

C

5.7.1.123

RIVM-rapport 751901001

DE TOEPASBAARHEID VAN DE AMOEBE-BENADERING
OP TERRESTRISCHE ECOSYSTEMEN

J.B.Latour, J.J.Hofstra, M.I.Nip*

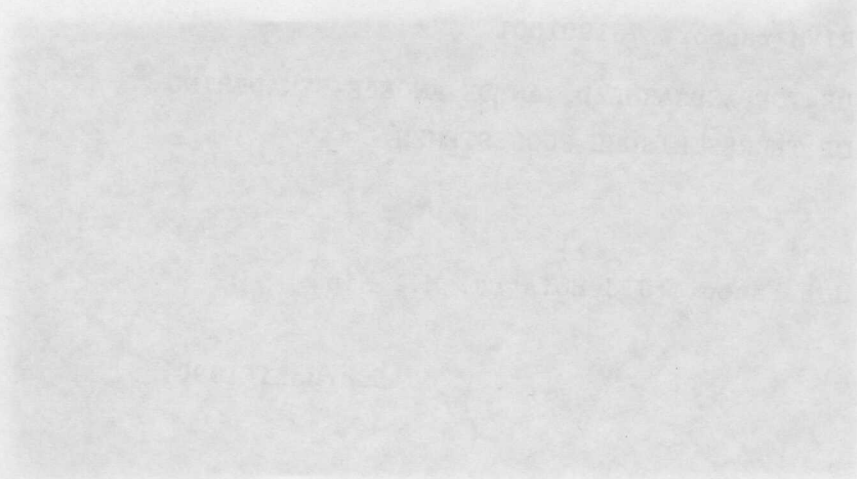
februari 1990



CENTRUM VOOR MILIEUKUNDE RIJKSUNIVERSITEIT LEIDEN



RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEUHYGIENE
NATIONAL INSTITUTE OF PUBLIC HEALTH AND ENVIRONMENTAL PROTECTION



RIVM
Joris Jansen en Jaap Hofstra zijn medewerkers van het
* Marten Nij is medewerker van het CMI

**CENTRUM VOOR MILIEUKUNDE
DER RIJKSUNIVERSITEIT LEIDEN**

RIVM
Postbus 1
3720 BA Bilthoven
030 - 749111

Centrum voor Milieukunde
Postbus 9518
2300 RA Leiden
071 - 277486

(Het onderzoek is een voortzetting en een vervolg op eerdere projecten
programma Milieukunde 1990-1994.
integratie' (projectnummer 751901) uit het RIVM-Hoofdaanpakprogramma-
Milieubeheer en maakt deel uit van het clusterproject 'Geledegerichte
Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het Directoraat-Generaal

VERZENDLIJST

- 53 M.N.H.E. van den Berg (Gezondheidsraad)
 53 Ir. P.H. Dijkstra (Provincie Friesland)
 54 drs. J. Laseur (Provincie Overijssel)
 1 Directeur-Generaal Milieubeheer
 2 Directeur-Generaal van de Volksgezondheid
 3 Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer
 4 mr. J. Tesink, directeur Geluid en Omgeving (DGM)
 5 mr. N.R. van Ravesteyn (DGM/GenO)
 6 drs. A.F. van de Klundert (DGM/GenO)
 7 mr. Y. de Vries (DGM/GenO)
 8 mr. dr. J.A. Peters, directeur Bestuurszaken (DGM)
 9 drs. H.C.G.M. Brouwer (DGM/B)
 10 dr. J.H. Dewaide, directeur Drinkwater, Water, Bodem (DGM)
 11 mr. drs. J.H. van Put (DGM/DWB)
 12 drs. J.F.M. van Vliet (DGM/DWB)
 13 drs. P.E. de Jongh (DGM/SP)
 14 dr. G. Hekstra (DGM/SR)
 15 prof. mr. dr. F.L. Bussink (RPD)
 16 mr. J. Scholten (RPD)
 17 drs. A. Littel (RPD)
 18 ing. C.P. den Herder (RPD)
 19 drs. H.E. ten Velden (RPD)
 20 drs. J.B. Pieters (LNV)
 21 drs. A.M.W. Kleinmeulman (LNV)
 22 drs. A. Don (LNV)
 23 dr. B.H. van Leeuwen (LNV)
 24 dr. A.N. van der Zande (LNV)
 25 drs. F. Baerselman (LNV)
 26 drs. F.W.M. Vera (LNV)
 27 ir. D.J. Kylstra (RWS)
 28 drs. F.A.M. Claessen (DBW/RIZA)
 29 ir. S.H. Hosper (DBW/RIZA)
 30 ir. N.P. Pellenbarg (DBW/RIZA)
 31 drs. B.J.E. ten Brink (RWS/DGW)
 32 dr. F. Colijn (RWS/DGW)
 33 drs. C.F. van de Watering (RWS/DWW)
 34 prof. dr. H.A. Udo de Haes (Centrum voor Milieukunde Leiden)
 35 drs. F. Klijn (Centrum voor Milieukunde Leiden)
 36 drs. M.I. Nip (Centrum voor Milieukunde Leiden)
 37 drs. E. van der Voet (Centrum voor Milieukunde Leiden)
 38 drs. C.L.G. Groen (Centrum voor Milieukunde Leiden)
 39 ir. G.A. Oosterbaan (Staring Centrum)
 40 drs. R.F. van de Weg (Staring Centrum)
 41 dr. ir. A. Breeuwsma (Staring Centrum)
 96- 42 drs. H. Wolfert (Staring Centrum)
 43 dr. J.A. Klijn (Staring Centrum)
 44 dr. A.B.J. Sepers (Rijksinstituut voor Natuurbeheer)
 100- 45 prof. dr. W.J. Wolff (Rijksinstituut voor Natuurbeheer)
 105- 46 dr. L.W.G. Higler (Rijksinstituut voor Natuurbeheer)
 111- 47 ir. F.C. Prillewitz (Staatsbosbeheer)
 48 dr. S. Parma (Limnologisch Instituut)
 162- 49 dr. H.J.P. Eijsackers (PCBB)
 50 prof. dr. J.B. Opschoor (RMNO)
 51 dr. L. Ginjaar (CRMH)

	52	drs.M.M.H.E.van den Berg (Gezondheidsraad)
	53	ir.P.H.Dijkstra (Provincie Friesland)
	54	drs.J.Laseur (Provincie Overijssel)
	55	drs.W.Hoogendoorn (Provincie Utrecht)
	56	prof.ir.M.van den Berg (Provincie Noord-Holland)
	57	drs.I.Zorge (Provincie Zuid-Holland)
	58	drs.N.Joanknecht (Provincie Noord-Brabant)
	59	drs.P.W.M.Veelenturf (Provincie Limburg)
	60	Bibliotheek Provincie Groningen
	61	Bibliotheek Provincie Drente
	62	Bibliotheek Provincie Gelderland
	63	Bibliotheek Provincie Zeeland
	64	Bibliotheek Provincie Flevoland
	65	Stichting Duinbehoud
	66	Stichting Veenweiden
	67	dr.H.Verbruggen (IvM)
	68	prof.dr.P.Glasbergen (RUU)
	69	prof.dr.W.C.Turkenburg (RUU/Vakgroep NW&S)
	70	drs.P.R.Bosch (CBS/Milieustatistieken)
	71	dr.C.Kwakernaak (TNO-SCMO)
	72	drs.J.B.M.Tisse (BIC)
	73	dr.H.A.M.J.van Gils (ITC)
	74	dr.ir.A.Graveland (GW)
	75	drs.H.A.Haccoû (Rijnconsult)
	76	drs.J.S.G.van den Heuvel (SME)
	77	Depôt van Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
	78	Directie Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
	79	Hoofdsector Chemie & Fysica
	80	drs.L.Hordijk
	81	drs.R.J.M.Maas
	82	drs.R.Reiling
	83	ir.A.H.M.Bresser
	84	dr.H.de Boois
	85	ir.P.K.Koster
	86	dr.H.A.M.de Kruijf
	87	drs.T.Aldenberg
	88	dr.W.Admiraal
	89	dr.F.I.Kappers
	90	drs.ir.J.B.Latour
	91	drs.J.J.Hofstra
	92	dr.ir.C.van den Akker
	93	ing.Beugelink
	94	dr.R.M.van Aalst
	95	prof.dr.H.J.Scholten
96-	97	Bibliotheek RIVM
	98	Bibliotheek EMD
	99	Bibliotheek LBG
100-105		Bureau Projectbegeleiding
106-110		Reserve-exemplaren DGM
111-160		Reserve-exemplaren CML
	161	Bureau Projecten- en Rapportenregistratie
162-200		Bureau Rapportenbeheer

WOORD VOORAF

Binnen het RIVM-project Gebiedsgerichte integratie worden studies verricht ter onderbouwing van het toekomstige gebiedsgerichte milieubeleid. Eén van de deelprojecten is gericht op het ontwikkelen van een methodiek voor het bepalen van de milieukwaliteit van gebieden door middel van abiotische en biotische indicatoren, een onderzoek dat in nauwe samenwerking met het Centrum voor Milieukunde te Leiden wordt uitgevoerd. Een ander deelproject betreft een proef voor het opstellen van een basisdocument waarin alle relevante wetenschappelijke informatie van een gebied is vermeld.

In bovenstaand kader hebben de auteurs de AMOEBE-benadering geëvalueerd. Vervolgens hebben zij nagegaan of, en zo ja in hoeverre, deze op aquatische ecosystemen gerichte beoordelingsmethode toepasbaar is op terrestrische ecosystemen (ecodistricten). Op basis van de conclusies zou aan het project Gebiedsgerichte integratie verder invulling kunnen worden gegeven.

Met dank aan prof.dr.H.A.Udo de Haes, drs.F.Klijn en drs.C.L.G.Groen voor hun inbreng bij de discussies over de begrippen algemene en bijzondere milieukwaliteit en over de doelstellingen van het milieubeleid. Verder dank aan dr.H.de Boois, dr.W.Admiraal, dr.E.D.de Ruijter v.Stevenick en dr.H.A.M.de Kruijf voor hun commentaar op het concept-rapport. En ten slotte dank aan drs.B.J.E.ten Brink en dr.F.Colijn voor hun toelichting op de AMOEBE-benadering.

3.3	Argumenten vanuit het milieubeleid voor het gebruik van biotische parameters	11
		ir.P.K.Koster, projectleider
4	DE TOEPASBAARHEID VAN DE AMOEBE-BENADERING OP TERRESTRISCHE GEBIEDEN	13
4.1	Gebiedsindeling	13
4.2	Milieufuncties	15
4.2.1	Functies en de AMOEBE-benadering	15
4.2.2	Functies en terrestrische systemen	16
4.3	Het streefbeeld	17

INHOUDSOPGAVE	18
4.4.1 Dosis-effectrelaties en de AMOEBE-benadering	19
4.4.2 Modellen voor het evalueren van scenario's	20
Verzendlijst	ii
Woord vooraf	iv
4.5.2 Het begrippenkader van de Gezondheidsraad met	23
Inhoudsopgave	v
4.5.3 Biotische en abiotische parameters	26
Summary	vii
5 CONCLUSIES	28
Samenvatting	viii
LITERATUUR	30
1 INLEIDING	1
1.1 Doelstellingen	1
1.2 Werkwijze opbouw van deze nota	2
2 DE AMOEBE-BENADERING EN ECOLOGISCHE DOELSTELLINGEN	3
2.1 De Noordzee AMOEBE-benadering	3
2.2 Ecologische doelstelling en de AMOEBE-benadering	5
3 MILIEUKWALITEIT EN DE DOELSTELLINGEN VAN HET MILIEUBELEID	7
3.1 Hoofddoelstelling van het milieubeleid: Duurzame ontwikkeling	7
3.2 Algemene en bijzondere milieukwaliteit en duurzame ontwikkeling	9
3.3 Argumenten vanuit het milieubeleid voor het gebruik van biotische parameters	11
4 DE TOEPASBAARHEID VAN DE AMOEBE-BENADERING OP TERRESTRISCHE GEBIEDEN	13
4.1 Gebiedsindeling	13
4.2 Milieufuncties	15
4.2.1 Functies en de AMOEBE-benadering	16
4.2.2 Functies en terrestrische systemen	16
4.3 Het streefbeeld	17

4.4	Dosis-effectrelaties	18
4.4.1	Dosis-effectrelaties en de AMOEBE-benadering	19
4.4.2	Modellen voor het evalueren van scenario's	20
4.5	Het gebruik van verschillende soorten parameters voor ecologische normstelling	22
4.5.1	Parameters en de AMOEBE-benadering	22
4.5.2	Het begrippenkader van de Gezondheidsraad met betrekking tot parameters en ecologische normstelling	23
4.5.3	Biotische en abiotische parameters	26
5	CONCLUSIES	28
	LITERATUUR	30

SAMENVATTING

SUMMARY

In deze nota wordt een evaluatie gegeven van de AMOEBE-benadering voor

In this report the AMOEBE approach has been evaluated for its potential use on terrestrial ecosystems. A number of important items have been highlighted, such as: The major objective of the Dutch environmental policy (sustainable development); multiple forms of landuse and the definition of a frame of reference; the use of both abiotic and biotic parameters as tools to characterize environmental quality; choice of appropriate spacial scale; the ability to relate environmental policies to changes in parameters.

General conclusion is that the AMOEBE approach forms a useful method to quantify environmental quality, provided some adaptations will be made.

Hierbij komen de begrippen duurzame ontwikkeling, algemene milieukwaliteit en bijzondere milieukwaliteit aan de orde. Ook het gebruik van biotische parameters vanuit de optiek van het milieubeleid wordt besproken.

In Hoofdstuk 4 wordt de toepasbaarheid van de AMOEBE-benadering op terrestrische gebieden verder uitgewerkt. Hierbij komen vier belangrijke punten aan de orde: a) het vaststellen van de gewenste gebiedsgrootte; b) het omgaan met meerdere milieufuncties alsmede het opstellen van een streefbeeld; c) het opstellen van dosis-effect relaties; en d) het gebruik van verschillende soorten parameters.

In Hoofdstuk 5 wordt geconcludeerd dat de AMOEBE-benadering goede perspectieven biedt voor toepassing op terrestrische gebieden. Een aantal aanvullingen of wijzigingen is echter nodig.

Het is wenselijk om aan te sluiten bij de begrippen algemene en bijzondere milieukwaliteit. Het verdient aanbeveling om zowel abiotische als biotische parameters te gebruiken voor milieukwaliteitsbepaling. Vanwege de grote heterogeniteit van terrestrische ecosystemen wordt aanbevolen op gebruik te maken van een gebiedsindeling van Nederland op ecologische grondslag in ecodistricten. Het streefbeeld dat met de AMOEBE-benadering wordt aangegeven dient garanties te geven voor de duurzaamheid van alle functies in een gebied en niet alleen van de functie natuur. Tenslotte

SAMENVATTING dat voor prognose doeleinden vooral gebruik kan worden gemaakt van ecosysteemsmodellen.

In deze nota wordt een evaluatie gegeven van de AMOEBE-benadering voor wat betreft de toepasbaarheid op terrestrische gebieden. Dit is uitgevoerd in het kader van het project Gebiedsgerichte integratie. Onderdeel van dit project is het ontwikkelen van een methode voor de bepaling van de milieukwaliteit van terrestrische gebieden.

In Hoofdstuk 2 wordt uiteengezet hoe de AMOEBE-benadering werkt en welke doelen worden nagestreefd. Er wordt hierbij ingegaan op het gebruik van een referentiesysteem ten behoeve van het formuleren van een ecologische doelstelling.

In Hoofdstuk 3 wordt aangegeven hoe de AMOEBE-benadering gebruikt kan worden voor het operationaliseren van de doelstellingen van het milieubeleid. Hierbij komen de begrippen duurzame ontwikkeling, algemene milieukwaliteit en bijzondere milieukwaliteit aan de orde. Ook het gebruik van biotische parameters vanuit de optiek van het milieubeleid wordt bediscussieerd.

In Hoofdstuk 4 wordt de toepasbaarheid van de AMOEBE-benadering op terrestrische gebieden verder uitgewerkt. Hierbij komen vier belangrijke punten aan de orde: a) het vaststellen van de gewenste gebiedsgrootte; b) het omgaan met meerdere milieufuncties alsmede het opstellen van een streefbeeld; c) het opstellen van dosis-effect relaties; en d) het gebruik van verschillende soorten parameters.

In Hoofdstuk 5 wordt geconcludeerd dat de AMOEBE-benadering goede perspectieven biedt voor toepassing op terrestrische gebieden. Een aantal aanvullingen cq. wijzigingen is echter nodig.

Het is wenselijk om aan te sluiten bij de begrippen algemene en bijzondere milieukwaliteit. Het verdient aanbeveling om zowel abiotische als biotische parameters te gebruiken voor milieukwaliteitsbepaling. Vanwege de grote heterogeniteit van terrestrische ecosystemen wordt aanbevolen om gebruik te maken van een gebiedsindeling van Nederland op ecologische grondslag in ecodistricten. Het streefbeeld dat met de AMOEBE-benadering wordt aangegeven dient garanties te geven voor de duurzaamheid van alle functies in een gebied en niet alleen van de functie natuur. Tenslotte

is aangegeven dat voor prognose doeleinden vooral gebruik kan worden gemaakt van ecosysteemmodellen.

In 1988 verscheen bij de Dienst Getijdewateren van Rijkswaterstaat de notitie 'Hoe natuurbeleid te vertalen in watersysteemoelstellingen?' (Ten Brink, 1988, namens de werkgroep 'NW3*Natuur'). In deze notitie werd een schets gegeven van de 'Algemene Methode Oecologische Beschrijving en Beoordeling' (AMOEBE). De methode werd onlangs gepresenteerd in de Derde Nota Waterhuishouding (NW3). Een toelichting vindt men in Ten Brink & Cuijns (1988), Scrien (1989) en Ten Brink & Hospier (1989).

Binnen het project Gebiedsgerichte integratie wordt een methodiek ontwikkeld voor de bepaling van milieukwaliteit in terrestrische gebieden. Deze methodiek beoogt het beleid inzicht te geven in de toestand van het milieu in relatie tot haar functies. Hierbij is het wenselijk dat effecten van beleidsmaatregelen op het milieu beoordeeld kunnen worden. De methodiek wordt ontwikkeld in samenwerking met het Centrum voor Milieukunde in Leiden (CML) (Cuijns et al., 1990, in voorbereiding). De AMOEBE-benadering ontwikkeld door Rijkswaterstaat heeft vergelijkbare doelstellingen en is daarom mogelijk bruikbaar. Het RIVM zal de AMOEBE-benadering evalueren op haar toepasbaarheid voor terrestrische gebieden.

De resultaten van de milieukwaliteitsbepaling in enkele proefgebieden (Kalkrijke Duinen, Laagveengebied en Loosdrechtse Plassengebied) zijn bestemd voor het rapport 'Zorgen Voor Morgen II'.

1.1 Doelstellingen.

In deze nota wordt een evaluatie gegeven van de AMOEBE-benadering. Het doel hiervan is om aan te geven in hoeverre de AMOEBE-benadering toegepast kan worden op terrestrische gebieden en watertypen. De eerste doelstellingenvraag van deze nota luidt als volgt:

1. Wat is de relatie tussen de AMOEBE-benadering en de doelstellingen van het milieubeleid, met name met betrekking tot het begrip "milieukwaliteit"?

Deze vraag wordt behandeld in hoofdstuk 2 en 3.

1 INLEIDING

In 1988 verscheen bij de Dienst Getijdewateren van Rijkswaterstaat de notitie 'Hoe natuurbeleid te vertalen in watersysteemdoelstellingen?' (Ten Brink, 1988, namens de werkgroep 'NW3*Natuur'). In deze notitie werd een schets gegeven van de 'Algemene Methode Oecologische Beschrijving en Beoordeling' (AMOEBE). De methode werd onlangs gepresenteerd in de Derde Nota Waterhuishouding (NW3). Een toelichting vindt men in Ten Brink & Colijn (1988), Strien (1989) en Ten Brink & Hoster (1989).

Binnen het project Gebiedsgerichte integratie wordt een methodiek ontwikkeld voor de bepaling van milieukwaliteit in terrestrische gebieden. Deze methodiek beoogt het beleid inzicht te geven in de toestand van het milieu in relatie tot haar functies. Hierbij is het wenselijk dat effecten van beleidsmaatregelen op het milieu beoordeeld kunnen worden. De methodiek wordt ontwikkeld in samenwerking met het Centrum voor Milieukunde in Leiden (CML) (Klijn et al., 1990, in voorbereiding). De AMOEBE-benadering ontwikkeld door Rijkswaterstaat heeft vergelijkbare doelstellingen en is daarom mogelijk bruikbaar. Het RIVM zal de AMOEBE-benadering evalueren op haar toepasbaarheid voor terrestrische gebieden.

De resultaten van de milieukwaliteitsbepaling in enkele proefgebieden (Kalkrijke Duinen, Laagveengebied en Loosdrechtse Plassengebied) zijn bestemd voor het rapport 'Zorgen Voor Morgen II'.

1.1 Doelstellingen.

In deze nota wordt een evaluatie gegeven van de AMOEBE-benadering. Het doel hiervan is om aan te geven in hoeverre de AMOEBE-benadering toegepast kan worden op terrestrische gebieden en watertypen. De eerste doelstellingsvraag van deze nota luidt als volgt:

1. Wat is de relatie tussen de AMOEBE-benadering en de doelstellingen van het milieubeleid, met name met betrekking tot het begrip "milieukwaliteit"?

Deze vraag wordt behandeld in hoofdstuk 2 en 3.

Om de AMOEBE-benadering toe te kunnen passen op terrestrische gebieden zal antwoord gegeven moeten worden op een aantal vragen van "technische" aard. Deze vragen houden nauw verband met de methodiek voor milieukwaliteitsbepaling die het RIVM in samenwerking met het CML ontwikkelt (Klijn et al., 1990, in voorbereiding). Ze worden hier samengevat in de tweede doelstellingsvraag:

2. Hoe moet omgegaan worden met een aantal praktische punten die van belang zijn voor toepassing van de AMOEBE op terrestrische gebieden, namelijk: gebiedsgrootte, milieufuncties, dosis-effekt relaties, het opstellen van een referentie en het gebruik van parameters?

Deze vragen worden behandeld in hoofdstuk 4.

1.2 Werkwijze en opbouw van deze nota.

Het ontwikkelen van een methodiek voor milieukwaliteitsbepaling, het evalueren van de AMOEBE-benadering en het uittesten op een aantal proefgebieden gebeurt volgens een iteratief proces.

De opbouw van deze nota is als volgt: In hoofdstuk 2 wordt de AMOEBE-benadering uiteengezet waarbij in het bijzonder wordt ingegaan op ecologische doelstellingen. In hoofdstuk 3 komen de volgende onderwerpen aan bod: milieubeleid (doelstellingen) en milieukwaliteit (recente ontwikkelingen). In hoofdstuk 4 komen de onderwerpen gebiedsgrootte, milieufuncties, dosis-effect relaties, ecosysteemmodellen, referentiekeuze en parameterkeuze aan bod. In dit hoofdstuk wordt per onderwerp achtereenvolgens behandeld: de AMOEBE-benadering, de problemen die hieruit voortvloeien voor toepassing van de AMOEBE op terrestrische gebieden en watertypen, en suggesties voor oplossingen.

Deze nota heeft een sterk bediscussiërend karakter. Daarom is niet nog een apart hoofdstuk "discussie" opgenomen. In hoofdstuk 5 worden conclusies gegeven. Tenslotte worden literatuurreferenties gegeven.

2 DE AMOEBE-BENADERING EN ECOLOGISCHE DOELSTELLINGEN

De AMOEBE-benadering krijgt zowel in het beleid als in de wetenschappelijke kringen veel aandacht (Symposium "Op weg naar een duurzaam milieu" 1990). De AMOEBE-benadering is een bruikbaar instrument om te komen tot concrete ecologische doelen. In dit hoofdstuk wordt de benadering kort uiteengezet (paragraaf 2.1) en vervolgens wordt besproken hoe bij de AMOEBE-benadering tot een ecologische doelstelling wordt gekomen (paragraaf 2.2). Hierbij zal worden bediscussieerd wat voor milieukwaliteit wordt aangegeven door deze ecologische doelstelling.

2.1 De Noordzee AMOEBE-benadering

Rijkswaterstaat gebruikt de AMOEBE om te komen tot concrete en toetsbare ecologische doelstellingen voor het beheer van de Noordzee. Deze doelstellingen worden vervat in het zogenaamde "referentiesysteem" (Ten Brink en Hosper, 1989). Het referentiesysteem biedt volgens RWS garanties dat de volgende drie "duurzame, fundamentele natuurwaarden" in de Noordzee worden vervuld:

1. **Productie, potenties en oogst.** Bijvoorbeeld: voedselproductie (visserij), zuurstofproductie en zelfreinigend vermogen;
2. **Diversiteit.** Behoud van soorten, zeldzaamheid en compleetheid vallen onder deze noemer;
3. **Zelfregulering.** Van duurzaamheid kan pas sprake zijn wanneer een systeem zich zonder voortdurende bemoeienissen van de mens in stand kan houden. Zelfregulering is nauw verwant met natuurlijkheid, stabiliteit en ongereptheid.

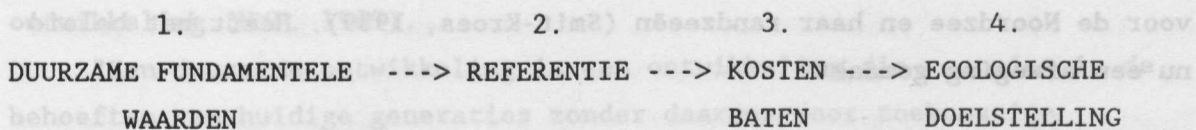
De referentie die wordt gebruikt is de toestand van de Noordzee beschreven zoals die aanwezig was tussen 1900 en 1930. Deze toestand is beschreven door middel van een groot aantal biologische parameters (soorten) en abiotische parameters. De biologische parameters zijn door middel van een circulaire presentatietechniek afgebeeld: het AMOEBE-plaatje. De abiotische gegevens zijn voorlopig alleen in de begeleidende rapportage opgenomen (mond. med. F. Colijn).

De AMOEBE kan beschouwd worden als een techniek voor milieukwaliteitsbepaling. De referentie levert toetsbare concrete doelen voor elke parameter (ecologische normen). Tesaamen vormen deze doelen een ecologische normdoelstelling. Het AMOEBE-plaatje is hierbij een aansprekende presentatievorm.

2.2 Ecologische doelstelling en de AMOEBE-benadering

De wijze waarop bij de AMOEBE-benadering een ecologische doelstelling wordt opgesteld kan in een aantal denkstappen worden ontleed (Figuur 2.2).

1. Ten Brink en Hosper (1989) stellen vast dat ons milieu drie duurzame fundamentele waarden kent: productie, diversiteit, en zelfregulering.
2. Er wordt een referentiebeeld opgesteld dat een natuurlijk systeem voorstelt. Dit zgn "absolute ijkpunt" biedt garanties voor de drie duurzame fundamentele waarden. Hoewel het door de auteurs niet met zoveel woorden is gezegd, geeft het referentiebeeld in feite de hoogst haalbare milieukwaliteit aan.
3. Er vindt een afweging plaats tussen de directe maatschappelijke kosten, en het herkrijgen van de drie duurzame fundamentele waarden.
4. De samenleving kiest voor de maximaal aanvaardbare afstand tot de referentie. Het resultaat hiervan wordt een ecologische doelstelling genoemd en komt ook overeen met een 'bepaalde' milieukwaliteit. In hun artikel presenteren ten Brink en Hosper (1989) een fictieve ecologische doelstelling. Fictief omdat de afweging met maatschappelijke kosten niet door het beleid is gemaakt, maar door de auteurs.



Figuur 2.2 Denkstappen bij het opstellen van een ecologische doelstelling bij de AMOEBE-benadering (Vrij uit: Ten Brink en Hosper, 1989).

Er zijn een aantal belangrijke punten bij de bovenstaande benadering:

1. Het natuurlijke referentiesysteem is in ieder geval slecht van toepassing voor gebieden die door de mens qua morfologie sterk zijn beïnvloed (bv. IJsselmeerpolders). Dit geldt voor veel terrestrische systemen.
2. De manier waarop de maatschappelijke kosten worden gewogen is niet aangegeven. Er is hierdoor geen inzicht in een belangrijk criterium. De benadering maakt niet duidelijk in hoeverre de ecologische doelstelling is gekozen ten koste van bepaalde functies. In terrestrische gebieden is vaak sprake van multifunctionaliteit. Voor deze gebieden is het van belang om duidelijk een eventuele afweging van functies aan te geven.
3. De referentie biedt garanties voor de duurzame fundamentele waarden: productie, diversiteit en zelfregulering. Het is onduidelijk of de ecologische doelstelling deze garanties ook nog biedt.
4. De fundamentele waarden productie en diversiteit kunnen tegengestelde belangen stellen aan het milieu. Bij een hoge productie (bv landbouw) neemt vaak de diversiteit van soorten af.
5. De gekozen ecologische doelstelling (=beoogde milieukwaliteit) is afhankelijk van de afweging met maatschappelijke kosten. Hierdoor zou de milieukwaliteit van gebied tot gebied kunnen verschillen.

De afweging met maatschappelijke kosten is bij de AMOEBE-benadering een zeer belangrijke stap bij het opstellen van een ecologische doelstelling. Deze afwegingen behoren voor een ieder zichtbaar gemaakt te worden. Volgens Ten Brink en Hosper (1989) moet het beleid hier de beslissing nemen. De auteurs hebben ter illustratie van de methode zelf zo'n afweging gemaakt en een fictieve ecologische doelstelling opgesteld (zie figuur 2.1, rechter plaatje). Deze is inmiddels door het beleid genoemd als de ecologische doelstelling voor de lange termijn voor de Noordzee en haar randzeeën (Smit-Kroes, 1989). Heeft het beleid nu een afweging gemaakt?

3 MILIEUKWALITEIT EN DE DOELSTELLINGEN VAN HET MILIEUBELEID

Milieukwaliteit wordt gedefinieerd als de toestand van het milieu in relatie tot haar functies alsmede een waardeoordeel over deze toestand. Bij de bepaling van de milieukwaliteit wordt uitgegaan van "ecologische parameters". Dit zijn "kwantificeerbare eigenschappen waarmee een ecosysteem of een gedeelte daarvan beschreven kunnen worden" (Gezondheidsraad, 1984). Er kunnen meerdere ecologische parameters, zowel biotische als abiotische, in beschouwing worden genomen. Parameters en hun doelen worden gebruikt om tot een normatieve uitspraak over de milieukwaliteit, in relatie tot haar functies, te komen. Bijvoorbeeld: "de milieukwaliteit van de duinen t.a.v. de functie natuur is goed." Dit wordt gedaan door per ecologische parameter normen op te stellen. Al deze normen tezamen worden door de Gezondheidsraad (1988) een ecologische normdoelstelling genoemd.

In dit hoofdstuk wordt de hoofddoelstelling van het milieubeleid behandeld (paragraaf 3.1). Deze doelstelling geeft aan welke milieukwaliteit wordt vereist. Er wordt ingegaan op de begrippen algemene milieukwaliteit en bijzondere milieukwaliteit (paragraaf 3.2). Tenslotte worden argumenten vanuit het milieubeleid besproken voor het gebruik van biotische parameters (paragraaf 3.3).

3.1 Hoofddoelstelling van het milieubeleid: duurzame ontwikkeling

Welke milieukwaliteit moet worden nagestreefd?

Een hoofddoelstelling van het milieubeleid is het in stand houden van het draagvermogen van het milieu ten behoeve van een duurzame ontwikkeling (NMP, 1989).

"Een duurzame ontwikkeling is een ontwikkeling die voorziet in de behoeften van huidige generaties zonder daarmee voor toekomstige generaties de mogelijkheden in gevaar te brengen om ook in hun behoeften te voorzien (NMP, 1989)". "Duurzame ontwikkeling impliceert een zodanige milieukwaliteit dat de functies die het milieu nu of in de toekomst kan vervullen zo goed mogelijk behouden blijven. Functies zijn

in dit verband het voorzien in: leefomgeving, grondstoffen, bodemvruchtbaarheid, genenmateriaal en recreatiemogelijkheden" (NMP, 1989).

Uit het bovenstaande citaat kan worden afgeleid dat een zodanige milieukwaliteit is vereist dat huidige en mogelijke toekomstige functies blijven gewaarborgd. De milieukwaliteit kan dan worden uitgedrukt als de mate waarin huidige en toekomstige functies zijn gewaarborgd. Dit zal met twee voorbeelden worden toegelicht: 1. Een fictief landbouw gebied met geen enkele natuurwaarde en 2. een natuurgebied.

1. De milieukwaliteit van landbouwgebied wordt bepaald door de mate waarin dit gebied duurzaam zijn functie kan vervullen en kan dus zowel goed als slecht zijn. Indien het gebied zwaar is vervuild waardoor de duurzame productie wordt bedreigd, dan is de milieukwaliteit slecht. Indien het gebied totaal niet is belast en de productie duurzaam wordt gegarandeerd dan is de milieukwaliteit goed.
2. De milieukwaliteit van een natuurgebied wordt ook bepaald door de mate waarin dit gebied duurzaam zijn functie kan vervullen, en kan dus ook goed of slecht zijn. Indien alle soorten met natuurwaarden worden bedreigd en verdwijnen, dan kan het gebied zijn functie niet duurzaam vervullen. In dit geval is de milieukwaliteit slecht. Indien de natuurwaarden niet bedreigd zijn en de functie duurzaam wordt gegarandeerd dan is de milieukwaliteit goed.

Een belangrijke konstatering van de bovenstaande gebieden is dat zowel voor een landbouwgebied als voor een natuurgebied de milieukwaliteit goed of slecht kan zijn. De milieukwaliteit wordt bepaald door de mate waarin een gebied duurzaam zijn functies kan garanderen.

Niet iedere functie stelt gelijke eisen aan het milieu. Een gebied met een landbouwfunctie stelt vaak andere (en meestal lagere) eisen aan de milieukwaliteit dan een gebied met een natuurfunctie. Indien een functie in een gebied hogere eisen stelt aan het milieu dan betekent dit niet dat de milieukwaliteit (=de mate waarin het gebied duurzaam zijn functies kan garanderen) daardoor beter is. De eisen aan het milieu kunnen in dit verband worden gezien als beoordelingsmaatstaven, terwijl de milieukwaliteit de uitkomst is.

Indien de onjuiste aanname wordt gemaakt dat hogere eisen wel een hogere milieukwaliteit aangeven, zou dit betekenen dat een gebied met functies die afwijkende eisen stellen aan het milieu een hogere milieukwaliteit zou hebben. Dit zou in praktijk betekenen dat gebieden met natuurfuncties vaak een hogere milieukwaliteit hebben dan gebieden met landbouwfuncties. Om de milieukwaliteit te verbeteren zou dan een ongerepte natuur moeten worden nagestreefd. Dit is niet de bedoeling van het milieubeleid zoals ondermeer blijkt uit het volgende citaat (NMP, 1989): "Een duurzame ontwikkeling is niet een ontwikkeling waarin slechts plaats is voor het behoud van een ongerepte natuur".

3.2 Algemene en bijzondere milieukwaliteit en duurzame ontwikkeling

In het IMP-M (1986-1990) zijn ook doelstellingen ten aanzien van de milieukwaliteit geformuleerd. Hierbij wordt een algemene milieukwaliteit (AMK) en een bijzondere milieukwaliteit (BMK) onderscheiden.

Voor de algemene milieukwaliteit geldt dat er voor Nederland als geheel een zodanige milieukwaliteit aanwezig moeten zijn dat de gezondheid en het welbevinden en de instandhouding van dieren, planten, goederen en vormen van gebruik in algemene zin zijn gewaarborgd. Deze kwaliteit komt overeen met het begrip multifunctionaliteit bij bodem en basiskwaliteit bij waterbeheer (MP 1989-1992). De AMK is van oorsprong een begrip uit de milieuhygiëne. Het heeft primair te maken met de mate van milieubelasting in fysische, chemische en fysieke zin. De AMK is in dit verband op te vatten als een niveau van milieu-belasting.

In bepaalde gebieden is er sprake van een bijzondere milieukwaliteit (BMK), verband houdend met bijzondere levensgemeenschappen, soorten of vormen van gebruik, verbonden met deze gebieden (vgl bodembeleid: beschermingsgebieden, waterbeleid: o.a. de verdergaande doelstellingen).

De bijzondere milieukwaliteit is niet verbonden aan de stofgerichte aanpak, maar is vooral gebieds-, functie-, en/of ecosysteemgericht.

Een vergelijking van AMK en BMK gaat niet probleemloos. Er worden twee begrippen met elkaar vergeleken die uit verschillende benaderingen voortvloeien, nl. een stofgerichte en een ecosysteemgerichte benadering.

De AMK is op het moment uitgewerkt als een niveau van milieubelasting. Bij de aangegeven belasting zou het merendeel der functies duurzaam moeten kunnen plaatsvinden. De BMK is hoofdzakelijk geformuleerd in natuurwaarden (mate waarin functie natuur aanwezig is). Vaak zijn deze natuurwaarden niet gewaarborgd door de eisen aan milieubelasting van AMK.

Vaak wordt hierdoor de onjuiste aanname gemaakt dat AMK en BMK twee milieukwaliteitsniveau's aangeven, waarbij BMK een hoger milieukwaliteitsniveau zou hebben.

Wat voor milieukwaliteitsniveau wordt er nu met AMK en BMK geïndiceerd?

In het IMP-M 1986-1990 wordt hierover gesteld dat: "de algemene milieukwaliteit en de bijzondere milieukwaliteit in gebieden zullen uiteindelijk op een zodanig niveau moeten liggen dat risico's voor de te beschermen belangen verwaarloosbaar klein zijn". De bedoelde belangen laten zich afleiden uit de hierboven genoemde definities van AMK en BMK.

Zowel AMK als BMK moeten worden gebruikt om het milieukwaliteitsniveau aan te duiden dat voortvloeit uit de duurzame ontwikkeling van het NMP. AMK en BMK indiceren hierbij niet een verschillend kwaliteitsniveau maar verschillende eisen aan het milieu om tot dezelfde mate van duurzame functievervulling te komen. Een gebied met een natuurfunctie dat voor zijn functievervulling eisen stelt aan het milieu die in de AMK zijn vervat is dus in feite een AMK gebied. In het NMP (1989) wordt gesteld dat: "de algemene milieukwaliteit zich wat betreft natuurwaarden richt op die ecosystemen waarvoor Nederland een speciale verantwoordelijkheid draagt". Dit zijn o.a. de duinen en het veenweidegebied (NMP, 1989). Dit betekent dat de eisen ten aanzien van de functie natuur in deze gebieden de normen van AMK bepalen.

Over BMK wordt in het NMP (1989) gesteld dat: "Naast deze ecosystemen (duinen, veenweidegebied) en karakteristieke soorten is het mogelijk op regionaal schaalniveau bijzondere milieuwaarden te realiseren. Dit is noodzakelijk om kwetsbare natuurgebieden duurzaam te beschermen die door o.a. verdroging en vermesting worden aangetast.

Daarom zullen rond dergelijke natuurgebieden aangepaste milieukwaliteitseisen kunnen gelden, mede ter overbrugging van de periode dat de algemene milieukwaliteit voor deze gebieden nog onvoldoende soulaas biedt".

3.3 Argumenten vanuit het milieubeleid voor het gebruik van biotische parameters

In hoeverre wordt in het milieubeleid de ruimte geboden om voor de milieukwaliteit ook biotische parameters te gebruiken ?

In het IMP-M 1986-1990 werd geconstateerd dat bij gebrek aan kennis het voorlopig niet mogelijk was de beoogde AMK volledig te omschrijven. Daarom werd de aandacht gericht op factoren die de grootste risico's voor mens en dier opleveren. De mogelijkheid om een nadere invulling te geven aan AMK wordt opengehouden. Er wordt tevens geconstateerd dat " met behulp van (biotische) indicatoren regelmatig het realiteitsgehalte van de gemaakte inschatting getoetst moeten worden, zodat zonodig bijstelling kan plaatsvinden" (IMP-M 1986-1990).

Het NMP (1989) stelt: "duurzame ontwikkeling impliceert een zodanige milieukwaliteit dat recht wordt gedaan aan de waarden van volksgezondheid en welbevinden, en aan intrinsieke waarden van planten, dieren en ecosystemen". Verder wordt opgemerkt dat: "Het stellen van normen voor de milieukwaliteit wordt gebaseerd op een risicobeleid. Daarvoor is nodig dat het risicobeleid zich niet alleen richt op de gezondheid en welbevinden van mensen maar ook op milieufuncties en natuurwaarden" (NMP, 1989).

Biotische parameters kunnen in twee situaties worden gebruikt:

- 1 In het NMP (1989) is opgemerkt dat o.a. de duinen en het veenweidegebied wat betreft natuurwaarde de algemene milieukwaliteit bepalen. Biotische kwaliteitsparameters moeten worden gebruikt om de duurzaamheid van de natuurfunctie te garanderen. Dit geldt zowel in een gebied dat alleen een natuurfunctie heeft als in een gebied dat meerdere functies kent, waaronder de natuurfunctie (bijvoorbeeld een combinatie van natuur

en landbouw). Soorten moeten in duurzame populaties voorkomen, ook als dit alleen mogelijk is door de interactie met andere functies (bv blauwgraslanden).

2. In een landbouw gebied dat totaal geen enkele natuurwaarde heeft (bestaat zo'n gebied ?) kunnen biotische parameters worden gebruikt indien zij informatie geven over de duurzaamheid van de functie landbouw. Bovendien kan worden gewezen op het feit dat voor duurzame ontwikkeling het nodig is dat de functies die het milieu in de toekomst kan vervullen behouden blijven (NMP, 1989). Ook hiervoor zouden biotische parameters kunnen worden gebruikt.

Naar aanleiding van het bovenstaande kunnen bij de milieukwaliteitsbepaling de volgende denkstappen gemaakt (Figuur 3.1):

1. Er wordt een dusdanige milieukwaliteit vereist dat in ieder gebied functies duurzaam kunnen blijven bestaan.
2. Per functie wordt een referentie opgesteld die duurzaamheid garandeert.
3. In het geval van multifunctionaliteit zal voor de combinatie van functies een optimaal streefbeeld moeten worden vastgesteld dat garanties biedt voor duurzaamheid van alle aanwezige functies. Dit zal per gebied moeten gebeuren.
4. De huidige toestand wordt hier aan afgemeten.

1.	2.	3.	4.
DUURZAAMHEID	--> REFERENTIE	PER	--> COMBINATIE VAN
VAN FUNCTIES	FUNCTIE	FUNCTIES	BEPALING

Figuur 3.1 Denkstappen bij het bepalen van de milieukwaliteit

4. DE TOEPASBAARHEID VAN DE AMOEBE-BENADERING OP TERRESTRISCHE GEBIEDEN

Bij het bepalen van de milieukwaliteit zijn een aantal punten van belang: keuze van gebiedsgrootte, het rekening houden met meerdere functies, het opstellen van een streefbeeld, het opstellen van dosis-effect relaties, en keuze van parameters. In dit hoofdstuk zal voor elk van deze onderwerpen gekeken worden naar de AMOEBE-benadering, welke problemen dit kan veroorzaken en welke oplossingen kunnen worden aangedragen. In Klijn et al. (1990, in voorbereiding) wordt een meer technische uitwerking gegeven.

4.1 Gebiedsindeling

Een van de uitgangspunten bij het project milieukwaliteitsbepaling is dat de methode landsdekkend kan worden uitgevoerd.

In Nederland als geheel is er een grote heterogeniteit wat betreft gesteente, relief, water, bodem, vegetatie, fauna, sociale en maatschappelijke factoren. Daarom is het wenselijk gebruik te maken van een gebiedsindeling in meer homogene eenheden.

Er bestaan op het moment diverse soorten gebiedsindelingen van Nederland. De grondslag van deze indelingen loopt sterk uiteen. Zo zijn er bijvoorbeeld indelingen op ecologische grondslag (ecodistricten; Klijn, 1989), op bestuurlijk-juridische grondslag (provincies, gemeenten), op hydrolologische grondslag (PAWN districten) etc.

Rijkswaterstaat is bij de AMOEBE-benadering uitgegaan van de Noordzee, de Waddenzee en de Delta tezamen. Inmiddels wordt voor alle drie afzonderlijk een AMOEBE opgesteld. Mede door de aard van het voornaamste compartiment (water) zijn dit relatief homogene gebieden.

Milieukwaliteit wordt met behulp van ecologische parameters bepaald. Daarom is een gebiedsindeling op ecologische grondslag verkiesbaar boven andere indelingen. De homogeniteit van ecologische parameters is bv. niet gegarandeerd bij een indeling op maatschappelijke grondslag.

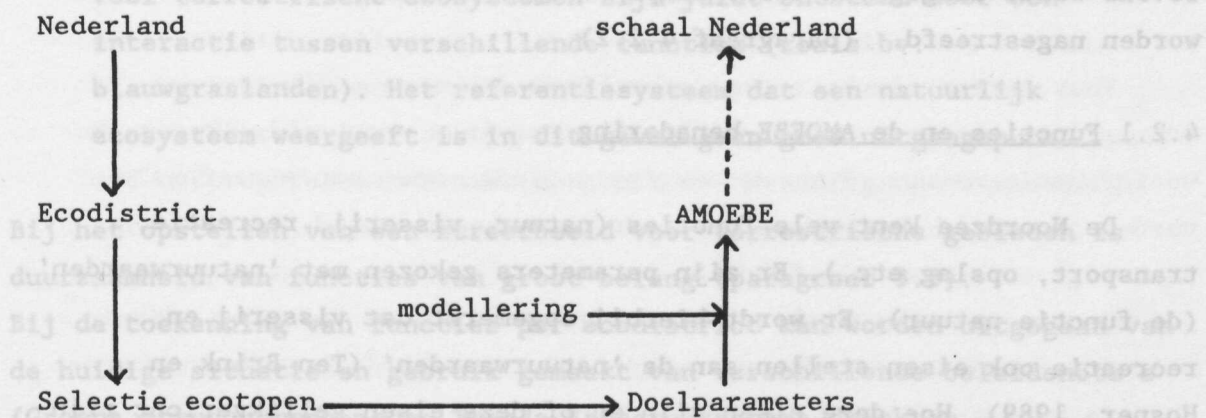
Welke gebiedsgrootte moet worden aangehouden? Er zijn ecologische indelingen van verschillende schaalniveau's. In Klijn (1988) worden van

hoog naar laag onderscheiden: ecozone, ecoprovincie, ecoregio, ecodistrict, ecosectie, ecoserie, ecotoop, en eco-element. Er kan om een aantal redenen worden gekozen voor ecodistricten. Ten eerste vormen ecodistricten een uitgangspunt bij het rapport Zorgen voor Morgen (1988). Ten tweede lijkt het niet haalbaar om op een lagerschaalniveau een landsdekkend beeld te verkrijgen. Ten derde worden de gegevens over verzuring en vermessing op een met ecodistricten vergelijkbaar schaalniveau aangeleverd (bv. Verzuringgebieden; agrarische indeling). Ten vierde zijn de ecodistricten reeds gekarteerd. Dit is voor de meeste andere indelingen nog niet of slechts gedeeltelijk gedaan.

Een ecodistrict is "een ruimtelijke eenheid die homogeen is wat betreft in de tijd slechts zeer langzaam veranderende abiotische kenmerken. Het betreft veelal geologische, geomorfologische en mesoklimatologische kenmerken en kenmerken van de diepe grondwaterstromen" (Klijn, 1988). In Nederland worden 37 ecodistricttypen onderscheiden.

Een probleem bij het gebruik van ecodistricten is dat ze wat betreft de biotische component niet homogeen zijn. Het zal daarom nodig zijn om selectief in te zoomen op een lager schaalniveau: ecotopen. Een ecotoop is een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van vegetatiestructuur, successiestadium en de voornaamste abiotische standplaatsfactoren die voor de plantengroei van belang zijn (Stevens et al, 1987). Het inzoomen kan worden gedaan door een inventarisatie te maken van ecotopen en hier een selectie uit te maken (Figuur 4.1).

Om tot een milieukwaliteitsbepaling voor geheel Nederland te komen kunnen AMOEBES, die per ecodistrict zijn gemaakt, worden samengevoegd.



Figuur 4.1 Werkschema voor het selecteren van gebieden t.b.v. milieukwaliteitsbepaling

4.2 Milieufuncties

In een gebied kunnen meerdere milieufuncties voorkomen. De milieukwaliteit kan voor alle functies tesamen worden bepaald of voor slechts een functie bv. de functie natuur.

Wat betreft de eisen die de functies aan het milieu stellen kunnen zich drie situaties voordoen:

1. Functies stellen gelijke gerichte eisen aan het milieu. Bijvoorbeeld de functie landbouw en natuur stellen beide eisen t.a.v. de belasting met zware metalen.
2. Functies stellen tegengestelde eisen aan het milieu. Bijvoorbeeld de functie landbouw en natuur stellen vaak tegengestelde eisen aan de grondwaterstand.
3. Een functie stelt eisen waar een andere functie indifferet voor is.

In dit hoofdstuk wordt aangegeven hoe bij de AMOEBE-benadering met multifunctionaliteit van de Noordzee is omgegaan (paragraaf 4.2.1). Tevens wordt aangegeven welke aanpak voor terrestrische systemen moet worden nagestreefd. (paragraaf 4.2.2)

4.2.1 Functies en de AMOEBE-benadering

De Noordzee kent vele functies (natuur, visserij, recreatie, transport, opslag etc.). Er zijn parameters gekozen met 'natuurwaarden' (de functie natuur). Er wordt hierbij opgemerkt dat visserij en recreatie ook eisen stellen aan de 'natuurwaarden' (Ten Brink en Hosper, 1989). Hoe deze eisen zijn en of deze eisen gelijkgericht zijn met de eisen vanuit de functie natuur is niet aangegeven.

De mate waarin de functies voorkomen in de Noordzee is niet constant in de tijd. Aan het begin van deze eeuw werd er aanzienlijk minder intensief gebruik gemaakt van de Noordzee dan nu. Bij het gebruik van een referentieperiode moet hier rekening mee worden gehouden.

De referentieperiode vertegenwoordigt hoge natuurwaarden maar laat weinig ruimte over voor de overige functies. Het is in de praktijk niet haalbaar om de overige functies te reduceren tot hun vroegere intensiteit. Daarom wordt naast de referentie een ecologische doelstelling geformuleerd. Dit is in paragraaf 2.2 aangegeven als de afweging met directe maatschappelijke kosten. De ecologische doelstelling geeft een reëel haalbaar doel aan voor de functie natuur, waarbij is afgewogen ten koste van welke functies dit doel kan worden bereikt.

Voor gebieden met de hoofdfunctie natuur is deze aanpak goed mogelijk, omdat de afweging niet hoeft te worden gemaakt.

4.2.2 Functies en terrestrische systemen

De AMOEBE-benadering heeft voor terrestrische toepassing twee problemen:

1. De milieukwaliteit moet voor alle functies worden bepaald (zie ook definitie milieukwaliteit, (paragraaf 2.1). En dus niet alleen voor gebieden met een natuurfunctie.

2. De invloed van gebruiksfuncties op de functie natuur is bij terrestrische systemen veel heviger dan bij aquatische systemen. Veel terrestrische ecosystemen zijn juist ontstaan door een interactie tussen verschillende functies (zoals bv. blauwgraslanden). Het referentiesysteem dat een natuurlijk ecosysteem weergeeft is in dit geval geen goed uitgangspunt.

Bij het opstellen van een streefbeeld voor terrestrische gebieden is duurzaamheid van functies van groot belang (paragraaf 3.3).

Bij de toekenning van functies per ecodistrict kan worden uitgegaan van de huidige situatie en gebruik gemaakt van verschillende beleidsnota's (Groene structuurschema's; Tweede Structuurschema drink en industriewater voorziening; 4e Nota R.O.).

4.3 Het streefbeeld

Om de milieukwaliteit te bepalen moet eerst worden geformuleerd wat een goede milieukwaliteit is. Per gebied kan dit worden ingevuld door een streefbeeld op te stellen: Een omschrijving van een gebied zoals het er uit moet zien.

Het opstellen van een streefbeeld kan op een aantal manieren gebeuren:

1. Een periode uit het verleden (=een referentieperiode)
2. Een ecosysteem elders (=een referentiegebied)
3. Met behulp van ecologische theorie

Bij de AMOEBE-benadering wordt geconstateerd dat het onbeïnvloede systeem is te gebruiken als referentie. Er is in dit geval gekozen voor een referentieperiode.

De keuze van de referentieperiode wordt door twee voorwaarden bepaald:

1. Om een goed beeld te krijgen van het onbeïnvloede systeem is het verstandig om ver terug te gaan in de tijd.
2. Om een nauwkeurig gekwantificeerd beeld te krijgen is het verstandig niet te ver terug te gaan in de tijd.

De uiteindelijke keuze is dan pragmatisch namelijk: "zo ver mogelijk in het verleden als er kennis over het systeem is". Voor de Noordzee komt dit neer op een periode rond 1930 (Ten Brink en Hosper, 1989).

Voor terrestrische ecosystemen biedt de keuze van het meest natuurlijke ecosysteem eigenlijk alleen soulaas voor gebieden met de hoofdfunctie natuur. Voor de overige gebieden moet een streefbeeld worden opgesteld dat garanties biedt voor duurzaamheid van alle aanwezige en potentiële functies.

De vraag hoe een gebied er uitziet, waarbij de functies zodanig worden vervuld dat dit duurzaam kan, is niet makkelijk te beantwoorden. De drie manieren om een streefbeeld op te stellen (referentie periode; referentie gebied, en ecologische theorie) kunnen enige houvast bieden. Ecologische theorie kan op een aantal manieren worden gebruikt. Bijvoorbeeld bij de schatting van de "minimum viable population size" maar ook vanuit de stofbenadering in de vorm van stofbalansen van gebruiksfuncties. Dit laatste wil zeggen dat er even veel stoffen (toxinen, stikstof, etc) een ecosysteem uit moeten gaan als dat er stoffen ingaan. Accumulatie van stoffen in het ecosysteem is meestal in strijd met duurzaamheid (vgl. sluiten van stofkringlopen; NMP, 1989, blz 82). Deze gedachte moet verder worden uitgewerkt. Hoewel uiteindelijk een pragmatische keuze van een streefbeeld kan worden gemaakt, is meer onderzoek nodig over het opstellen van streefbeelden.

4.4 Dosis-effectrelaties

Bij de AMOEBE-benadering kunnen twee onderdelen worden onderscheiden:

1. Het bepalen van de huidige milieukwaliteit.
2. Het evalueren van scenario's.

Ad 1 Het bepalen van de huidige milieukwaliteit bestaat uit twee stappen. Eerst moet per gebied worden vastgelegd wat het streefbeeld is. Vervolgens wordt de huidige situatie met het streefbeeld vergeleken. Waarom de milieukwaliteit goed of slecht is kan hierbij niet zonder meer worden beantwoord.

Ad 2 Voor het afwegen van scenario's is het van belang om te kunnen voorspellen hoe de parameters zich onder bepaalde condities zullen gedragen. Hiervoor is kennis van dosis effect relaties onontbeerlijk. Alleen met behulp van deze relaties kan worden beantwoord waarom de milieukwaliteit goed of slecht is. Dosis-effect relaties zijn dus van belang om een relatie te leggen met milieuproblemen (thema's) zoals bv.: verdroging, vermessing, verspreiding, verzuring, verstoring, vernietiging en versnippering.

In dit hoofdstuk zal worden behandeld op welke wijze dosis-effect relaties zijn opgenomen in de AMOEBE-benadering (paragraaf 4.4.1). Tevens zal een aanzet worden gegeven welke andere mogelijkheden nog kunnen worden gevolgd (paragraaf 4.4.2).

4.4.1 Dosis-effectrelaties en de AMOEBE-benadering

De Noordzee AMOEBE bestaat uit 32 biotische parameters. Tijdens een literatuurstudie is voor iedere parameter alle relevante kennis gebundeld in een zgn "ecologisch profiel" (RWS, 1989). In deze ecologische profielen worden de volgende onderwerpen onderscheiden: 1. Referentietoestand; 2. huidige toestand; 3. ecologie; en 4. ingreep-effect relaties. De beschrijving van de referentietoestand en de huidige toestand dienen vooral voor de kwaliteitsbepaling. De beschrijving van ecologie en ingreep-effect relaties dienen voor het evalueren van scenario's.

Bij het evalueren van scenario's is waar mogelijk gebruik gemaakt van bestaande populatiemodellen, zoals bijvoorbeeld voor fytoplankton en voor de zeehond. Het was niet altijd mogelijk om m.b.v. deze populatiemodellen relaties te leggen naar alle relevante milieuthema's. Dit komt omdat deze populatiemodellen meestal met specifieke vraagstellingen zijn gemaakt.

Voor veel parameters waren er echter geen bestaande populatiemodellen. In dit geval werd een dosis-effect model opgesteld aan de hand van de beschrijving van de ecologie op basis van "expert judgement".

De Bovenstaande benadering met de ecologische profielen vergt veel inspanning. Per parameter heeft het gemiddeld 2-3 weken gekost om een ecologisch profiel op te stellen (totaal +/- 75 werkweken). In een aantal gevallen werd de opdracht tot het maken van een ecologisch profiel uitbesteed aan ingenieursbureau's of andere deskundige team's.

4.4.2 Modellen voor het evalueren van scenario's

Bij het evalueren van scenario's moet de gehele causaliteitsketen worden beschreven. Er kunnen ruwweg drie soorten modellen worden onderscheiden:

1. Emissie modellen die met behulp van de emissie de globale belasting op het milieu voorspellen.
2. Ecosysteem modellen die met behulp van de globale belasting op het milieu de belasting van milieutypen en onderdelen van het ecosysteem voorspellen. Milieutypen zijn bijvoorbeeld ecotopen.
3. Ecosysteem modellen die met behulp van de belasting per milieutype de reactie van soorten voorspellen.

Ad 1 Een aantal van dergelijke emissie modellen bestaat reeds: bv Nationaal Model Vermesting. Op deze modellen zal in deze nota niet verder worden ingegaan.

Ad 2 De volgende mogelijkheden kunnen worden onderscheiden:

a) Risico beschrijving van de effecten van emissies van toxische stoffen op de functionele groepen. Hierbij kan een vergelijkbare procedure worden gevolgd als bij technieken van ecologische effectvoorspelling die op stofbalansen zijn gebaseerd (T. Aldenberg, 1989): het General Ecomodel van de RAND Corporation (Bigelow et al. 1977; Gezondheidsraad 1989).

b) Risico beschrijving van het verdwijnen of (verschijnen) van bepaalde gewenste ecotopen bij een bepaald beleid. Witte et al. (1989) heeft een model (DEMNET) opgesteld dat de effecten van waterbeheer op waardevollen ecotopen kan schatten. Hierbij is gebruik gemaakt van de ervaring en kennis van ecohydrologische specialisten.

Een vergelijkbare benadering is mogelijk voor het thema vermessing. Een dynamisch stikstofkringloop model kan aanknopingspunten geven over de bestaankansen van ecotopen met hoge natuurwaarden (voedselarm) op de lange duur bij een bepaalde depositie. Hiermee kunnen uitspraken worden verkregen als: Gegeven een bepaalde depositie neemt het areaal voedselarme ecotopen met 50% af.

Het is met bovenstaande modellen niet mogelijk om tot op soortsniveau te modelleren. Toch kan een zekere vertaalslag tot op soortsniveau worden gemaakt. Hierbij wordt gebruik gemaakt van onderdelen van het ecosysteem zoals bijvoorbeeld functionele groepen. Deze groepen worden onderscheiden op basis van hun plaats in het voedselweb (primaire producent; secundaire producent etc). Per functionele groep (of per ecotoop) kunnen in plaats van één soort meerdere soorten worden gebruikt in zgn. "groepen soorten". Voor zo'n "groep soorten" kan dan een risico benadering worden uitgevoerd. Er wordt voorspeld dat bij een bepaalde belasting een aantal soorten van "de groep" zal verdwijnen, zonder expliciet in te vullen welke soorten dat zijn. De relatie tussen een soort en de dosis is niet experimenteel bepaald, maar vloeit wat betreft de plantesoorten voort uit de ecotoopklasse indeling. Deze vegetatieindeling naar abiotische parameters is mede gebaseerd op de indicatiegetallen van Ellenberg (1979). Er wordt aangenomen dat er een normale verdeling is tussen het No Effect Level van de soorten en de stofbelasting.

Ad 3 Er zijn weinig modellen die tot op soortsniveau kunnen voorspellen en die tevens op een schaalniveau werken dat vergelijkbaar is met ecodistricten.

Het ICHORS kan in dit verband worden vermeld (Barendregt et al., 1986). In dit model kan voor plantensoorten de kans op voorkomen worden berekend bij een bepaalde set van abiotische condities. Voor iedere plant afzonderlijk is een regressieformule opgesteld die aan de hand van abiotische parameters de variantie in distributie kan beschrijven. Bij deze benadering, waarbij correlatieve verbanden worden gebruikt voor voorspelling, is

veldwerk nodig. Per provincie kost het 4 jaar of meer om de regressie vergelijkingen op te stellen. De methode is op het moment alleen nog maar operationeel voor water en moerasplanten. Met terrestrische vegetaties wordt dit jaar een start gemaakt in de provincie Zuid-Holland.

4.5 Het gebruik van verschillende soorten parameters voor ecologische normstelling.

De Gezondheidsraad (1989) constateert dat de normstelling in de milieuhygiëne tot nu toe hoofdzakelijk betrekking heeft gehad op abiotische parameters. Biologische parameters verdienen daarom extra aandacht. In het rapport "Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren" van de CUWVO (1988) wordt overigens al wel veel aandacht besteed aan biotische parameters. In deze paragraaf zal ingegaan worden op de vraag welk soort parameters gebruikt kan worden voor de bepaling van de milieukwaliteit van terrestrische gebieden (ecodistricten).

In paragraaf 3.5.1 wordt behandeld welke parameters Rijkswaterstaat gebruikt heeft voor haar Noordzee-AMOEBE. In paragraaf 3.5.2 wordt het begrippenkader met betrekking tot parameters en ecologische normstelling gegeven (Gezondheidsraad 1988, 1989). In paragraaf 3.5.3 worden argumenten gegeven om voor milieukwaliteitsbepaling van terrestrische gebieden zowel biotische als abiotische parameters te gebruiken.

4.5.1 Parameters en de AMOEBE-benadering

Ten Brink & Hosper (1989) stellen dat de beheersdoelstelling voor grote wateren o.a. betrekking heeft op "natuurwaarden". Natuurwaarden worden gedefinieerd als de "gewenste toestand van de biotische component van het watersysteem". De Noordzee-AMOEBE bestaat uit 32 biotische parameters, namelijk plante- en diersoorten. De soorten staan op de cirkel gegroepeerd volgens een taxonomische indeling: 3 zoogdiersoorten, 8 vogelsoorten, 5 vissoorten, 9 invertebraten, 3 wiersoorten, 2 planktonparameters (algen "totaal" en 1 soort), 1 hogere

plantesoort en 1 (ruimtelijke) structuurparameter: schorren/kwelders. De soorten die zijn uitgezet in het AMOEBE-plaatje van de Noordzee zijn gekozen op grond van de volgende argumenten (Ten Brink & Hosper, 1989):

1. Er moet kwantitatieve kennis over de soort beschikbaar zijn;
2. De soort moet stuurbaar zijn. Dat wil zeggen: het moet mogelijk zijn om door menselijk ingrijpen een gerichte en het liefst voorspelbare invloed op de gekozen soort uit te oefenen;
3. De soort moet eenvoudig en eenduidig meetbaar zijn;
4. De soort moet zo mogelijk iets meer zeggen over het systeem dan alleen over zichzelf;
5. De soort moet zo mogelijk politiek en maatschappelijk aanspreken.

De fysische en chemische component zijn alleen beschouwd voorzover de biotische component hieraan eisen stelt", aldus Ten Brink & Hosper (1989). In zogenaamde "ecologische profielen" (RWS, 1989) komen de fysische en chemische component ter sprake. In zo'n ecologische profiel wordt per doelparameter (soort) besproken welke fysische en chemische condities van belang zijn.

Het RIVM en het CML kiezen hun parameters voor milieukwaliteitsbepaling op grond van gelijksoortige argumenten (Klijn et al., 1990, in voorbereiding). Naast soorten (=biotische parameters) zullen echter ook abiotische parameters worden gebruikt, bijvoorbeeld: fysische, chemische, morfologische en hydrologische parameters (zie paragraaf 3.5.3).

4.5.2 Het begrippenkader van de Gezondheidsraad met betrekking tot parameters en ecologische normstelling.

De Commissie Ecologische Normen Waterbeheer van de Gezondheidsraad maakt onderscheid tussen doelparameters, conditionerende parameters en sturende parameters. Doelparameters en conditionerende parameters zijn ecologische parameters, d.w.z.: kwantificeerbare eigenschappen waarmee een ecosysteem of een gedeelte daarvan beschreven kunnen worden (Gezondheidsraad, 1989).

Doelparameters zijn de grootheden die door de maatschappij als doel gekozen worden. In het natuurbeleid zijn dit meestal biologische parameters (bijvoorbeeld de zeehond, de visotter, de zalm, etc.). Maar voor zwemwater bijvoorbeeld is het doorzicht (Secchi-diepte) een doelparameter. In dit geval gaat het dus om een abiotische parameter.

Conditionerende parameters oefenen invloed uit op doelparameters en/of op elkaar. Ze geven condities aan voor andere parameters. Vaak zal het gaan om abiotische variabelen (bijvoorbeeld het gehalte zware metalen in het sediment van een meer). Maar ook biotische variabelen kunnen conditionerend zijn. RWS bijvoorbeeld gebruikt in de Noordzee-AMOEBE de algenbiomassa als doelparameter. De algenbiomassa bepaalt echter weer het doorzicht van het water en is dus ook als conditionerende parameter te beschouwen.

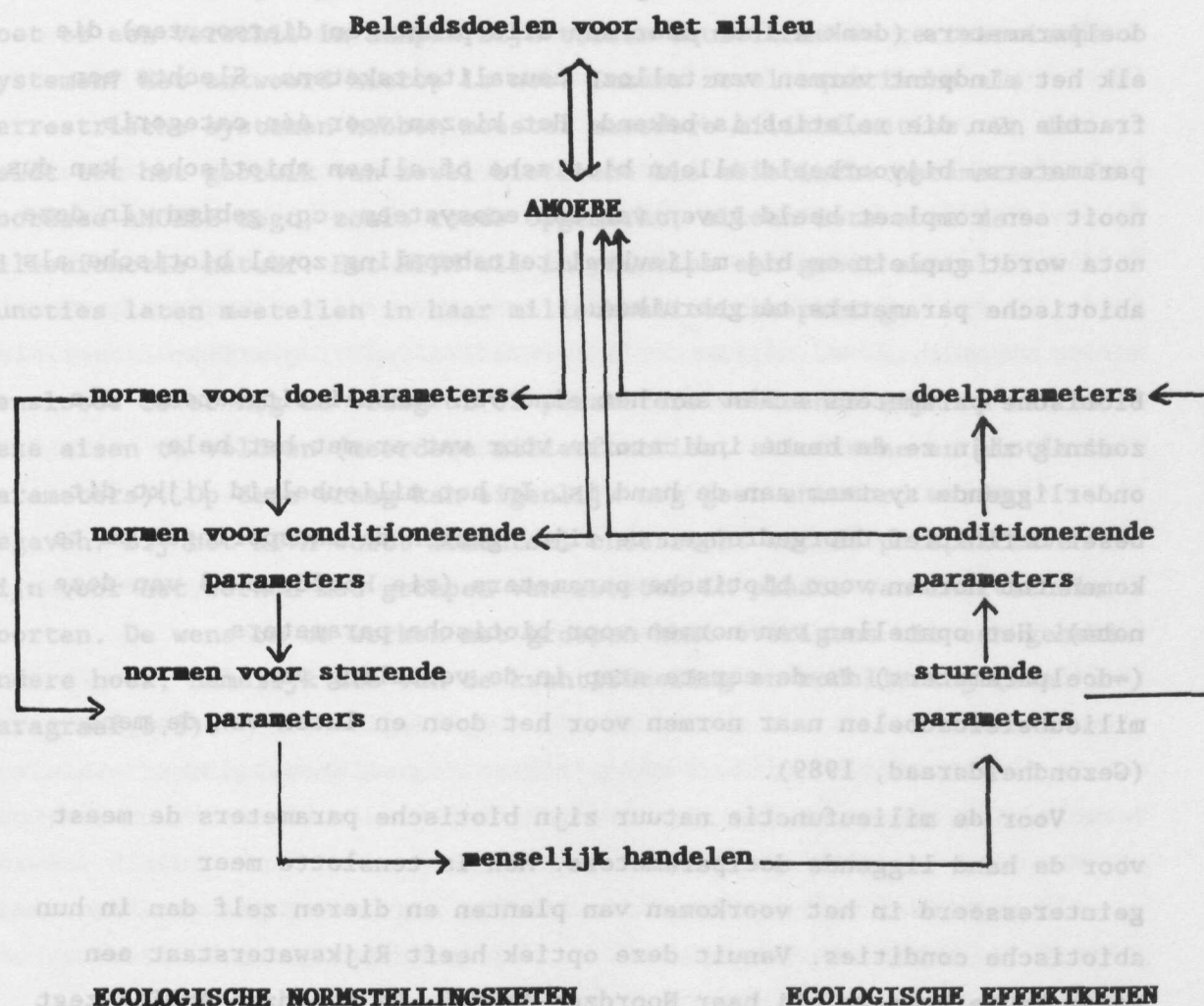
Sturende parameters hebben vooral te maken met het doen en laten van de mens. Hierbij moet men denken aan emissies van stoffen, waterwinning, infiltratie, jacht, visserij, etc. Ze bepalen de (getals)waarde van alle andere parameters. Ze staan aan het begin van de ecologische effectketen (syn. causaliteitsketen), zie Figuur 4.2

In Figuur 4.2 wordt aangegeven welke theoretische samenhang er bestaat tussen de drie soorten parameters. Rechts staat de ecologische effectketen en links de ecologische normstellingsketen. De eerste moet men als volgt lezen: menselijk handelen laat zich vertalen in een aantal sturende parameters, deze beïnvloeden de conditionerende parameters en deze beïnvloeden weer de doelparameters. Een voorbeeld: mensen maken PCB-houdende materialen, PCB's komen in het milieu (=sturende parameter), deze emissies geven aanleiding tot concentraties van PCB's in lucht, bodem, water en organismen (conditionerende parameters), en deze tenslotte beïnvloeden de zeehond (doelparameter).

In theorie werkt de ecologische normstellingsketen in tegenovergestelde richting. Dat wil zeggen: vanuit het milieubeleid wordt bepaald hoeveel zeehonden gewenst zijn (normen voor doelparameters), vervolgens wordt (per milieucompartiment) bepaald hoe hoog de PCB-concentratie mag zijn (normen voor conditionerende parameters), dit stelt eisen aan de emissies (normen voor sturende parameters) en dit geeft aanleiding tot veranderingen in het menselijk handelen (afschaffing van PCB-houdende verpakkingsmaterialen).

In de praktijk wordt de eerste stap (het vaststellen van normen voor doelparameters) nog vaak overgeslagen. Normen voor fysische en chemische parameters zullen als gevolg daarvan vaak willekeurig zijn gekozen.

In Figuur 4.2 wordt een mogelijke plaats voor de AMOEBE in het normstellingsproces aangegeven. Te zien is dat een AMOEBE-plaatje opgebouwd wordt uit ecologische parameters (doelparameters en conditionerende parameters).



Figuur 4.2 De ecologische normstellingsketen en de ecologische effectketen (Udo de Haes en van der Voet, 1987) en een mogelijke plaats voor de AMOEBE-methode bij het opstellen en operationaliseren van beleidsdoelen voor het milieu. Naar: Gezondheidsraad (1989).

4.5.3 Biotische en abiotische parameters

Stel: men kent van een gebied alle causaliteitsketens, inclusief hun onderlinge relaties. Ecologische normstelling zou zich dan kunnen richten op of sturende, of conditionerende, of doelparameters. Een volledige set van normen, op welk niveau dan ook, zou de situatie op de andere niveau's in de causaliteitsketen vastleggen. Het is duidelijk dat deze situatie zich nooit zal voor doen.

Wat is de realiteit? Er zijn vaak duizenden mogelijke doelparameters (denk alleen maar aan alle plant- en diersoorten) die elk het eindpunt vormen van talloze causaliteitsketens. Slechts een fractie van die relaties is bekend. Het kiezen voor één categorie parameters, bijvoorbeeld alleen biotische of alleen abiotische, kan dus nooit een compleet beeld geven van een ecosysteem, cq. gebied. In deze nota wordt gepleit om bij milieukwaliteitsbepaling zowel biotische als abiotische parameters te gebruiken:

Biotische parameters staan aan het eind van causaliteitsketens. Als zodanig zijn ze de beste indicatoren voor wat er met het hele onderliggende systeem aan de hand is. In het milieubeleid lijkt dit besef definitief doorgedrongen te zijn, gezien de aansporingen om te komen tot normen voor biotische parameters (zie Hoofdstuk 3 van deze nota). Het opstellen van normen voor biotische parameters (=doelparameters) is de eerste stap in de vertaling van milieubeleidsdoelen naar normen voor het doen en laten van de mens (Gezondheidsraad, 1989).

Voor de milieufunctie natuur zijn biotische parameters de meest voor de hand liggende doelparameters. Men is tenslotte meer geïnteresseerd in het voorkomen van planten en dieren zelf dan in hun abiotische condities. Vanuit deze optiek heeft Rijkswaterstaat een goede keuze gemaakt bij haar Noordzee-AMOEBE. De Noordzee-AMOEBE zegt echter bijna niets over andere functies dan natuur.

Het is wenselijk abiotische parameters te gebruiken bij de bepaling van milieukwaliteit, zelfs al zou de milieufunctie van een gebied uitsluitend natuur zijn. Het is immers denkbaar dat de abiotische condities in orde zijn, maar dat de gekozen biotische parameters

(soorten) nog niet gereageerd hebben. Ook is het mogelijk dat een soort nog helemaal niet aanwezig is terwijl de condities dit wel toelaten.

Voor milieufuncties anders dan natuur ligt het voor de hand om (ook) abiotische parameters de gebruiken. De kwaliteit van veel produktiegoederen (bijvoorbeeld vee, vis, gewassen, hout en drinkwater) staat en valt in principe met concentraties van stoffen in het milieu. Ook om de gezondheid en veiligheid van de mens zelf te waarborgen kan men niet om het gebruik van abiotische parameters heen.

Moet er een verschil in aanpak zijn tussen aquatische en terrestrische systemen? Het antwoord hierop is nee. Immers zowel aquatische als terrestrische systemen hebben meestal meerdere milieufuncties. En dat leidt tot het gebruik van zowel biotische als abiotische parameters. De Noordzee-AMOEBE zegt, zoals reeds opgemerkt, alleen iets over de milieufunctie natuur. Het RIVM wil in principe een groot aantal functies laten meetellen in haar milieukwaliteitsbepaling.

Tenslotte is er nog de vraag of 32 parameters voldoende zijn om aan al deze eisen te voldoen (meerdere milieufuncties, abiotische en biotische parameters). Op deze vraag kan eigenlijk nog geen antwoord worden gegeven. Bij het RIVM wordt momenteel onderzocht wat de perspectieven zijn voor het werken met groepen van soorten in plaats van individuele soorten. De wens om te werken met groepen komt overigens uit een geheel andere hoek, namelijk die van de kwantificering en modellering (zie paragraaf 3.3).

5 CONCLUSIES

De hoofdconclusie van deze nota is dat de AMOEBE-benadering goede perspectieven biedt voor de bepaling van de milieukwaliteit van terrestrische systemen, mits een aantal aanpassingen worden gepleegd.

Bij de AMOEBE-benadering wordt een ecologisch doelstelling (=milieukwaliteit) opgesteld door een afweging te maken tussen maatschappelijke kosten en het herkrijgen van garanties op drie fundamentele waarden: productie, diversiteit, en zelfregulering (Hoofdstuk 2). De beoogde milieukwaliteit is hierdoor afhankelijk van sociale en economische factoren.

In Hoofdstuk 3 is uiteengezet dat het wenselijk is om aan te sluiten bij de doelstelling duurzame ontwikkeling van het Nederlandse milieubeleid. De doelstelling duurzame ontwikkeling houdt ondermeer in dat er een dusdanige milieukwaliteit is dat alle aanwezige milieufuncties duurzaam worden vervuld. Zowel algemene milieukwaliteit als bijzondere milieukwaliteit moeten deze duurzaamheid garanderen. Bijzondere milieukwaliteit wordt vereist indien een gebied of een functie bijzondere eisen stelt aan het milieu.

Bij de AMOEBE-benadering wordt uitgegaan van biotische doelparameters (paragraaf 4.5.1). Aan abiotische parameters wordt geen kwaliteitswaarde toegekend.

In paragraaf 3.3 is geconcludeerd dat vanuit het beleid argumenten aan te voeren zijn om milieukwaliteitsbepaling cq. ecologische normstelling uit te voeren met zowel abiotische als biotische parameters.

In paragraaf 4.5.3. zijn milieukundige argumenten gegeven voor het gebruik van beide soorten parameters. Het is wenselijk om biotische parameters te gebruiken omdat: ze voor de functie natuur de doelen vormen, ze aan het eind van de causaliteitsketen staan, en aan het begin van de ecologische normstellingsketen. Abiotische parameters verdienen aanbeveling omdat ze voor gebruiksfuncties van belang zijn en omdat ze de condities voor biotische parameters bepalen.

Rijkswaterstaat heeft de AMOEBE-benadering op een relatief groot homogeen gebied toegepast: de Noordzee. Bij milieukwaliteitsbepaling van grote terrestrische gebieden gaat heterogeniteit een probleem vormen. Daarom is gezocht naar een geschikte gebiedsindeling.

In paragraaf 4.1 is vastgesteld dat voor het bepalen van de milieukwaliteit van Nederland een gebiedsindeling op ecologische grondslag wenselijk is. Een indeling in ecodistricten kan een goed uitgangspunt zijn. Hiermee wordt bijvoorbeeld aangesloten op de gebiedsindeling die in 'Zorgen voor Morgen' (1988) wordt gebruikt. De wens om kleinere, homogener schaalniveau's te bestuderen blijft echter.

De Noordzee AMOEBE richt zich primair op de functie natuur. Er wordt geen oplossing aangedragen hoe met de overige functies rekening gehouden kan worden.

In paragraaf 4.2 is aangegeven hoe kan worden omgegaan met multifunctionaliteit in gebieden. Het is wenselijk een streefbeeld op te stellen waarbij duurzaamheid van alle functies wordt gegarandeerd (paragraaf 4.3). Hierbij kan gebruik gemaakt worden van een referentieperiode, een referentiegebied en/of ecologische theorie (bijvoorbeeld stofbalansen). Hoe dit in praktijk uitgevoerd kan worden is nog niet aan te geven.

In paragraaf 4.4 is uiteengezet hoe bij de Noordzee AMOEBE dosis-effect relaties gestalte hebben gekregen. Dit is gedaan aan de hand van reeds bestaande populatiemodellen en op basis van expert judgement. Ecosysteemmodellen kunnen op dit punt een belangrijke versterking vormen. Hierbij kan worden gedacht aan modellen die een risicobeschrijving geven voor parameters. Deze modellen maken gebruik van stofbalansen, voedselkringlopen en ecotopen.

LITERATUUR:

- Aldenberg, T. (1989). Integrale modellering van ecologische effecten, interne notitie RIVM.
- Anoniem, 1980. Structuurschema Natuur en Landschapsbehoud. Deel a: Beleidsvoornemen. Tweede Kamer, zitting 1980-1981. 16820 nrs. 1-2.
- Anoniem, 1980. De Structuurschema Drink- en Industrierwatervoorziening. Deel 1: Beleidsvoornemen. Tweede Kamer, zitting 1980-1981 16725 nrs. 1-2.
- Anoniem, 1985. Meerjarenplan Bosbouw. Tweede Kamer, vergaderjaar 1985-1986, 18630 nrs. 5-6.
- Barendrecht, A., M.J. Wassen, J.T. de Smidt, en E. Lippe (1986). Ingreep-effect voorspelling voor waterbeheer. Landschap, No 1., 41-55 pp.
- Bigelow, J.H. et al. (1977). Protecting an Estuary from floods, A policy analysis of the Oosterschelde Vol. III., Assesment of long-run ecological balances, RAND, R-2121/3-Neth.
- Brink, B.J.E. ten (1988). Hoe natuurbeleid te vertalen in watersysteemdoelstellingen? Notitie GWWS-88.192, RWS, DGW, Den Haag.
- Brink, B.J.E. ten & F. Colijn (1988). Onze watersystemen incompleet en onevenwichtig van opbouw. Zoutkrant (2), nr.5, p:2. RWS, DGW, Den Haag.
- Brink, B.J.E. ten & S.H. Hosper (1989). Naar toetsbare ecologische doelstellingen voor het waterbeheer: de AMOEBE-benadering. H2O (22), nr.20. pp:612-617.
- Ellenberg, H. (1979). Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica bd 9. Verslag Erich Goltze, Gottingen.

Gezondheidsraad (1984). Advies inzake een begrippenlijst ten behoeve van ecologische normen waterbeheer (Deeladvies I). Rapport no 84/37, 55 pp, Den Haag.

Gezondheidsraad (1988). Ecologische normen waterbeheer. Deeladvies II: keuze van parameters. Rapport no 88/06, 60 pp, Den Haag.

Gezondheidsraad (1989). Ecologische normen waterbeheer. Deeladvies III: Beschrijving van de parameters. Rapport no 89/21, 423 pp, Den Haag.

IMP-M (1986-1990). Indicatief Meerjaren Programma Milieubeheer 1986-1990. Tweede Kamer, vergaderjaar 1985-1986, 19204, nrs. 1-2.

Klijn, F. (1988). Milieubeheergebieden. CML en RIVM, Rapportnr. 758702001, 222 pp.

Klijn, F., J.B. Latour, M.I. Nip, C.L.G. Groen, H.A. Udo de Haes, M.M.H.E. van den Berg (1990, in voorbereiding): De Milieukwaliteit van ecodistricten: methode en aanzet tot uitwerking.

MP (1989-1992). Milieuprogramma 1989-1992. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 20803, nrs. 1-2.

NMP (1989). Nationaal Milieubeleidsplan. Tweede Kamer vergaderjaar 1988-1989, 21137, nrs. 1-2.

RWS, (1989). Ecologische profielen (5 delen), Rijkswaterstaat, Dienst-getijdewateren, Den Haag.

Smit-Kroes, N. (1989) Lezing van de minister van Verkeer en Waterstaat bij de opening van het 3e Noordzee seminar 'distress signals', 31-5-89, te Rotterdam. 'In Proceedings North Sea Seminar, Rotterdam, (in druk).

Strien, W. van (1989). 'Amoebe' toont ontwrichting Noordzee aan. Volkskrant 1 juli 1989.

Symposium 'Op weg naar een duurzaam milieu', 1 t/m 2 februari 1990, Utrecht

In 'Het spel en de Knikkers Deel 1 en Deel 2', Proceedings van symposium, (in voorbereiding)

Udo de Haes, H.A., en E. van der Voet (1987). Richtlijnen voor de ammoniakemissie van intensieve veehouderijbedrijven. Een voorbeeld van afgeleide ecologische normstelling. Landschap 4, themanummer, pp 51-57.

Witte, J.P.M., F.H.M. van der Ven, F.A.M. Claessen, C.R.A. Overmars, W. Stortelder, H.W.J. van der Valk, R. van der Meijden, en G. Veenbaas (1989). Predicting the effects of national water management on terrestrial ecosystems in the Netherlands. In 'Closing the gap between theory and practice (Proceedings of the Baltimore Symposium, May 1989, IAHS Publ. no. 180, 1989.

Zorgen voor Morgen: Nationale milieuverkenning 1985-2010 (1988). Eindredactie: F. Langeweg.- Alphen aan de Rijn: Samsom H.D. Tjeenk Willink, 456 pp.

4e Nota R.O. (1988). Vierde nota Ruimtelijke Ordening. Rijks Planologische Dienst, Ministerie van VROM, Den Haag

Ellenberg, H. (1979). Zeigerwerte der Gefaesspflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica bd 9. Verlag Erich Goltze, Göttingen.

57.1.23^C

