tegelijkertijd kunnen hiermee ook de spectaculairste resultaten behaald worden. Hierbij is de situatie

- precies tegenovergesteld aan dat van het pessimistische criterium: er wordt gekeken naar het best mogelijke resultaat. Vervolgens wordt de strategie gekozen, die het beste resultaat van alle besten geeft;
- bij het **Laplace-criterium** wordt uitgegaan van een gemiddeld resultaat voor alle gebeurtenissen. Hierbij wordt voor elke strategie een gemiddeld resultaat berekend. In feite wordt dus aan elk resultaat een gelijke weging gegeven. De uiteindelijke keuze zal vallen op de strategie met het hoogste gemiddelde resultaat;
 - bij het **criterium van de minimale spijt** zal het verschil tussen het werkelijke behaalde en het maximaal haalbare resultaat minimaal zijn. In feite wordt dus de spijt weergegeven, omdat niet voor de beste strategie is gekozen. Voor elke strategie kan nu de maximale spijt worden bepaald. De strategie met de kleinste maximale spijt zal uiteindelijk gekozen worden.

Het mag duidelijk zijn dat deze criteria voornamelijk betrekking hebben op economische/financiële beslissingen, maar het is echter ook mogelijk een parallel te trekken met beleidsbeslissing, bijvoorbeeld in het grondwaterbeheer. Hierbij kan bij mogelijke gebeurtenissen gedacht worden aan de reactie van het publiek op een bepaalde maatregel, maar ook aan de effecten van een bepaalde maatregel: door een ingreep zal de situatie veranderen, maar hoeveel deze verbetert of verslechtert is *a priori* onbekend en kan hooguit op basis van ervaringen uit het verleden geschat worden. Natuurlijk spelen financiële aspecten hier ook een belangrijke rol bij.

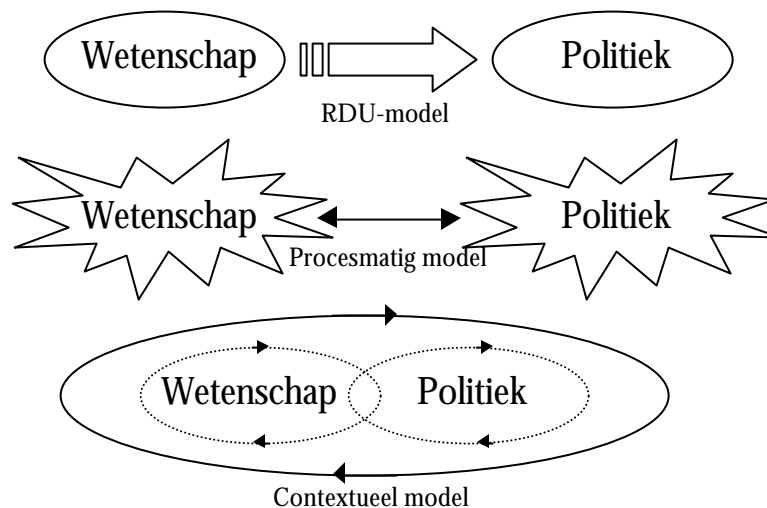
3.2 Politieke besluitvorming en wetenschap

In het politieke besluitvormingsproces moeten keuzes gemaakt en beslissingen genomen worden. Hierbij kan uit een aantal mogelijke doelen of scenario's gekozen worden (Duard, 1991). Wanneer zo'n keuze gemaakt is, zal dit gevolgen hebben, zowel verwachte als onverwachte. Daarom is het noodzakelijk, dat politieke besluiten worden geëvalueerd en eventueel herzien; in feite een beslissingsproces met *feedback* naar de politicus. Dit proces is door Jasanoff en Wynne (1998) beschreven als een politieke cirkel (figuur 1). Een belangrijk aspect hierbij is waar en hoe wetenschappelijke kennis in dit cirkelvormige proces wordt opgenomen, met andere woorden: wanneer er sprake is van uitwisseling van informatie tussen wetenschap en politiek (NRC, 1996).



Figuur 1: Politieke cirkel

Dit proces van interactie tussen politiek en wetenschap heeft in de loop der tijd een ontwikkeling doorgemaakt (figuur 2). Aanvankelijk (vanaf het einde van de 2e wereldoorlog) bestond deze interactie uit het zogenaamde **RDU model** (*Research, Dissemination, Use*) (Huberman, 1994). Wetenschappelijke kennis werd daarbij rechtstreeks gecommuniceerd naar de politiek en daar gebruikt bij besluitname. Dit model heeft zich vervolgens eerst ontwikkeld tot een **procesmatig model**, waarbij terugkoppeling door de politiek mogelijk was. Later heeft dit procesmatige model zich verder ontwikkeld tot een **contextueel model** (constructivistische benadering), waarbij de ontwikkeling van kennis door co-productie tot stand komt. Hierbij is voor het eerst sprake van een semi bipolar model met een constructivistische benadering. De eerste twee modellen (RDU-model en procesmatig model) waren puur bipolar en hadden een objectivistische benadering.



Figuur 2: modellen voor wetenschap-politiek interactie

De interactie tussen wetenschap en politiek wordt echter steeds moeilijker met een toenemende mate van onzekerheid (Young, 1998). Deze onzekerheid is ingedeeld naar herkomst: wetenschappelijke onzekerheid en bestuurlijke onzekerheid. De scheiding tussen deze twee types is gebaseerd op het traditionele onderscheid tussen deze twee aparte gebieden (wetenschap en politiek) (Hällström en Jacob, 2000).

Het constructivisme houdt echter een wisselwerking tussen wetenschap en politiek in. Onzekerheid kan hierbij ook werken als een overbrugging tussen de verschillende betrokken onderdelen. Problemen die hierbij kunnen optreden zijn:

- politieke besluiten kunnen (sterk) afhankelijk zijn van de wetenschap;
- de wetenschap kan zelf een partij zijn, die betrokken is bij eventuele uitkomsten van een politieke beslissing;
- wetenschappelijke onzekerheid en bestuurlijke onzekerheid zijn niet te vergelijken;
- het niet betrekken van alternatieve (niet wetenschappelijke) kennis bij de besluitvorming.

Bij veel problemen waarvoor beslissingen moeten worden genomen, zijn meerdere partijen betrokken. Vaak bevinden zich hier ook personen of groepen onder die ervaring met de praktijksituatie hebben. Denk hier bijvoorbeeld aan beroepsvissers en hun ervaring met de visstand van de Noordzee. Er kan een conflict tussen wetenschappers en publiek ontstaan, wanneer deze kennis en ervaringen niet worden meegenomen bij de besluitvorming. In een dergelijke situatie komen wetenschappers tegenover “praktijkmensen” te staan, vaak met twee verschillende meningen. Hierbij wordt overigens de kwaliteit van de wetenschap niet in twijfel getrokken maar wel de richting en het doel ervan. Wanneer deze situaties tijdig onderkend worden kan het mislukken van beleid en beheersprojecten voorkomen worden (Wynne, 1996; Harrison *et al.*, 1998).

Wanneer politieke besluiten worden genomen op basis van wetenschappelijk onderzoek en kennis, is het belangrijk erop te letten of de wetenschap een betrokken partij bij de besluitname is, dus of de te nemen beslissing directe gevolgen voor het wetenschappelijke instituut heeft. Indien dit het geval is, moet extra aandacht worden besteed aan de openheid en kwaliteit van de wetenschappelijke kennis. Daarnaast moet worden voorkomen dat beslissingen alleen op basis van wetenschappelijke kennis worden genomen, terwijl ook andere factoren een rol spelen. Bovendien is tevens openheid in het politieke besluitvormingsproces gewenst. Wanneer sprake is van een nieuwe, onbekende situatie, zal de politiek zich bijna altijd laten leiden door de wetenschap. Het gevolg hiervan is dat besluiten mogelijk moeten worden genomen voordat hiervoor voldoende wetenschappelijke kennis bestaat. Hierbij zal dus moeten worden geanticipeerd op de onderzoeksresultaten. Deze situatie kan leiden tot twee mogelijkheden:

- besluiten worden genomen, waarna de wetenschap moet zorgen voor de wetenschappelijke onderbouwing van de genomen beslissingen;
- er wordt niks gedaan totdat enige mate van wetenschappelijke overeenstemming is bereikt.

Wanneer deze situatie optreedt moet men zich goed afvragen welke wetenschappelijke bewijzen gezocht moeten worden, hoeveel wetenschappelijke overeenstemming bereikt moet zijn en hoeveel onzekerheid acceptabel is. Wanneer een grote mate van onzekerheid bestaat, wordt de scheidingslijn tussen wetenschap en politiek vaak vertroebeld (Garvin en Eyles, 1997), waardoor de onafhankelijkheid van beide partijen in het geding kan komen. Wetenschap probeert echter in toenemende mate om de politiek “buiten de deur” te houden. De politiek moet hierbij echter wel in de buurt gehouden worden (Gieryn, 1983, 1995). Op deze manier wordt de wetenschap niet door de politiek beïnvloed, maar kan, als het nodig is, wel proberen er gebruik van te maken. Deze manier van werken wordt wel aangeduid met de term “*boundary work*” en is door Jasanoff (1987) uitgebreid met twee mogelijke richtingen:

- het beperken van het studiegebied, door alles wat onzekerheid meebrengt niet wetenschappelijk te noemen;
- het uitbreiden van het studiegebied, zodat politieke vragen binnen het wetenschappelijke veld vallen en zodoende onderzocht kunnen worden.

Bij *Risk-Assessment* kunnen drie stadia worden onderscheiden:

1. het **assessment-stadium**. Hierbij wordt het risico geïdentificeerd, gekarakteriseerd en worden eventuele metingen gedaan;
2. het **evaluatie-stadium**. In dit stadium wordt alle informatie bij elkaar gebracht, zodat op basis hiervan beslissingen kunnen worden genomen;
3. het **management-stadium**. Tijdens dit laatste stadium worden de genomen besluiten uitgevoerd.

Een belangrijke onderdeel van wetenschappelijk onderzoek is het rapporteren van resultaten en de gevolgde methoden. Wanneer dit goed gebeurt zijn anderen in staat de resultaten te analyseren en een waardeoordeel over het onderzoek te geven. Vaak ontbreekt een goede beschrijving echter. Ook is het mogelijk dat er wel een beschrijving is, maar dat deze zó uitgebreid is, dat het een onverteerbare hoeveelheid tekst is (Lewis, 1978; Rasmussen, 1975). Beide situaties zorgen voor extra onzekerheid, zowel wetenschappelijk als bestuurlijk.

Onzekerheid kan daarnaast ook ontstaan door de manier waarop resultaten van wetenschappelijk onderzoek worden gerapporteerd aan beleidsmakers en vervolgens worden vertaald naar antwoorden op politieke vragen. Onzekerheid kan hierbij verkeerd geïnterpreteerd worden, waardoor onjuiste conclusies worden getrokken en niet de juiste (beleids-)keuzes gemaakt worden.

Bij experimenteel onderzoek is het gebruikelijk om een schatting van de onzekerheid in de resultaten te geven (Henrion en Fischhoff, 1986). Het is echter nog lang geen gewoonte om deze onzekerheid weer te geven als een kansverdeling, terwijl een "beste schatting" vaak hele andere waarden oplevert dan een stochastische kansverdeling. Oorspronkelijk werd uitgegaan van het RDU-model (input-output) (Lazarsfeld *et al.*, 1967; Wathern, 1992; Huberman, 1994). In de praktijk kunnen door de wetenschap echter zelden directe antwoorden worden gegeven op politieke vragen (Lindblom, 1990; Lindblom en Cohen, 1979), waardoor dit soort modellen ongeschikt zijn. Als alternatieve methode wordt gegeven, dat de wetenschap in plaats van directe antwoorden nieuwe inzichten en ideeën levert. Hierbij vindt geen directe sturing van politici plaats, maar percoleren deze nieuwe ideeën van wetenschap naar politiek, waarbij langzaam de denkwijze van politici wordt beïnvloed (Weiss, 1980). Onzekerheid speelt hierbij een belangrijke rol. In het oorspronkelijke RDU-model was dit niet of in zeer beperkte mate het geval. Voor beleidsanalyse is een vertaling van de wetenschappelijk gekwantificeerde onzekerheid naar een kansverdeling echter noodzakelijk. Goed omgaan met onzekerheid betekent méér dan alleen onzekerheid in afzonderlijke variabelen beschrijven en deze vervolgens modelleren. Vaak zijn het te modelleren probleem zelf en onzekerheden in dit model minstens net zo belangrijk (Morgan en Henrion, 1990).

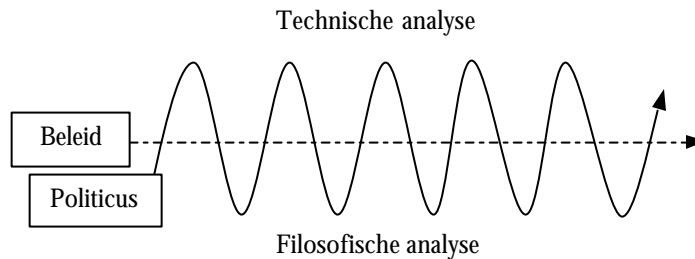
Een model is slechts een vereenvoudigde weergave van de werkelijkheid. In de wetenschap bestaan algemeen aanvaarde normen over de manier waarop modelonderzoek uitgevoerd dient te worden, welke theorieën geaccepteerd worden

en welke onderzoeksvragen van belang zijn (Kuhn, 1962). Bij modellen die worden gebruikt voor beleidsanalyse bestaan zulke afspraken niet of is er onenigheid over de inhoud van deze afspraken. Hierdoor is het vrijwel onmogelijk om aan te geven welk model het best is voor de uit te voeren analyse. Daarbij komt ook nog, dat niet in alle gevallen overeenstemming bestaat over de vraag wat eerst komt: het doel van de analyse, of de analyse zelf en dat de doelen aan de uitkomsten van deze analyse worden aangepast (March, 1976). Zo bestaat beleidsanalyse voor een deel uit het analyseren van verschillende mogelijkheden om tot een bepaald doel (beleid) te komen, maar ook uit het analyseren van de gevolgen van een bepaald beleid (Rowen, 1976).

“Post-normal science” is een term, die gebruikt wordt om de overgang weer te geven naar een methode waarin anders met de wetenschap wordt omgegaan (Funtowicz en Ravetz, 1993). Effectieve wetenschap bestond voorheen uit het oplossen van problemen, zonder daarbij naar het bredere maatschappelijke kader te kijken, waarbij de wetenschap de politiek stuurde. Nu levert juist dit maatschappelijke kader de problemen, waarvoor de wetenschap een oplossing moet vinden en in feite door de politiek gestuurd wordt. Er heeft dus een verschuiving plaatsgevonden van harde feiten en “softe” beslissingen, naar “softe” (onzekere) feiten en harde beslissingen. De traditionele wetenschap bestond uit het opbouwen van kennis en met deze kennis de controle over onze leefomgeving verbeteren. Tegenwoordig is de situatie sterk veranderd. Wetenschappelijke vraagstukken zijn multidisciplinair en de uitkomsten zijn van invloed voor een lange periode. Omdat de vraagstukken hierdoor complex en variabel worden, worden de uitkomsten onzeker (Funtowicz en Ravetz, 1993). Immers, bestaande theorieën kunnen niet toereikend zijn om een goede verklaring te kunnen geven, data kunnen niet -in voldoende mate- voorhanden zijn en modelresultaten zijn niet testbaar. Tegenwoordig bestaat het beeld dat de wetenschap sterk onder invloed van onzekerheden staat, maar moeten er toch snelle beslissingen genomen worden op het gebied van technologie en het natuurlijke milieu. Wetenschap heeft er daarom een nieuwe taak bij gekregen: het managen van deze onzekerheden en tegelijkertijd het bewaken van de kwaliteit van de informatie die aan de politiek geleverd wordt (Funtowicz en Ravetz, 1990). De kwaliteit kan echter tot problemen leiden. Door het gebruik van computers en computermodellen kunnen snel resultaten verkregen worden. De uitkomsten van deze modellen kunnen echter niet aan een werkelijke situatie gecontroleerd worden. Vaak worden deze resultaten wél gebruikt bij vervolgonderzoek, waarbij uitkomsten van verschillende modellen met elkaar gecombineerd worden. Op deze manier ontstaan modeluitkomsten, waarvan de kwaliteit steeds slechter wordt of uitkomsten die zelfs niet meer als wetenschappelijk aangemerkt kunnen worden (MacLane, 1988). De vraag rijst dan ook, of op basis hiervan politieke beslissingen moeten of kunnen worden genomen. Desondanks worden deze modeluitkomsten ook gezien als het best mogelijke, met de huidige kennis (Keyfitz, 1988). Het is daarom noodzakelijk om nieuwe methoden te ontwikkelen die onzekerheid bruikbaar maken (Ravetz, 1990).

In de politiek wordt meestal, bewust of onbewust, op een verkeerde manier met onzekerheid omgegaan. Bijna elke politieke beslissing die over de natuurlijke leefomgeving genomen wordt, heeft te maken met onzekerheid. Hoewel zowel

wetenschappers, politici als burgers zich zorgen maken over de invloed die dat kan hebben op beslissingen, is er tot nu toe geen systematische oplossing voor gevonden (Funtowicz en Ravetz, 1985). Overigens maakt de politiek wel gebruik van de onzekerheid, door deze te manipuleren en hiermee bepaalde onderwerpen te versnellen dan wel te vertragen. Aan de kwaliteit van de informatie wordt in iedere geval veel minder aandacht gegeven. Dit hangt mogelijk samen met de gedachte, dat er een lineaire relatie tussen onzekerheid en kwaliteit bestaat. De manier waarop door een politicus wordt omgegaan met dit onvermogen om de kwaliteit van onzekere informatie te bepalen, oscilleert feitelijk tussen twee uitersten (zie figuur 3). Aan de ene kant bevindt zich de **filosofische analyse** van de relatie tussen kennis en onzekerheid (Ravetz, 1990 en Smithson, 1989), aan de andere kant bevinden zich de **technische analyses** van onzekerheid (Hall, 1985; Beck, 1987). De **filosofische analyse** levert weliswaar een begrijpelijke verklaring voor een naïeve denkwijze, maar geen praktisch bruikbare gereedschappen om een kwaliteits-evaluatie uit te voeren. De **technische analyse** beschrijft de classificatie van verschillende bronnen van onzekerheid met wiskundige formuleringen, zodat de onzekerheid in feite als extra fysische eigenschap wordt benaderd. Hierbij beschikt de politicus wel over toepasbare hulpmiddelen, maar blijft een begrijpelijke verklaring buiten beeld. Vaak zal geen van beide methoden een goede oplossing bieden, waardoor bij het uiteindelijke beleid meestal de hele kwestie rond onzekerheid buiten beschouwing wordt gelaten.



Figuur 3: politicus oscillerend tussen twee uitersten

In Nederland leidde de spanning tussen politiek en wetenschap ten aanzien van milieurisico's tot een mediadiscussie, die bekend is geworden als de affaire "De Kwaadsteniet". Middels een ingezonden brief in het dagblad *Trouw* bracht RIVM-statisticus dr. Hans de Kwaadsteniet het negeren van onzekerheid onder de publieke aandacht. Van Asselt *et al.* (2001) beschrijven hoe het RIVM lering heeft getrokken uit deze discussie ten aanzien van het omgaan met onzekerheid bij de zogenaamde "Milieuverkenningen".

3.3 Effecten van onzekerheid op beslissingen

De effecten van onzekerheid zijn niet in alle gevallen hetzelfde. Onterecht iets goeds niet doen is vaak minder schadelijk dan onterecht iets slechts wel doen (statistische

analogie: het maken van een fout van de 1e of 2e soort), hoewel de beoordeling hiervan sterk afhankelijk is van de richting waaruit het probleem benaderd wordt. De maatschappij zal daarom meer tegen een bepaalde risicovolle beslissing zijn wanneer de gevolgen van dit risico groot zijn, dan wanneer de gevolgen klein zijn (Funtowicz en Ravetz, 1985).

Bij uitvoering van een beleidsprogramma zijn vaak vele beslispunten aanwezig. Om het beleid geheel te kunnen uitvoeren, zal een extreem hoge graad van instemming (per beslispunt) moeten bestaan (Pressman en Wildavsky, 1972). Hoe groter het aantal beslispunten, hoe kleiner de kans dat het beleid wordt uitgevoerd zoals voorgenomen. Wanneer informatie die gebruikt wordt bij het nemen van beslissingen een hoge mate van onzekerheid kent, zal de mate van instemming klein(er) worden, waardoor de kans op uitvoering zeer gering wordt. Zo zal bij een kans op instemming van 90% en 10 beslispunten de kans op uiteindelijke uitvoer van het beleid nog slechts 35% zijn. Bij een instemmingskans van 80% blijft nog slechts 11% kans op daadwerkelijke uitvoer over en bij 75% instemmingskans is dit al gedaald tot 6%. Het is dus belangrijk de onzekerheid in de informatie zo klein mogelijk te houden, waardoor de instemmingskans hoog blijft. Dit is zeker het geval wanneer er veel beslispunten zijn (Lammerts van Bueren, 1987).

Lammerts van Bueren (1987) onderscheidt bij beslissingsproblemen zeven componenten:

1. Wie zijn de beslissers?
2. Wat is het probleem, welk verschil bestaat er tussen de huidige en de gewenste situatie?
3. Welke alternatieven of strategieën zijn beschikbaar?
4. Wat zijn de consequenties van een bepaald alternatief of strategie?
5. Hoe worden deze consequenties gewaardeerd?
6. Hoe groot is de kans op het voorkomen van een gevolg van de beslissing?
7. En tenslotte wordt ook nog het beslissingscriterium als component onderscheiden.

Bij (beleids-)beslissingen zal sprake zijn van verschillende bronnen van onzekerheid. Een van de mogelijke aspecten om bij beslissingen met deze onzekerheid om te gaan betreft kansrekening. Hierbij kan sprake zijn van objectieve en subjectieve kansen. Objectieve kansen zijn gebaseerd op statistiek en worden onafhankelijk van de beslisser vastgesteld. Subjectieve kansen daarentegen zijn wèl afhankelijk van de beslisser. Deze subjectieve kansen spelen bij beleidsbeslissingen vaak een belangrijke rol (Lammerts van Bueren, 1987). Het is zelfs zo, dat een beslissing op basis van subjectieve kansen "beter" kan zijn dan een beslissing op objectieve kansen, bijvoorbeeld wanneer ervaringen en kennis van praktijkmensen bij de besluitname gebruikt worden. Iedere beslissituatie is immers uniek, waardoor objectieve kansen in dat specifieke geval misschien minder van toepassing zijn. Een wetenschapper die een beslisser ondersteunt met onzekere informatie zal daarom goed moeten opletten met welk doel en onder welke omstandigheden die beslissing genomen moet worden. Het is dan mogelijk de juiste gegevens over onzekerheid te verstrekken, zodat deze een aanvulling vormen op het subjectieve oordeel van de beslisser.

Ondanks het feit, dat subjectieve kansen een goede hulpbron kunnen zijn bij het nemen van beslissingen, moet men oppassen voor vertekening in de schatting van de kansen, waarbij het kan gaan om zowel motivationele als cognitieve vertekening. Motivationele vertekening wordt veroorzaakt, doordat de beslissers (onbewust) rekening houden met de gevolgen van hun beslissing. Dit kan financieel, sociaal-maatschappelijk of politiek van aard zijn. Cognitieve vertekening komt door het “verkeerd” verwerken van informatie in het denkproces. Volgens Spetzler en Staël von Holstein (1975) spelen vijf zaken hierbij een rol:

1. beschikbaarheid van informatie;
2. eerste indruk;
3. representativiteit;
4. veronderstellingen;
5. onderlinge samenhang.

Bij het beschikbaar zijn van informatie kan gedacht worden aan herinneringen: gebeurtenissen van lang geleden geven een andere schatting dan recente gebeurtenissen. Wanneer bijvoorbeeld in een gebied, waar recentelijk een lange droge periode geweest is, de grondwaterstand verhoogd wordt zal het risico op schade door vernatting anders worden ingeschat, dan wanneer daar recent veel neerslag is gevallen. Bij een eerste indruk moet gedacht worden aan de volgorde waarin informatie ter beschikking komt. Indien eerst informatie met weinig onzekerheid ter beschikking komt en daarna informatie met veel onzekerheid, dan zal de totale onzekerheid lager ingeschat worden dan wanneer de volgorde omgekeerd was geweest (Tversky, 1974). Bij representativiteit wordt een bepaalde specifieke gebeurtenis als representatief beschouwd voor de hele populatie van gebeurtenissen. Wanneer bijvoorbeeld een bepaald gebiedje een sterk schommelende grondwaterstand heeft, dan zal aangenomen worden, dat soortgelijke gebieden ook een sterk schommelende grondwaterstand zullen hebben. Bij veronderstellingen gaat het erom wel of niet rekening te houden met mogelijke toekomstige gebeurtenissen. Zo zou verondersteld kunnen worden dat een bepaalde gekanaliseerde beek voor een constante grondwaterstand zal blijven zorgen. Er wordt dan geen rekening mee gehouden, dat de oorspronkelijke loop mogelijk hersteld kan worden. Onderlinge samenhang tenslotte, houdt in dat een reeks samenhangende gebeurtenissen de kansen-inschatting kan beïnvloeden. De samenhang tussen het plaatsen van stuwen, het aanleggen van plas-drasstroken en een voorspelde toename van de neerslag zal de schatting van de kans op overstromingen positief beïnvloeden, waar het plaatsen van stuwen alleen hier geen aanleiding toe geeft.

3.4 Criteria bij risico-analyse

Hoewel risico-analyse vaak met meerdere sociale aspecten te maken heeft, wordt meestal slechts een bepaald beslissingscriterium gebruikt bij de beoordeling (zie ook § 3.3, componenten bij een beslissingsprobleem). Hierbij wordt er vanuit gegaan, dat dit criterium een uniforme maat is voor het de betreffende analyse. Dit is in de meeste gevallen echter niet het geval en de keuze voor een bepaald criterium kan grote implicaties voor de maatschappij met zich meebrengen. Welke criteria kunnen

nu bij het analyseren van beleid in het kader van risico-analyse gebruikt worden? Deze criteria kunnen worden verdeeld in een aantal klassen:

- economische criteria;
- juridische/recht criteria;
- technologische criteria.

Uiteraard is ook een combinatie van criteria uit verschillende klassen mogelijk. Hieronder volgt een overzicht van mogelijke criteria (naar: Morgan en Henrion, 1990):

Economische criteria

- deterministische kosten-baten: maakt een schatting van de kosten en opbrengsten en kiest het alternatief met de meeste winst/het minste verlies;
- probabilistische kosten-baten: zelfde als deterministische variant, maar houdt ook rekening met de onzekerheid van de schattingen;
- efficiëntie: vooraf wordt een bepaald resultaat vastgesteld waaraan voldaan moet worden. Hierna wordt gekeken op welke manier dit het goedkoopst bereikt kan worden;
- vaste kosten: er wordt een budget vastgesteld, waarbinnen men moet blijven. Hierop wordt het beleid aangepast;
- maximaal nut: hierbij wordt voor verschillende aspecten het nut bepaald (waarbij tevens onzekerheid en risico een rol spelen). Er wordt gestreefd naar het maximale nut;
- beste kans op goed resultaat: dit criterium kan ook worden omgedraaid: de kleinste kans op een slecht resultaat. Op dit criterium zijn nog diverse andere varianten mogelijk, zoals bijvoorbeeld minimale spijt (zie § 3.1).

Juridische/recht criteria

- nul risico: enig risico wordt hierbij uitgesloten, ongeacht kosten en baten of nut;
- maximum gebonden risico: risico's zijn toegestaan, maar moeten binnen vastgestelde grenzen blijven. Hierbinnen kunnen andere criteria worden toegepast;
- vrijwilligheid/compensatie: risico is alleen daar toegestaan, waar er vrijwillig voor gekozen wordt, eventueel samen met een compensatie.

Technische criteria

- best beschikbare techniek: hierbij wordt het risico zoveel mogelijk beperkt, op basis van de beste technische mogelijkheden. Overigens zijn deze criteria vaak aangepaste economische criteria.

Bij een beleidsanalyse is het belangrijk om vooraf goed de analyse-criteria op een rij te zetten en een bepaalde strategie vast te leggen. In de praktijk blijkt, dat regelmatig binnen een analyse verschillende criteria op verschillende onderdelen worden

toegepast (EPA, 1983a, 1983b). Morgan en Henrion (1990) hebben daarom “10 geboden” voor goede beleidsanalyse opgesteld:

1. bereid je goed voor met behulp van literatuur, experts en betrokkenen;
2. laat het probleem de analyse leiden;
3. hou de analyse zo eenvoudig mogelijk, maar niet te eenvoudig;
4. identificeer en beschrijf alle significante aannames;
5. ben duidelijk en open over beslissingscriteria en politieke strategieën;
6. ben duidelijk en open over onzekerheid;
7. voer systematische gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses uit;
8. verfijn iteratief het probleem en de analyse;
9. maak een heldere en volledige beschrijving;
10. geef openheid in het uitgevoerde werk.

Hoewel het praktisch nagenoeg onmogelijk is dat de analist zich aan alle geboden houdt, is het voor een goede analyse zaak om aan zoveel mogelijk punten te voldoen.

4 Gebruik van kwantitatieve gegevens over onzekerheid in het waterbeheer

4.1 Inleiding

Op basis van literatuuronderzoek zijn een aantal *cases* geselecteerd waarin gebruik wordt gemaakt van kwantitatieve informatie over onzekerheid. Hierbij is gepoogd om *cases* te vinden die betrekking hebben op vraagstukken in het (grond-) waterbeheer en *cases* waarbij de mate van onzekerheid ook in de eindresultaten worden gepresenteerd. Door een gebrek aan *cases* uit het grondwaterbeheer wordt hier een bredere selectie *cases* uit het waterbeheer in het algemeen behandeld. Voor de geselecteerde *cases* is nagegaan of informatie over gekwantificeerde onzekerheid expliciet werd gevraagd, op welke manier onzekerheid in de resultaten wordt gepresenteerd en of informatie over onzekerheid is gebruikt op een manier zoals in de doelstelling staat. Als de gekwantificeerde onzekerheid ook bij een eventuele beleidsbeslissing is gebruikt worden de beslissing en de daarbij spelende overwegingen vermeld.

Na een korte inhoudelijke bespreking van de verschillende geselecteerde *cases*, waarbij in het bijzonder wordt stilgestaan bij de bovengenoemde punten, volgt een samenvattende paragraaf waarin de grote lijnen van de *cases* worden besproken.

4.2 De geselecteerde cases

4.2.1 Grondwaterdynamiek

Door Alterra zijn verschillende studies uitgevoerd waarin grondwaterdynamiek is gekarteerd (Finke *et al.*, 1999a, Finke *et al.*, 1999b, Finke *et al.*, 2001) Het betreft hier studies waarin op basis van grondwaterstandsmetingen en statistische technieken kaarten van de gemiddeld hoogste en laagste grondwaterstanden (GHG, GVG en GLG) en in de laatste twee studie ook duurlijnen en regimecurven zijn gemaakt. Naast een ruimtelijk beeld van de GHG, GVG en GLG is ook een ruimtelijk beeld van de standaardfout van deze parameters gemaakt. Van de regimecurven is een ruimtelijk beeld van het verwachte regime en de bijbehorende 5- en 95-percentielen van de regimecurve gemaakt (Finke *et al.*, 2001).

In de vraagstelling bij de studies waarin de grondwaterdynamiek in kaart wordt gebracht, wordt nergens aangegeven dat de opdrachtgever gegevens over de onzekerheid in de gepresenteerde informatie wenst. Het lijkt erop, dat de kwantificering van de onzekerheid een ongevraagd nevenresultaat is.

In de studie waarin de Waterlood-systematiek wordt toegepast (Finke *et al.*, 2001) wordt naast regimecurven ook om de 5- en 95-percentielen van deze curven gevraagd om daarmee de kansen op natschade in de landbouw te kwantificeren. Op basis van het landbouwgewas en het voor dit gewas gewenste grondwaterregime wordt bepaald wat de kans op overschrijding van de gewenste grondwaterstanden is.

De kansen op natschade worden vermenigvuldigd met de schadecoëfficiënten behorend bij het betreffende gewas en grondwaterregime om daarmee de verwachte natschade te berekenen. Informatie over de verwachte landbouwschade wordt in de vraagstelling genoemd en is ook een van de resultaten van deze studie.

4.2.2 Verdroging en grondwaterstandsverlaging

Door TNO-NITG zijn een aantal studies uitgevoerd waarin gekeken wordt of een structurele verandering van de grondwaterstand is vast te stellen op een aantal meetlocaties in verschillende delen van Nederland (Rolf, 1992a, Rolf, 1992b, Rolf en Van der Meij, 1991). Door met behulp van tijdreeksanalyse het verloop van de grondwaterstand op een aantal meetlocaties te relateren aan het neerslagoverschot is vastgesteld welk deel van de grondwaterstandverandering kan worden verklaard door de weersgesteldheid. Vervolgens wordt vastgesteld of er, naast de door de weersgesteldheid verklaarde variatie van de grondwaterstand, sprake is van een niet-verklaarde trend.

In dit type studie wordt binnen de methode zelf met informatie over de onzekerheid gewerkt om aan te kunnen tonen of daadwerkelijk sprake is van een trend die in statistische zin is te onderscheiden van de fluctuatie als gevolg van het neerslagoverschot. De informatie over onzekerheid wordt echter niet meer gebruikt bij de presentatie van de uiteindelijk resultaten. Daar wordt slechts vermeld of al dan niet een trend is vastgesteld. Bij de vraagstelling wordt ook alleen het vaststellen van een mogelijke trend als gevolg van veranderingen in het hydrologisch systeem los van (tijdelijke) weersinsvloeden genoemd en geen expliciete vraag gesteld naar een kwantitatieve maat voor de onzekerheid in de resultaten.

4.2.3 Optimaal grondwaterbeheer

Door Ndambuki *et al.* (2000) is een methode ontwikkeld voor het bepalen van een optimale strategie in een grondwaterbeheersprobleem waarin meerdere conflicterende doelen worden nagestreefd en rekening wordt gehouden met de onzekerheid over de doorlatendheid van de ondergrond. De ontwikkelde methode wordt ter illustratie toegepast in een fictieve *casestudie*, waarin op een eiland in zee grondwater wordt onttrokken in een minimaal gewenste hoeveelheid bij gelijktijdige minimalisatie van schade aan een ecologisch waardevol gebied door een te lage grondwaterstand. Hierbij wordt ook rekening gehouden met de kosten van de grondwateronttrekking, het transport van het onttrokken water naar de gewenste locaties en het voorkomen van zoutwaterintrusies door te lage grondwaterstanden vlakbij zee. In de beschreven methode wordt rekening gehouden met de onzekerheid in de doorlatendheid van de ondergrond door mogelijke realisaties (kaarten) van de doorlatendheid te genereren op basis van de gemiddelde doorlatendheid en de standaarddeviatie van de doorlatendheid voor het eiland als geheel en deze kaarten van doorlatendheid met een grondwatermodel door te rekenen. De doorgerekende realisaties geven een beeld van de gerealiseerde grondwaterstanden, de kosten gemoeid met het onttrekken en transporteren van grondwater en de schade als

gevolg van te lage grondwaterstanden in het ecologisch waardevolle gebied en vlakbij zee. Uit deze verschillende mogelijkheden wordt een selectie gemaakt op basis van minimale kosten en schade en maximale grondwateronttrekking, rekening houdend met de onzekerheid in de doorlatendheid van de ondergrond. Geconcludeerd wordt dat het van belang is om bij dit soort beslissingen rekening te houden met de onzekerheid in de invoergegevens omdat dit tot wezenlijk andere uitkomsten kan leiden in de configuratie van grondwateronttrekkingen en de optredende schade en totale kosten.

In de introductie van dit onderzoek wordt de ambitie uitgesproken een methode te ontwikkelen die bij de bepaling van een optimaal grondwaterbeheer rekening houdt met verschillende conflicterende belangen en de onzekerheden in modelparameters. De ontwikkelde methode toont aan dat dit mogelijk is en dat het meenemen van onzekerheid in de modelparameters tot wezenlijk andere uitkomsten voor optimaal beheer kan leiden. Gekwantificeerde informatie over onzekerheid wordt alleen binnen de methode zelf gebruikt en komt niet terug in de gepresenteerde eindresultaten.

4.2.4 Afspoelingsduur en -intensiteit

Voor vier regio's in Zuid-Duitsland is een studie uitgevoerd waarbij een frequentie-analyse van droogte, uitgedrukt in droogte-duur en verminderde afspoeling is uitgevoerd (Demuth and Külls, 1997). Door analyse van meetreeksen van oppervlakkige afspoeling op 27 meetstations zijn statistische karakteristieken van de verschillende reeksen bepaald. Vervolgens zijn de regionale verschillen beschreven en geïnterpreteerd op basis van de kansverdelingen van afspoelingsduur en afspoelingsintensiteit zoals afgeleid uit de meetreeksen. Per regio zijn vervolgens op basis van de kansverdeling de herhalingsfrequentie van bepaalde gebeurtenissen met een specifieke afspoelingsduur en -intensiteit vastgesteld.

In de inleiding van dit artikel wordt het belang van dit type analyse voor beleidsmakers genoemd vanwege de mogelijkheden voor duurzaam beheer van de schaarse watervoorraad op basis van herhalingsfrequenties en -kansen (Demuth and Külls, 1997). Ook in de uiteindelijke resultaten wordt kwantitatieve informatie over de regionale verschillen in de kans op droogte gepresenteerd.

4.2.5 Weersvoorspellingen in termen van kansen

Sinds een aantal jaren worden door The National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) weersvoorspellingen gemaakt in termen van kansen op over- en onderschrijding van een bepaalde temperatuur of neerslaghoeveelheid voor periodes van 1 en 3 maanden vooruit. Om kansen op bepaalde weersgesteldheid te berekenen wordt gebruik gemaakt van historische weersgegevens en modelberekeningen, waarbij de ruimtelijke en temporele relaties van de weersgesteldheid gehandhaafd blijven (Croley, 1997). In de hier geselecteerde studie worden de weersverwachtingen gebruikt om de verwachte wateraanvulling,

oppervlaktetemperatuur en verdamping van Lake Ontario met een hydrologisch model te berekenen.

In de inleiding van dit artikel wordt de mogelijkheid tot het maken van hydrologische voorspellingen in termen van kansen genoemd, zonder dat expliciet vermeld wordt door en voor welke belanghebbenden dit gedaan wordt. In de uiteindelijke resultaten wordt kwantitatieve informatie over de kansverdelingen voor wateraanvulling, oppervlaktetemperatuur en verdamping voor Lake Ontario gepresenteerd. Deze voorspellingen worden per maand grafisch gepresenteerd als kansverdelingen, waarbij percentielen in verschillende grijs tinten worden weergegeven.

4.2.6 Overstromingsrisico's

In het zuidelijk deel van de staat Santa Fe in Argentinië worden door een toenemende bevolkingsdruk nieuwe menselijke activiteiten ontwikkeld in de overstromingsvlakten van rivieren, met alle risico's van dien. Voor de riviervlakte, de stroomgeulen en een stelsel van afwateringsbuizen is een numeriek stromingsmodel gemaakt, waarmee de effecten van waterbouwkundige werken zoals een dam of een nieuw stelsel van afwateringsbuizen gesimuleerd kunnen worden (Riccardi, 1997). Om een ruimtelijk beeld van de risico's op overstromingen aan te geven is met behulp van het ontwikkelde model per cel de herhalingsfrequentie van het voorkomen van hoogwater bepaald.

In inleiding van het artikel wordt toepassing van het model ter ondersteuning van ruimtelijke planning en regelgeving genoemd. Resultaat van het onderzoek is een kaart met zonerings op basis van overstromingsrisico's in het gebied langs de rivier. Voor een dichtbevolkt deel van de riviervlakte, het Rosario district, is in gebieden met een overstromingsfrequenties van 1/100 jaar restrictieve regelgeving ontwikkeld met betrekking tot landgebruik en bebouwing.

4.2.7 Beleidsondersteunende modellen in het waterbeheer

In het proefschrift van De Blois (2000) wordt een aanpak geschetst voor de ontwikkeling van effectieve, consistente en valide beleidsondersteunende modellen in het waterbeheer. Omdat vraagstukken in het moderne waterbeheer een steeds integraler karakter hebben gekregen is het van groot belang dat verschillende modelonderdelen goed op elkaar en op de vragen van beleidsmakers zijn afgestemd. Fouten in de modeluitvoer, zo stelt De Blois, kunnen in drie typen, naar oorzaak, worden onderverdeeld, te weten:

1. onvolledigheid;
2. onnauwkeurigheid;
3. onzekerheid.

Om aan de eisen van effectiviteit, consistentie en validiteit te kunnen voldoen moeten alle relevante foutenbronnen worden gevonden en moet hun bijdrage aan de totale fout van de modeluitvoer worden geschat.

Deze richtlijnen voor goed modelleren in het waterbeheer zijn in het proefschrift voor twee modellen getoetst:

1. het INUNDA-model, voor de berekening van overstromingsschade van de Maas in Limburg;
2. het Rhimo model, voor berekening van verspreiding van vervuilende stoffen in het stroomgebied van de Rijn.

Het INUNDA-model is gekalibreerd met behulp van gegevens van de overstromingen van de Limburgse Maas in 1993. Daarbij zijn ook de verschillende foutenbronnen en hun bijdrage aan de totale fout bepaald. Bij validatie van het INUNDA-model op basis van gegevens van de overstroming in 1995 blijkt een overschatting van de totale werkelijke schade met bijna 50%. Een belangrijke oorzaak voor deze overschatting van de schade wordt toegeschreven aan de verwaarlozing van het leereffect uit de vorige overstroming en het buiten beschouwing laten van de waarschuwingstijd voorafgaande aan de feitelijke overstroming. Bij de geformuleerde doelstellingen voor het onderzoek wordt behalve het maken van een verantwoorde en onderbouwde schatting van de schade ook de schatting van risico's op overstromingen genoemd. Dit onderdeel wordt echter niet verder uitgewerkt.

Het Rhimo-model, een transportmodel voor verontreinigende stoffen in het stroomgebied van de Rijn, is gekalibreerd op meetdata van de jaren 1980-1985. Validatie van het model heeft plaatsgevonden op data voor de jaren 1986-1989. Voor toepassing van het model voor beleidsstudies wordt een betrouwbaarheid verlangd die het mogelijk maakt de effecten van beleidsmaatregelen en modelonzekerheid van elkaar te onderscheiden. Bij een reductie van de loodemissie met 50% blijkt dit na 5 jaar mogelijk en na 30 jaar ook voor een droog en een nat jaar. Ook voor 50% reductie van emissies van stikstof en fosfor blijkt het effect van beleidsmaatregelen te onderscheiden van de modelonzekerheid. Wel moet worden opgemerkt dat het hier om extreme maatregelen gaat. Bij de evaluatie van het Rhimo-model wordt geconcludeerd dat de emissie "broncorrosie" weggelaten kan worden vanwege de geringe bijdrage aan de totale verontreiniging. Tussen de verschillende modelonderdelen die een deelprobleem beschrijven blijkt inconsistentie te bestaan. Zo wordt relatief weinig aandacht geschonken aan transportprocessen als afbraak, resuspensie en advectie, die voor een belangrijk deel bijdragen aan de onzekerheid in de uiteindelijke modeluitkomsten.

In meer algemene zin concludeert De Blois dat een goed beslissingsondersteunend model vraagt om een goede interactie tussen modelbouwer en besluitvormer en/of gebruiker. Naast een aansporing van modelontwikkelaars om te rapporteren over de onzekerheid in berekeningsresultaten worden besluitvormers aangespoord om te leren beslissen op basis van gegevens waarover onzekerheid bestaat. Bij de presentatie van de eindresultaten van beide modellen wordt geen kwantitatieve informatie over de onzekerheid vermeld, wel wordt vermeld over welke processen en modelonderdelen meer of minder onzekerheid bij de modellering bestaat.

4.3 Synthese

Het aantal *cases* dat betrekking heeft op het gebruik van kwantitatieve gegevens over onzekerheid in studies over (grond)waterbeheer lijkt beperkt. *Cases* waarin in de modelbeschrijving over onzekerheid in de verschillende modelonderdelen en gebruikte invoergegevens wordt gesproken zijn makkelijker te vinden. De genoemde onzekerheid wordt slechts in een zeer beperkt aantal studies gekwantificeerd (De Blois, 2000 en Rolf, 1992a en b, Rolf en van der Meij, 1991). In de studies van Finke *et al.*, 1999a, 1999b en 2001, van Demuth and Külls (1997) en van Croley (1997) wordt gekwantificeerde informatie over de onzekerheid in de eindresultaten vermeld. De studies van Finke *et al.*, 1999a, 1999b en 2001 hebben betrekking op de grondwaterstand. De studies van NITG-TNO (Rolf, 1992a en b, Rolf en van der Meij, 1991) zijn uitgevoerd naar aanleiding van vragen van beleidsmakers in het grondwaterbeheer. In de vraagstelling bij deze studies wordt het kwantificeren van onzekerheid in de eind- of tussenresultaten niet expliciet als doel geformuleerd. Kwantitatieve informatie over onzekerheid wordt in deze studies alleen binnen de onderzoekssystematiek gebruikt om een eventuele trend in het grondwaterstandsverloop van de natuurlijke fluctuatie als gevolg van het neerslagoverschot te onderscheiden. In de twee eerste studies van Finke *et al.* (1999a en 1999b) die zijn uitgevoerd in opdracht van beleidsmakers in het grondwaterbeheer, wordt in de vraagstelling niet gevraagd om kwantitatieve informatie over onzekerheid in de eindresultaten. Deze informatie wordt, zo lijkt het, als een ongevraagd nevenproduct geleverd. In de laatste studie van Finke *et al.* (2001) is informatie over het 5- en 95-percentiel van de regimecurven noodzakelijk om landbouwschade te kwantificeren, en wordt hier in de vraagstelling ook expliciet om gevraagd.

5 Conclusies en aanbevelingen

Op het gebied van risico-analyse bestaan twee stromingen: het objectivisme en het constructivisme. Geen van beide methodes is echter in staat risico-onderzoek goed te beschrijven, waardoor de uiteindelijke beschrijving vaak ergens tussen deze beide uitersten in ligt. Het objectivisme heeft een één-dimensionale (zuiver wetenschappelijke) risicobenadering, het constructivisme kent een multi-dimensionale benadering, waarbij ook sociaal-culturele waarden en normen betrokken zijn. Hierdoor heeft het objectivisme een meer technocratisch karakter, terwijl het constructivisme een democratisch karakter kan hebben. Dit laatste is echter alleen het geval wanneer een objectief oordeel gevormd kan worden. Indien bepaalde aspecten opzettelijk onder- of overbelicht worden belemmert dit het democratische besluitvormingsproces.

De objectivistische stelling dat meer onderzoek betere voorspellingen, minder onzekerheid en optimalere beslissingen opleveren hoeft niet te gelden, met name wanneer sociaal-culturele factoren bij de risico-analyse worden betrokken.

De interactie tussen wetenschap en politiek heeft zich in de loop van de tijd ontwikkeld van een objectivistisch RDU-model (*Research, Dissemination, Use*), waarbij door de wetenschap onderzoek gedaan werd, de resultaten gecommuniceerd werden naar de politiek en daar gebruikt bij de besluitvorming, via een procesmatig model, waarbij terugkoppeling door de politiek mogelijk was, tot een constructivistisch contextueel model, waarbij kennis door co-productie tot stand komt.

Goed omgaan met onzekerheid betekent meer dan alleen onzekerheid in afzonderlijke variabelen weergeven en deze modelleren. Het model zelf levert minstens even grote problemen met betrekking tot onzekerheid. In het verleden werd de politiek door de wetenschap gestuurd, tegenwoordig sturen maatschappelijke vraagstukken (en daarmee automatisch de politiek) de wetenschap. In de politiek wordt vaak, bewust of onbewust, verkeerd met onzekerheid omgegaan. Dit wordt mede veroorzaakt doordat politici wetenschappelijke onzekerheid vaak het minste waarnemen. Wetenschappers aan de ene kant en betrokkenen aan de andere kant ervaren deze onzekerheid het meest. Bovendien wordt vaak de fout gemaakt dat, indien geen gegevens over onzekerheid in de informatie beschikbaar zijn, deze informatie als zeker wordt beschouwd.

Omdat iedere beslissituatie feitelijk uniek is, zal een wetenschapper goed moeten opletten onder welke omstandigheden en met welk doel de beslissing genomen wordt, zodat hij met de juiste informatie de besluitnemer kan ondersteunen. Een eerste indruk, herinneringen en veronderstellingen kunnen de beoordeling van informatie sterk beïnvloeden.

Risicovolle beslissingen met mogelijke gevolgen van grote omvang zullen door het publiek negatiever beoordeeld worden dan dezelfde risicovolle beslissingen met mogelijke gevolgen van een veel kleinere omvang.

Wanneer de politiek snelle adviezen wil over complexe problemen, zal veel onzekerheid ontstaan. Bij een hoge mate van onzekerheid zal de scheiding tussen politiek en wetenschap vertroebelen. Het is belangrijk om besluiten niet alleen op wetenschappelijk onderzoek te baseren. Wetenschap kan door onderzoek een deel

van de onzekerheid wegnemen. Omdat modeluitkomsten in een groot aantal gevallen niet getest kunnen worden aan de werkelijkheid zal een deel van de onzekerheid blijven bestaan. Wanneer deze modeluitkomsten gebruikt worden als *input* voor een ander model, dan kan kwalitatief slechte informatie ontstaan. Het is daarom noodzakelijk nieuwe methoden te ontwikkelen waarmee onzekerheid bruikbaar wordt gemaakt.

Uit onderzoek van een aantal *cases* blijkt, dat bij toegepast onderzoek het kwantificeren van onzekerheid tot nu toe nauwelijks als doel wordt gesteld in het (grond-)waterbeheer. Het gebruik van gekwantificeerde gegevens is beperkt. Er vindt ook weinig kwantificering van onzekerheid plaats. Waar dit wel gebeurt wordt dit vaak niet vermeld in de beschrijving van het onderzoek. Wel wordt het voorkomen van onzekerheid bij het onderzoek beschreven. Hier wordt uiteindelijk echter nauwelijks iets mee gedaan.

Samenvattend kan worden geconcludeerd dat kennis over onzekerheid nu nog onvoldoende wordt benut in het (grond-)waterbeheer, terwijl er potentieel bruikbare methodiek beschikbaar is, met name uit de beslissingstheorie. Beslissingsproblemen in het (grond-)waterbeheer hebben vaak met meerdere factoren te maken en kunnen extra complex worden door conflicterende politieke, economische en sociaal-culturele belangen. Daarom verdient het aanbeveling om expertise uit de β - en γ -wetenschap te integreren bij de verbetering van benutting van kennis over onzekerheid.

Literatuur

Asselt, M.B.A. van, R. Langendonck, F. van Asten, A. van der Giessen, P.H.M. Janssen, P.S.C. Heuberger en I. Geuskens, 2001. *Uncertainty & RIVM's Environmental Outlooks: Documenting a learning process*. Bilthoven, RIVM report 550002001.

Beck, M.B., 1987. Water Quality Modelling: A review of the analysis of uncertainty. *Water Resources Research* **23**(8): pp. 1393-1442

Beusekom, C.F. van, J.M.J. Farjon, F. Foekema, B. Lammers, J.G. de Molenaar en W.P.C. Zeeman, 1990. *Handboek grondwaterbeheer voor Natuur, Bos en Landschap*. Sdu, Den Haag, 187 pp.

Blois, C.J. de, 2000. *Uncertainty in large scale models for decision support in water management: an approach to effective and consistent model building*. Proefschrift Universiteit Twente, Enschede, 250 pp.

Bouwmans, J.M.M., H. Prak, A. Woudstra-Hannink, Projectgroep Waterlood, 1998. *Grondwater als leidraad voor het oppervlaktewater: een op het grondwater georiënteerde aanpak voor inrichting en beheer van oppervlaktewatersystemen*. Unie van Waterschappen (etc.), Den Haag (etc.), 144 pp.

Covelle, V.T. en J. Mumpower, 1985. Risk analysis and risk management: An historical perspective. *Risk Analysis* **5**: pp. 103-120

Cozzens, S.E. en E.J. Woodhouse, 1995. Science, government, and the politics of knowledge. In: S. Jasanoff, G.E. Markle en J.C. Petersen (Ed.), *Handbook of science and technology studies*. Thousand Oaks (etc.) Sage Publications, California.

Croley, E., 1997. Water resource predictions from meteorological probability forecasts. In: D. Rosbjerg, N.E. Boutayeb en A. Gustard (Ed.), *Sustainability of water resources under increasing uncertainty : proceedings of an international symposium (symposium S1) held during the fifth scientific assembly of the International Association of Hydrological Sciences (IAHS), 23 April - 3 May 1997, Rabat*. IAHS Publication no 240, Wallingford.

Demuth, S. and C. Külls, 1997. Probability analysis and regional aspects of droughts in southern Germany. In: D. Rosbjerg, N.E. Boutayeb en A. Gustard (Ed.), *Sustainability of water resources under increasing uncertainty : proceedings of an international symposium (symposium S1) held during the fifth scientific assembly of the International Association of Hydrological Sciences (IAHS), 23 April - 3 May 1997, Rabat*. IAHS Publication no 240, Wallingford.

Dooley, J.E., 1990. *Risk analysis for health and environmental management*. School for Resource and Environmental Management, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia.

Douglas, M., 1986. *Risk acceptability according to the social sciences*. Routledge & Kegan Paul, Londen, 115 pp.

Duard, J., 1991. STS and policy. In: S. Fuller en S. Raman (Ed.), *Teaching science and technology studies: A guide for curricular planners*. Science Studies Center, Polytechnic and State University, Virginia.

Elzinga, A., 1996. Shaping worldwide consensus: the orchestration of global climate change research. In: A. Elzinga & C. Landström (Ed.), *Internationalism and science*. Taylor Graham, Cambridge.

EPA, 1983a. Potential Health and Environmental Hazards of Uranium Mine Wastes, Vol. I, II and III. *EPA 520/1-83-007*

EPA, 1983b. Final Environmental Impact Statement for Standards for the Control of Byproduct Materials from Uranium Ore Processing (40 CFR Part 192), Vol. I and II. *EPA 520/1-83-008-1*

Finke, P.A., D.J. Brus, T. Hoogland, J. Oude Voshaar, F. de Vries en D. Walvoort, 1999a. *Actuele grondwaterinformatie schaal 1:10 000 in de Waterschappen Wold en Wieden en Meppelerdiep: Gebruik van digitale maaiveldhoogten bij de kartering van GHG, GVG en GLG*. DLO-Staring Centrum, Wageningen, 80 pp.

Finke, P.A., T. Hoogland, M.F.P. Bierkens, D.J. Brus, M. Knotters en F. de Vries, 1999b. *Pilot naar een nieuwe beschrijving van grondwaterkaarten in het Weerij-gebied: Methodiekontwikkeling met extrapolatie naar een Plan van Aanpak voor Noord-Brabant*. Staring Centrum, Wageningen, 66 pp.

Finke, P.A., W.P.C. Zeeman, G. Schouten, J. Runhaar, P. van der Molen, W. van der Meer, J.J. Gruijter, M.F.P. Bierkens en P.J.T. van Bakel, 2001. *Beter werken met 'Waterlood': Een proeftoepassing in het herinrichtingsgebied 'de Leijen'*. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 100 pp.

Funtowicz, S.O. en J.R. Ravetz, 1985. In: C. Whipple en V. Covello (Ed.), *Risk Analysis in the Private Sector*. Plenum, New York, pp. 217-231

Funtowicz, S.O. en J.R. Ravetz, 1990. *Uncertainty and quality in science for policy*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 229 pp.

Funtowicz, S.O. en J.R. Ravetz, 1993. The emergence of Post-Normal science. In: R. von Schomberg (Ed.), *Science, Politics and Morality: Scientific uncertainty and decision making*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 85-123

Garvin, T. en J. Eyles, 1997. The Sun Safely Metanarrative: Translating Science into Public Health Discourse. *Policy Sciences* **30** pp. 47-70

- Gieryn, T.F., 1983. Boundary Work and the Demarcation of Science from Non-Science: Strains and Interests in Professional Ideologies of Scientists. *American Sociological Review* **48**: pp.781-795
- Gieryn, T.F., 1995. Boundaries of Science. In: S. Jasanoff, G.E. Markle en J.C. Petersen (Ed.), *Handbook of science and technology studies*. Thousand Oaks (etc.) Sage Publications, California.
- Glasbergen, P., M.C. Groenenberg en F.A. Roorda, 1989. *Naar een strategisch grondwaterbeheer*. VUGA, Den Haag, 289 pp.
- Häfele, W., O. Renn en H. Erdmann, 1990. Risiko, Unsicherheit und Undeutlichkeit. In: W. Häfele (Ed.), *Energiesysteme im Übergang - Unter den Bedingungen der Zukunft*. Poller, Landsberg/Lech, pp. 373-423
- Hall, M.C.G., 1985. In: M.C. MacCracken and F.M. Luther (Ed.), *Projecting the climatic effects of increasing carbon dioxide, U.S. Department of Energy, Office of Energy Research-0237*. U.S. Department of Energy, Washington D.C.
- Hansson, S-O., 1988. Dimensions of risk. *Risk Analysis* **9**(1): pp. 107-112
- Harrison, C., J. Burgess en J. Clark, 1998. Discounted Knowledge: farmers' and residents' understanding of nature conservation goals and policies. *Journal of Environmental Management* **54**: pp. 305-320
- Hellström, T. en M. Jacob, 2000. Scientification of politics or politicization of science: Traditionalist science-policy discourse and its quarrels with Mode 2 epistemology. *Social Epistemology* **14**(1): pp. 69-75
- Hellström, T. en M. Jacob, 2001. *Policy, uncertainty and risk: Conceptual developments and approaches*. Kluwer Academic Publishers, Boston/Dordrecht/Londen, 135 pp.
- Henrion, M. en B. Fischhoff, 1986. Assessing Uncertainty in Physical Constants. *American Journal of Physics* **54**: pp. 791-798
- Hrudny, S.E., 1996. A critical review of current issues in risk assessment and risk management. *Environmental Risk Management Working Paper* **96**(8), University of Alberta.
- Huberman, M., 1994. Research utilization: The state of the art. *Knowledge and Policy* **7**(4): pp. 13-33
- IPO, 1991. *Grondwaterbeheer in beweging, actief, strategisch of gericht op een duurzame ontwikkeling*. IPO-publicatie nr. 13. Interprovinciaal Overleg, Den Haag, 33 pp.
- Jasanoff, S., 1982. Science and the limits of administrative rule-making: Lessons from the OSHA concerning policy. *Osgood Hall Law Journal* **20**: pp. 536-361

Jasanoff, S., 1987. Contested Boundaries in Policy-Relevant Science. *Social Studies of Science* **17**: pp. 195-230

Jasanoff, S., 1995. *Science at the bar*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.

Jasanoff, S. en B. Wynne, 1998. Science and decisionmaking. In: S. Rayner en E.L. Malone (Ed.), *Human choice and climate change - Vol. 1: The societal framework*. Batelle Press, Columbus, Ohio.

Kaplan, S. en B. Garrick, 1981. On the quantitative definition of risk. *Risk Analysis* **1**: pp. 1-27

Keyfitz, N., 1988. *Science* **242**: p. 496

Kuhn, T.S., 1962. *The structure of scientific revolutions*. University of Chicago Press, Chicago, 172 pp.

Lammerts van Bueren, W.M., 1987. *Omgaan met onzekerheid: het kwantificeren van onzekerheden bij beleidsbeslissingen*. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

Lazarsfeld, P.F., W.H. Sewell en H.L. Wilensky, 1967. *The uses of sociology*. Basic Books, New York, 902 pp.

Lewis, H., 1978. *Report of the Risk Assessment Review Group*. NUREG/CR-0400, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington D.C.

Lindblom, C., 1990. *Inquiry and Change*. Yale University Press, New York.

Lindblom, C. en D. Cohen, 1979. *Usable Knowledge: Social Science and Social Problem Solving*. New Haven (etc.): Yale University Press, New York, 129 pp.

MacKenzie, D., 1990. *Inventing accuracy: A historical sociology of nuclear missile guidance*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts.

MacLane, S., 1988. *Science* **241**: p. 1144

March, J.G., 1976. Chapter 5: "The technology of foolishness,". In: J.G. March en J.P. Olsen (Ed.), *Ambiguity and Choice in Organisation*, Universitetsforlaget, Bergen, pp. 69-81

Mazur, A., 1985. Bias in risk-benefit analysis. *Technology and Society* **7**: pp. 25-30

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer en Unie van Waterschappen, 1998. *Vierde Nota Waterhuishouding: Regeringsbeslissing*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag, 165 pp.

- Morgan, M.G. en M. Henrion, 1990. *Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*. Cambridge University Press, Cambridge, Massachusetts, 332 pp.
- National Research Council (NRC), 1996. *Understanding risk: Informing decisions in a democratic society*. National Academic Press, Washington, D.C.
- Ndambuki, J.M, F.A.O. Otiento, C.B.M. te Stroet en E.J.M. Veling, 2000. Groundwater management under uncertainty: A multi-objective approach. *Water SA* **26**(1), pp. 35-42
- Pressman, J.I. en A. Wildavsky, 1972. *Implementation*. University of Berkeley Press, Berkeley, California.
- Projectgroep Waterlood, 1997. *Grondwater als leidraad: een grondwatergerichte aanpak van ontwerp, inrichting en beheer van oppervlaktewatersystemen: rapport van de Projectgroep Waterlood*. Dienst Landelijk Gebied (etc.), Utrecht, 96 pp.
- Rameau, C., 1981. *Beslissen: Een inleiding tot beslissen onder omstandigheden van risico en onzekerheid*. Samson Uitgeverij, Alphen aan de Rijn/Brussel, 183 pp.
- Rasmussen, N.C., 1975. *Reactor Safety Study: An Assessment of Accident Risks in U.S. Commercial Nuclear Power Plants*. Nuclear Regulatory Commission, NUREG-75/014 (WASH-1400), Washington, D.C.
- Ravetz, J.R., 1990. *The merger of knowledge with power : essays in critical science*. Mansell, Londen, 326 pp.
- Renn, O., 1992. Concepts of risk: A classification. In: S. Krimsky en D. Golding (Ed.), *Social theories of risk*. Westport (etc.): Praeger, pp. 53-79
- Renn, O., 1995. Styles of using scientific expertise: A comparative framework. *Science and Public Policy* **22**(3): pp. 147-156
- Riccardi, G.A., 1997. The mathematical modelling of flood propagation for the delineation of flood risk zones. In: D. Rosbjerg, N.E. Boutayeb en A. Gustard (Ed.), *Sustainability of water resources under increasing uncertainty : proceedings of an international symposium (symposium S1) held during the fifth scientific assembly of the International Association of Hydrological Sciences (IAHS), 23 April - 3 May 1997, Rabat*. IAHS Publication no 240, Wallingford.
- Rogers, E.M., 1995. *Diffusion of innovations*. The Free Press, New York, 519 pp.
- Rolf, H.L.M en J.L. van der Meij, 1991. *Grondwatersituatie Drenthe : een onderzoek naar de kwelsituatie, de trends in de grondwaterstand en de mogelijkheden om de situatie te beïnvloeden*. IGG/TNO, Oosterwolde, 123 pp.

- Rolf, H.L.M., 1992a. *Het recente (1979 - 1991) verloop van de grondwaterstand in de provincie Noord- Brabant: een signalerend, indicatief onderzoek*. TNO, Delft, 26 pp.
- Rolf, H.L.M., 1992b. *Daling van de grondwaterstijghoogte in de provincie Utrecht: inventarisatie van verdrogingsverschijnselen via de analyse van gemeten tijdreeksen*. IGG/TNO, Delft, 166 pp.
- Rowe, W.D., 1994. Understanding uncertainty. *Risk Analysis* **14**(5): pp. 743-750
- Rowen, H.S., 1976. Policy Analysis as Heuristic Aid: The Design of Means, Ends and Institutions. In: L.H. Tribe, C.S. Schelling en J. Voss (Ed.), *When Values Conflict: Essays on Environmental Analysis, Discourse and Decision*. Ballinger, Cambridge, Massachusetts, pp. 137-152
- Schön, D.A., 1967. *Technology and change*. Pergamon Press, Oxford.
- Short, J.F. jr., 1989. On defining, describing and explaining elephants (and reactions to them): Hazards, disasters and risk analysis. *International Journal of Mass Emergencies and Disasters* **7**(3): pp. 397-418
- Smithson, M., 1989. *Ignorance and Uncertainty*. Springer-Verlag, New York.
- Spetzler, C.S. en C.S. Staël von Holstein, 1975. Probability encoding in decision analysis. *Management Science* **22**: pp. 340-358
- Törnebohm, H., 1978. *Paradigmkritik (Paradigm critique)*. Report 107, Department of Theory of Science Report Series, Gothenburg University, Gothenburg.
- Törnebohm, H., 1980. *Paradigm- och kunskapsutvecklingar (Paradigms and the development of knowledge)*. Report 122, Department of Theory of Science Report Series, Gothenburg University, Gothenburg.
- Tversky, A., 1974. Assessing uncertainty. *Journal of the Royal Statistical Society*, **B**(36), pp. 148-159
- Wathern, P. (Ed.), 1992. *Environmental impact assessment: Theory and practice*. Routledge, Londen, 332 pp.
- Weiss, C.H., 1980. Knowledge creep and decision accretion. *Knowledge* **1**(3): pp. 381-404
- Wynne, B., 1992. Uncertainty and environmental learning. *Global Environmental Change* **2**: pp. 111-127
- Wynne, B., 1996. May the sheep safely graze? A reflexive view of the expert-lay knowledge divide. In: S. Lash, B. Szerszynski en B. Wynne (Ed.), *Risk, environment and modernity: Towards a new ecology*. Sage Publications, Londen.
- Young, O., 1998. Institutional uncertainties in international fisheries management. *Fisheries Research* **37**: pp. 211-224