RANDVOORWAARDEN VOOR NATUURLIJKE KWALITEIT IN PLEISTOCENE ZANDGEBIEDEN

Een onderzoek vanuit de persistentietheorie
in het perspectief van planning

CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS
0000 0575 5703

promotor:	dr ir F. Kleefmann, hoogleraar in de planologie
co-promotor:	dr R.H.G. Jongman, universitair docent landschapsecologie

NN08201, 1738

Lilian van den Aarsen

RANDVOORWAARDEN VOOR NATUURLIJKE KWALITEIT IN PLEISTOCENE ZANDGEBIEDEN

Een onderzoek vanuit de persistentietheorie
in het perspectief van planning

Proefschrift
ter verkrijging van de graad van doctor
in de landbouw- en milieuwetenschappen
op gezag van de rector magnificus,
dr C.M. Karssen
in het openbaar te verdedigen
op vrijdag 18 februari 1994
des namiddags om vier uur in de aula
van de Landbouwuniversiteit te Wageningen

ISN 593476

BIBLIOTHEEK
LANDBOUWUNIVERSITEIT
WAGENINGEN

CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Aarsen, Lilian van den

Randvoorwaarden voor natuurlijke kwaliteit in pleistocene
zandgebieden : een onderzoek van de persistentietheorie in het perspectief van planning /
Lilian van den Aarsen. - [S.l. : s.n.]
Ook verschenen in handelseditie: Wageningen :
Landbouwuniversiteit Wageningen, 1994. - (Wageningse
ruimtelijke studies, ISSN 0923-4373 ; 10). - Proefschrift
Wageningen. - Met lit. opg. - Met samenvatting in het
Engels.
ISBN 90-5485-200-3
Trefw.: ecosystemen ; duurzaamheid

NN08201, 1738

STELLINGEN

1. Het spanningsveld tussen duurzaamheid en dynamiek komt voort uit de dubbele positie die de mens inneemt ten opzichte van het natuurlijk substraat. "Man is part of nature and yet he is not; and in that tension he finds his existence".
   Thomas Sieger Derr, Ecology and Human Need, Philadelphia: Westminster Press, 1975: p. 61

2. Het streven naar duurzaamheid moet worden opgevat als een maatschappelijk debat. De uitkomst van dit debat is afhankelijk van de lengte van ons voorstellingsvermogen en van de breedte van ons communicatievermogen.
   dit proefschrift; F. Kleefmann, Duurzaamheid en dynamiek, aanleiding voor een nieuwe planningsaanpak, in: Planologische Discussiebijdragen 1991, pp. 477-485

3. Omdat de fysieke aspecten van het vraagstuk van duurzaam behoud en ontwikkeling van natuurlijke kwaliteit sterk samenhangen, is op het niveau van planning en sturing een even sterke samenhang noodzakelijk.
   dit proefschrift

4. De vraag "Welke natuurlijke kwaliteit willen we waar behouden of herstellen?" kan met geen enkele ecologische theorie worden beantwoord; dit betreft een maatschappelijke, dus politieke keuze.
   dit proefschrift

5. Vanuit de optiek van de persistentie van natuur-ecosystemen is het huidige omgevingsbeleid onvoldoende.
   dit proefschrift

6. Bij omgevingsplanning is het ongewenst vooraf te kiezen voor algemene inrichtingsprincipes, enerzijds omdat de problemen ten aanzien van natuurlijke kwaliteit daarvoor een te grote differentiatie vertonen en anderzijds omdat het aantal mogelijke ontwikkelingsperspectieven voor de leefomgeving daarmee op voorhand kan worden beperkt.
   dit proefschrift

7. De aanpak door middel van 'ver'-thema's uit het milieubeleid verdient navolging op andere beleidsterreinen. Zo vragen op het sociale vlak de thema's verwaarlozing, vervaging en verwijdering om overheidszorg.

8. Omdat de verinnerlijking van milieuthema's in het beleid van de andere ministeries nog onvoldoende heeft plaatsgevonden, kan het Ministerie van VROM nog niet worden opgeheven.

40951

9. De emancipatie van vrouwen stagneert, omdat het uitgangspunt dat vrouwen alleen geschikt zijn voor het huishouden, slechts vervangen is door het uitgangspunt dat alleen vrouwen geschikt zijn voor het huishouden.

10. De LUW kan slechts dan een zinvolle bijdrage leveren aan het streven naar duurzame ontwikkeling, als het onderzoek op het raakvlak tussen de natuurwetenschappen en de sociale wetenschappen sterk wordt uitgebreid.

11. Als ondernemen vooruitzien betekent, had de BV Nederland beter kunnen investeren in een ondergrondse aanleg van de Betuwespoorlijn.

12. De huidige belangstelling voor dinosaurussen strookt niet met wat Sheldrake de ontwijde visie op de natuur noemt, die inhoudt dat ook de mens slechts een van de soorten op aarde is, wier voortbestaan op toeval berust.
R. Sheldrake, De wedergeboorte van de natuur, Houten: De Haan, 1993

Lilian van den Aarsen
Randvoorwaarden voor natuurlijke kwaliteit in pleistocene zandgebieden,
een onderzoek vanuit de persistentietheorie in het perspectief van planning.
Wageningen, 18 februari 1994

Aan mijn ouders

INHOUDSOPGAVE

VOORWOORD ix

SAMENVATTING xi

DE CONTEXT VAN HET VRAAGSTUK:
DUURZAAMHEID ALS PLANNINGSOPGAVE 1
1.1 Inleiding 1
1.2 De leefomgeving als Maatschappelijk-Fysieke Organisatie 2
1.3 Een ecologische invalshoek van planning 6
1.4 Onderzoeksopzet en afbakening van het onderzoeksveld 8
1.5 Samenvatting van de onderzoeksvragen 11

GRENZEN AAN DUURZAAMHEID 13
2.1 Inleiding 13
2.2 Ecosystemen als systemen met een meervoudige hiërarchische organisatie 14
2.3 Zelfregulatie van ecosystemen 16
2.4 Persistentie en meervoudige hiërarchische organisatie 22
2.5 Persistentie en menselijke regulatie 25

PERSISTENTIE VAN AGRO-ECOSYSTEMEN EN
NATUUR-ECOSYSTEMEN 27
3.1 Inleiding 27
3.2 Een model voor de analyse van agro- en natuurecosystemen 27
3.3 Persistentie 38
3.4 Grenzen aan de persistentie van agro- en natuur-ecosystemen 47

AGRO-ECOSYSTEMEN EN NATUUR-ECOSYSTEMEN IN
PLEISTOCENE ZANDGEBIEDEN 51
4.1 Inleiding 51
4.2 Het natuurlijk substraat van de pleistocene zandgebieden 51
4.3 Ontwikkeling van agro-ecosystemen 55
4.4 Persistentie van agro-ecosystemen in pleistocene zandgebieden 60
4.5 Agro-ecosystemen en natuurlijke kwaliteit 70
4.6 Ontwikkelingen in natuur-ecosystemen 74
4.7 Persistentie van natuur-ecosystemen 76
4.8 Persistentie als opgave voor planning 86

BELEIDSINTENTIES TEN AANZIEN VAN
NATUURLIJKE KWALITEIT 89
5.1 Inleiding 89

5.2 Het Natuurbeleidsplan 89
5.3 Het Nationaal MilieubeleidsPlan (Plus) 93
5.4 De Derde Nota Waterhuishouding 98
5.5 Structuurnota Landbouw 100
5.6 Vierde Nota Ruimtelijke Ordening (Extra) 102
5.7 Discussie 105

OP ZOEK NAAR RANDVOORWAARDEN VOOR NATUURLIJKE KWALITEIT IN DE STROOMGEBIEDEN VAN BEERZE EN REUSEL 115
6.1 Inleiding 115
6.2 Opzet van de case-studie 118
6.3 Kerngebied Oisterwijkse Bossen en Vennen en Kampina 120
6.4 Verbindingszones in de Hilver 141
6.5 Natuurontwikkeling in de beekdalen van Beerze en Reusel 154
6.6 Discussie: ecologische randvoorwaarden voor de persistentie van natuur-ecosystemen 168
6.7 Consequenties voor agro-ecosystemen 173
6.8 Discussie: consequenties voor agro-ecosystemen 187

EEN ECOLOGISCHE INVALSHOEK VOOR PLANNING 193
7.1 Inleiding 193
7.2 Reflectie op het theoretisch kader 194
7.3 Perspectieven voor planning 198
7.4 Tot slot : duurzaamheid als planningsopgave 202

SUMMARY 205

LITERATUUR 211

VOORWOORD

Het onderwerp van dit proefschrift betreft de steeds terugkerende problemen in de betrekking tussen landbouw en natuur. Waar ik me tijdens mijn studie vooral heb gericht op de problemen in veenweidegebieden, betrof de opdracht voor het voorliggende aio-onderzoek de situatie in de pleistocene zandgebieden. Dat zich ook daar grote problemen voordoen, is, denk ik, algemeen bekend: de meeste mensen die ik over mijn onderzoek vertelde, knikten begrijpend en sneden het onderwerp van de mestoverschotten aan.

Dit onderzoek gaat over meer zaken dan mest alleen. Zoals in de titel is aangegeven, ben ik op zoek gegaan naar randvoorwaarden voor natuurlijke kwaliteit. Vaak wordt natuurlijke kwaliteit gebruikt als synoniem voor zeldzame en/of bedreigde plant- en diersoorten. In dit proefschrift wordt het begrip breder ingevuld, namelijk als de kwaliteit van het samenhangend geheel van water, bodem, lucht, planten en dieren, dat de basis voor ons menselijk bestaan vormt. Vanuit het perspectief van planning zijn daarbij verschillende maatschappelijke doelstellingen in het geding, die elk specifieke eisen ten aanzien van die natuurlijke kwaliteit stellen. Ook in de landbouw is natuurlijke kwaliteit van belang, bijvoorbeeld als het gaat om de bodemvruchtbaarheid of de gezondheid van vee en gewas.

Mijn onderzoek bevindt zich op het snijvlak van ecologie en planning. Nu zijn snijvlakken of grensgebieden soms gevaarlijke zones: het gevaar zit hem daarin dat de onderzoeker door beide kanten als een vreemdeling wordt beschouwd. Aan de andere kant zijn het in wetenschappelijk opzicht vaak uitdagende gebieden, waar spannende dingen gebeuren. De ontwikkelingen op het gebied van landbouw en natuur gaan snel, waardoor het niet goed mogelijk is alle actuele zaken in een proefschrift mee te nemen. Eind november 1993 verscheen bijvoorbeeld de ontwerp-nota Ecosysteemvisies, waarvan de noodzaak in dit onderzoek sterk wordt benadrukt. Ook het beleid blijft in beweging, getuige de Notitie mest- en ammoniakbeleid derde fase en het Nationale Milieubeleidsplan 2. In mijn onderzoek ligt het accent dan ook vooral op de methodische aspecten van het zoeken naar randvoorwaarden voor natuurlijke kwaliteit.

Tijdens mijn zoektocht ben ik door een groot aantal mensen geholpen en gesteund. In de eerste plaats wil ik mijn beide promotoren, prof. dr ir Fer Kleefman en dr Rob Jongman, bedanken voor hun enthousiasme en hun kritisch commentaar. Zij werden terzijde gestaan door mijn andere collega's bij de sectie Planologie, waarvan ik met name Hans Hetsen, Marjan Hidding, Maarten van der Vlist en Rik Eweg wil bedanken. Mijn dank gaat verder uit naar Toon Jansen voor zijn redactioneel commentaar en de hulp bij het drukklaar maken van het geheel. Elisabeth van Aller maakte niet alleen de cursus 'Engels voor aio's' tot een feest, ze heeft ook een belangrijke bijdrage geleverd aan de engelse samenvatting van het onderzoek. Gerrit Kleinrensink, Adrie van 't Veer en Henk de Rooy verzorgden het kartografische gedeelte, waarbij Adrie ook het omslag heeft

verzorgd. Heleen Wessel was zeer behulpzaam bij het opmaken van de tekst. Gerard van der Moolen en Wieske Meijers hebben me talloze malen voorzien van de gewenste literatuur.
Tevens hebben een aantal studenten een bijdrage geleverd aan mijn onderzoek. In chronologische volgorde wil ik Benno Bos, Herman Agricola, Manon van den Boogaard, Gerda van den Bosch, Annemarie van Hoorn, Stephan Melis en Marlies de Nijs bedanken voor de prettige samenwerking.
Tot slot wil ik mijn familie en de grote groep vrienden en vriendinnen bedanken zonder wiens zeer persistente medeleven en steun het allemaal lang niet zo goed was verlopen. Met name Irma, Margot, Rik, Nicole, Liz, mijn buren, huisgenoten en voor de dagelijkse steun Hak, bedankt!

SAMENVATTING

DE CONTEXT VAN HET VRAAGSTUK: DUURZAAMHEID ALS PLANNINGSOPGAVE

De voortschrijdende achteruitgang van planten en dieren en de afname van de kwaliteit van water, bodem en lucht, in dit onderzoek samengevat als de afname van natuurlijke kwaliteit, vormt een belangrijke opgave voor de Nederlandse overheid. Het streven naar duurzaamheid en duurzame ontwikkeling is daarbij het belangrijkste uitgangspunt van planning en beleid. Dit onderzoek is toegespitst op de betrekking tussen landbouw en natuurbehoud en -ontwikkeling in de pleistocene zandgebieden, waar sprake is van een relatief grote afname van natuurlijke kwaliteit.

De begrippen 'duurzaamheid' en 'duurzame ontwikkeling' kunnen op verschillende manieren worden ingevuld; in dit onderzoek staat het streven naar duurzaamheid in ecologische zin centraal. Hieronder wordt verstaan het streven naar een zodanige kwaliteit van het samenhangend geheel van planten, dieren, water, bodem en lucht (het natuurlijk substraat genoemd), dat realisatie van verschillende maatschappelijke doelstellingen langdurig mogelijk is. Daartoe is het noodzakelijk dat ecologische grenzen aan de omvorming van het natuurlijk substraat in acht worden genomen. Om ook de betrekking tussen landbouw en natuurbehoud/ontwikkeling vanuit de vraag naar grenzen van natuurlijke kwaliteit te beschouwen, zijn landbouw- en natuurgebieden opgevat als respectievelijk *agro-ecosystemen* en *natuur-ecosystemen*. Agro-ecosystemen zijn ecosystemen waarvan het functioneren wordt gereguleerd vanuit een landbouwkundige produktiedoelstelling. Onder natuur-ecosystemen worden in dit onderzoek zowel natuurgebieden als landschapselementen (houtwallen, heggen e.d.) verstaan, voor zover het functioneren van deze ecosystemen wordt gereguleerd vanuit een natuurbeheersdoelstelling.

In dit onderzoek wordt verondersteld dat planning behoefte heeft aan een ecologische invalshoek om te komen tot duurzame ontwikkelingsperspectieven voor de leefomgeving. In de eerste plaats is een uitwerking van het globale concept van duurzaamheid in ecologische zin van belang. In dit onderzoek gaat het daarbij om de vraag welke agro- en natuur-ecosystemen duurzaam behouden dan wel ontwikkeld moeten worden. Gekoppeld aan deze keuze moet worden aangegeven aan welke kenmerken het duurzaam behoud en/of ontwikkeling van deze typen ecosystemen wordt afgemeten, welke *graadmeters* voor duurzaamheid worden gehanteerd. De keuze voor graadmeters moet gepaard gaan met een duiding van de grenzen aan het beschouwde kenmerk.

In de tweede plaats heeft planning behoefte aan kennis van de ecologische processen die ten grondslag liggen aan het duurzaam functioneren van de genoemde typen ecosystemen. Welke ecologische grenzen dienen in acht te worden genomen, wil men de gewenste natuurlijke kwaliteit - afgemeten aan de gekozen graadmeters - duurzaam behouden dan wel ontwikkelen? In dit onder-

zoek worden zulke randvoorwaarden opgevat als *bouwstenen* voor duurzaamheid.

GRENZEN AAN DUURZAAMHEID

Als theoretische basis voor de zoektocht naar een ecologische invalshoek voor planning is in dit onderzoek uitgegaan van de theorie van persistentie van ecosystemen met een meervoudige hiërarchische organisatie. De hiërarchische organisatie van ecosystemen is het resultaat van verschillen in snelheid en ruimtelijke schaal van de voor het systeem als geheel belangrijke processen. Binnen deze hiërarchische organisatie worden drie dimensies onderscheiden, gerelateerd aan verschillende benaderingen van het concept 'ecosysteem'. De *functionele dimensie* omvat de hiërarchische structuur van energie- en materiestromen, de *biotische dimensie* het hiërarchisch gestructureerde netwerk van soorten, en de *ruimtelijke dimensie* tot slot omvat de hiërarchische ruimtelijke rangschikking van ecosystemen en hun relaties met andere ecosystemen. Verschillende typen ecosystemen worden ieder gekenmerkt door een specifieke samenhang tussen de drie dimensies.

Deze hiërarchische organisatie en de samenhang tussen de verschillende dimensies spelen een belangrijke rol bij de zelfregulatie van natuurlijke ecosystemen. Zelfregulatie leidt tot het voortbestaan van ecosystemen in de tijd bij storingen, waarbij storingen worden gedefinieerd als significante veranderingen in ecosysteemkenmerken als gevolg van bijvoorbeeld veranderingen in omgevingsfactoren. De persistentietheorie beschrijft de zelfregulatie van ecosystemen buiten evenwicht en/of van ecosystemen met verscheidene evenwichtstoestanden (ook wel attractiedomeinen genoemd). Vanuit de optiek van persistentie is de aandacht vooral gericht op de grenzen van fluctuaties, waarbinnen het systeem in de tijd blijft voortbestaan.

Persistentie is een resultante van processen die zich als reactie op storingen in ecosystemen voordoen. Vanuit de opvatting van ecosystemen als systemen met een meervoudige hiërarchische organisatie is een ecosysteem niet persistent ten opzichte van een bepaalde storing (of een complex van storingen) als de karakteristieke samenhang tussen de drie dimensies als gevolg van die storingen verandert. Persistentie wordt daarmee gedefinieerd als het vermogen van ecosystemen om veranderingen en storingen in (omgevings-)variabelen op te vangen en toch dezelfde structuur te handhaven. Daarbij kan een ecosysteem van de ene evenwichtstoestand overgaan naar een andere evenwichtstoestand.

In de ecologie is de aandacht meestal gericht op populatiedichtheden als graadmeter voor de karakteristieke samenhang van natuurlijke ecosystemen. Grenzen aan de persistentie van ecosystemen betreffen dan grenzen aan de fluctuaties in die dichtheden. Aan het handhaven van specifieke populatiedichtheden liggen processen in zowel de biotische, de functionele als de ruimtelijke dimensie ten grondslag: de bouwstenen voor persistentie. Wanneer door storingen de populatiedichtheid van specifieke soorten afneemt dan wel als soorten geheel uit het ecosysteem verdwijnen, gaat er ergens in die drie dimensies iets mis.

PERSISTENTIE VAN AGRO- EN NATUUR-ECOSYSTEMEN

De persistentie-theorie gaat uit van het functioneren van natuurlijke ecosystemen. In dit onderzoek is uitgegaan van de veronderstelling, dat ook agro- en natuur-ecosystemen worden gekenmerkt door een hiërarchische organisatie, waarbinnen drie dimensies zijn te onderscheiden. De specifieke samenhang tussen de drie dimensies in deze ecosystemen is echter in meer of mindere mate het gevolg van menselijk handelen. De samenhang in agro-ecosystemen weerspiegelt het belangrijkste doel van de landbouwkundige regulatie: dierlijke en plantaardige produktie. De produktie per dier en/of per hectare gewas wordt in dit onderzoek als graadmeter voor de persistentie van agro-ecosystemen beschouwd. Als belangrijke bouwstenen voor de persistentie van agro-ecosystemen komen naar voren:

* in de *functionele dimensie* de chemische en fysische bodemkwaliteit;
* in de *biotische dimensie* de gezondheid van vee en gewas;
* in de *ruimtelijke dimensie* de gebruiksmogelijkheden.

Ook in natuur-ecosystemen weerspiegelt de samenhang tussen de drie dimensies het belangrijkste doel van menselijke regulatie: handhaving van een bepaald type ecosysteem. Daarbij ligt de nadruk vaak op zeldzame, voor Nederlandse omstandigheden kenmerkende levensgemeenschappen. In dit onderzoek wordt de soortensamenstelling van deze specifieke levensgemeenschappen als graadmeter voor de persistentie van natuur-ecosystemen beschouwd. Ook voor natuur-ecosystemen vormen de processen in de drie dimensies, die ten grondslag liggen aan de soortensamenstelling, de bouwstenen voor persistentie:

* in de *functionele dimensie* de grondwaterstand, de zuurgraad en de concentratie van voedingsstoffen;
* in de *biotische dimensie* de populatie-omvang van kenmerkende soorten;
* in de *ruimtelijke dimensie* de oppervlakte van natuur-ecosystemen en de ruimtelijke heterogeniteit.

Zoals aangegeven behoeft planning een kwantitatieve duiding van grenzen aan de mogelijke evenwichtstoestanden dan wel de toestanden waarin ecosystemen buiten evenwicht kunnen blijven voortbestaan. Daarbij gaat het er om grenzen aan de fluctuaties in de gekozen graadmeters aan te geven, respectievelijk in de produktie per dier en/of per hectare gewas en de soortensamenstelling. Waar een kwantitatieve duiding van deze attractiedomeinen ontbreekt, zijn in dit onderzoek grenzen aan de bouwstenen voor persistentie opgevat als indicaties voor grenzen aan het duurzaam voortbestaan van agro- dan wel natuur-ecosystemen.

AGRO-ECOSYSTEMEN EN NATUUR-ECOSYSTEMEN IN DE PLEISTOCENE ZANDGEBIEDEN

Met behulp van het theoretisch kader is het functioneren van agro- en natuur-ecosystemen in de pleistocene zandgebieden geanalyseerd. De relatief grote afname van natuurlijke kwaliteit in deze gebieden is het gevolg van enerzijds de intensieve landbouwkundige omvorming en anderzijds de gevoeligheid van het natuurlijk substraat in deze gebieden.

Alleen voor de akkerbouw in het Noordelijk zandgebied en de Veenkoloniën zijn er signalen dat de persistentie van agro-ecosystemen is aangetast, in die zin dat de productie per hectare gewas terugloopt. De toepassing van de graadmeter 'produktie' bleek echter problematisch. Vanuit de optiek van persistentie moet de toelaatbaar geachte variatie in de opbrengst per hectare gewas en/of per dier worden vastgesteld. Dit wordt bemoeilijkt door de continue aanpassing en/of uitbreiding van de menselijke regulatie van het functioneren van agro-ecosystemen. Wel zijn er signalen dat er in de toekomst problemen op kunnen treden ten aanzien van verschillende bouwstenen voor de persistentie van agro-ecosystemen. In de functionele dimensie vragen de ophoping van kalium en zware metalen in de bodem en de verdroging aandacht; in de biotische dimensie het sneller optreden van resistentie van onkruiden, schimmels en schadelijke insekten samen met een toename van de gevoeligheid van gewassen voor ziekten en plagen; in de ruimtelijke dimensie tot slot kunnen de gebruiksmogelijkheden van in het verleden zwaar bemeste percelen worden beperkt.
Daarnaast heeft de ontwikkeling van agro-ecosystemen in de pleistocene zandgebieden geleid tot een afname van de kwaliteit van het natuurlijk substraat, welke geen directe bedreiging voor de persistentie van agro-ecosystemen zelf vormt. Wat betreft de effecten op de natuurlijke kwaliteit van natuur-ecosystemen zijn met name de uitspoeling en ophoping van nitraat en fosfaat, de uitstoot van ammoniak, een daling van de grondwaterstand en de afname van kleine landschapselementen van belang.
In de natuur-ecosystemen van de pleistocene zandgebieden heeft zich een sterke afname van zowel het totaal aantal soorten als van de diversiteit voorgedaan. Met name plantensoorten van voedselarme wateren, pioniers van vochtige, voedselarme bodems en planten van heiden zijn sterk in aantal achteruitgegaan, evenals karakteristieke diersoorten als bijvoorbeeld dagvlinders, amfibieën en reptielen, korhoender, das en otter. Hoewel een compleet overzicht van de veranderingen in de soortensamenstelling van de verschillende typen natuur-ecosystemen ontbreekt, kan worden aangenomen dat de persistentie van natuur-ecosystemen zeer sterk is aangetast. De oorzaken zijn storingen als gevolg van een toename van de voedselrijkdom, daling van de zuurgraad en daling van de grondwaterstand in de functionele dimensie en een afname van het totale areaal, versnippering van de resterende natuur-ecosystemen en de afname van ruimtelijke heterogeniteit in de ruimtelijke dimensie, waardoor in de biotische dimensie de levensvatbaarheid van de samenstellende populaties is afgenomen.
Een duiding van deze aantasting in kwantitatieve zin wordt bemoeilijkt door het ontbreken van kennis over de toelaatbaar geachte verschuivingen in de soortensamenstelling: bij welke fluctuaties is nog sprake van hetzelfde ecosysteem, maar dan verkerend in een ander attractiedomein, en wanneer is sprake van overgang naar een ander type ecosysteem?
Vanuit het perspectief van planning vormt het duurzaam voortbestaan van natuurecosystemen op korte termijn dan ook een dringender opgave dan dat van agroecosystemen. De case-studie in het Beerze-Reuselgebied is dan ook toegespitst op

de vraag naar de ecologische randvoorwaarden voor de persistentie van natuur-ecosystemen en de gevolgen daarvan voor de landbouwkundige regulatie.

BELEIDSINTENTIES TEN AANZIEN VAN NATUURLIJKE KWALITEIT

De algemene afname van natuurlijke kwaliteit vormde een belangrijke aanleiding voor een herziening van het overheidsbeleid ten aanzien van de leefomgeving, neergelegd in het Natuurbeleidsplan, het Nationaal Milieubeleidsplan (Plus), de Derde Nota Waterhuishouding, de Structuurnota Landbouw en de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening (Extra). In de meeste nota's treedt het duurzaam behoud van de variatie in (zeldzame) natuurwaarden sterk op de voorgrond. Ten aanzien van de vraag welke natuur-ecosystemen duurzaam behouden moet worden zijn twee belangrijke invalshoeken te onderscheiden: het streven naar 'oernatuur' door natuurontwikkeling en het streven naar duurzaam behoud van kenmerkende, half-natuurlijke ecosystemen. De uitwerking in natuurdoeltypen moet echter veelal nog plaats vinden. De aandacht voor de natuurlijke kwaliteit van agro-ecosystemen richt zich vooral op de bodemvruchtbaarheid en de algemene natuurwaarden.
De intenties met betrekking tot natuurlijke kwaliteit zijn nog zeer globaal geformuleerd. De uitwerking hiervan moet plaatsvinden op regionaal en lokaal niveau. Dit geldt zowel voor de ruimtelijke toedeling van verschillende natuur-doeltypen, voor de invulling van het generieke milieubeleid (bijvoorbeeld de uitwerking van het bodembeschermingsbeleid), voor de concrete toekenning van functies aan waterhuishoudkundige systemen met bijbehorende kwaliteitsdoel-stellingen, voor de uitwerking van het ROM-beleid als voor de invulling van de koersen uit de VINEX. Daarnaast wordt op het niveau van de intenties nog te weinig aandacht besteed aan de samenhang tussen functionele, biotische en ruimtelijke randvoorwaarden aan het functioneren van ecosystemen. Duurzaam behoud dan wel ontwikkeling van natuur-ecosystemen vereist bijvoorbeeld een voldoende oppervlakte, onderlinge verbinding én een adequate kwaliteit van het leefgebied voor de verschillende levensgemeenschappen.
Tevens ontbreken vaak expliciete graadmeters voor het nagestreefde duurzaam behoud dan wel ontwikkeling van natuurlijke kwaliteit, waarmee de relatie tussen het streven naar duurzame ontwikkeling van (delen van) de leefomgeving en de geformuleerde kwaliteitsdoelstellingen en beleidsmaatregelen onduidelijk blijft. Ook de vraag welke ecologische randvoorwaarden de nagestreefde ecosystemen aan hun duurzaam voortbestaan stellen komt niet in alle nota's expliciet aan de orde. Ten aanzien van natuur-ecosystemen fungeert meestal een beschrijving van de opgetreden versnippering, verzuring, vermesting en verdroging als een indicatie voor genoemde randvoorwaarden.
Oplossingen voor deze problemen worden gezocht in de realisatie van een ecologische hoofdstructuur en van tenminste de algemene milieukwaliteit. De ecologische hoofdstructuur is te plaatsen op het snijvlak van de ruimtelijke en de biotische dimensie van natuur-ecosystemen. Het voorgestelde streven naar realisatie van tenminste de algemene milieukwaliteit bevindt zich op het snijvlak van de functionele en biotische dimensie van ecosystemen. Daarbij tekenen zich

twee belangrijke problemen af. In de eerste plaats moet de uitwerking van genoemde randvoorwaarden in de vorm van een ecologische normstelling grotendeels nog plaatsvinden. In de tweede plaats lijkt het gevaar voor een grote discrepantie tussen beleidsintenties en realiseerbare natuurlijke kwaliteit, met name de kwaliteit in de functionele dimensie, zeer groot.

OP ZOEK NAAR RANDVOORWAARDEN VOOR NATUURLIJKE KWALITEIT IN DE STROOMGEBIEDEN VAN BEERZE EN REUSEL

De uitwerking van de verschillende beleidsdocumenten moet plaatsvinden op regionaal en lokaal niveau. In de case-studie staat de vraag centraal of het beleid ten aanzien van natuur-ecosystemen adequaat is vanuit de optiek van persistentie van deze systemen. Het studiegebied op regionaal niveau omvat de stroomgebieden van Beerze en Reusel, gelegen in de driehoek Tilburg-Den Bosch-Eindhoven. Het gebied wordt gekarakteriseerd door een drietal oost-west verlopende dekzandruggen, welke worden doorsneden door de in noordelijke richting stromende beken. De dekzandruggen zijn grotendeels bedekt met bossen, heiden en vennen; het gebied tussen deze ruggen is vrij vlak en grotendeels in gebruik ten behoeve van melkvee- en intensieve veehouderij. De intenties tot duurzaam behoud van kern- en ontwikkelingsgebieden en de aanleg van verbindingszones moeten worden vertaald in een (deel)ontwerp voor een mogelijk ontwikkelingsperspectief voor het gebied. Aan de realisatie van deze intenties zijn ecologische randvoorwaarden verbonden, in functionele, biotische en ruimtelijke zin. De zoektocht naar deze randvoorwaarden is onderverdeeld in drie sub-cases, verbonden met zowel verschillende beleidsintenties als met de verschillende randvoorwaarden die in het geding zijn.

In de sub-case *'Oisterwijkse Bossen en Vennen en Kampina'*, een van de belangrijkste kerngebieden in de provinciale groene hoofdstructuur, ligt de nadruk op veranderingen in de soortensamenstelling door storingen in de functionele dimensie, die het gevolg zijn van de aanvoer van zuur en stikstof en daling van de grondwaterstand. Driekwart van de heide is voor meer dan 50% vergrast; 60% van de heide voor meer dan 80%. Daarbij speelt ook de daling van de grondwaterstand van 20-40 cm sinds de jaren 60 een rol. De oorspronkelijke variatie in de vennen in het gebied verdwenen. Er resteren slechts twee typen vennen, namelijk zeer voedselrijke, alkalische vennen en geïsoleerde, voedselarme, sterk verzuurde vennen. De vitaliteit van het bos is laag in vergelijking met het Nederlands gemiddelde.

Indicaties van grenzen aan de depositie van verzurende stoffen, beschouwd vanuit het handhaven van de soortensamenstelling, lopen uiteen van 400-700 mol H+/ha/jaar voor heide en vennen, 1100-1400 mol H+/ha/jaar voor naaldbossen tot 1400-1700 mol H+/ha/jaar voor loofbossen. Indicaties van grenzen aan de aanvoer van stikstof variëren van 350-700 mol N/ha/jaar voor vennen en heiden tot 400-1400 mol/ha/jaar voor naaldbossen en 600-1400 mol/ha/jaar voor loofbossen. De onzekerheid in deze waarden wordt geschat op 40%. Bij deze duiding van grenzen aan verzuring en vermesting is geen onderscheid gemaakt tussen ver-

schillende typen heide respectievelijk vennen. Gegevens over grenzen aan de daling van de grondwaterstand zijn schaars; een indicatie voor vochtige heide en blauwgrasland is dat een daling van de GVG met meer dan 10 cm reeds tot het verdwijnen van kenmerkende plantensoorten leidt.
Een vergelijking van deze ecologische randvoorwaarden met de betreffende beleidsdoelstellingen laat zien dat deze laatste volstrekt ontoereikend zijn, met name vanuit het streven naar persistentie van de meest gevoelige ecosystemen als vennen.
In de sub-case *'De Hilver'* zijn de veranderingen in de soortensamenstelling van populaties bos- en struweelvogels als gevolg van storingen in de ruimtelijke dimensie onderzocht. In de omgeving van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina zijn verschillende gebieden aangewezen als natuurkerngebied. Deze kerngebieden vormen als het ware een ring rondom een agrarisch gebied: het landinrichtingsgebied de Hilver. In de Hilver zelf zijn zowel kerngebieden als verbindingszones tussen verschillende kerngebieden aangewezen.
Een absolute waardering van de huidige mogelijkheden voor verbinding tussen kern- en subgebieden voor bos- en struweelvogels in de Hilver bleek niet mogelijk, zowel als gevolg van gebrek aan kennis met betrekking tot de eisen die deze soortgroepen aan verbindingszones stellen als ten gevolge van het ontbreken van adequate inventarisatiegegevens. Kennis met betrekking tot de eisen die verschillende diersoorten aan de omvang, ligging en kwaliteit van verbindingszones stellen is meestal slechts indicatief. Voor bosvogels bleek het wel mogelijk een indicatie te geven van de mate van isolatie van kern- en subgebieden ten opzichte van elkaar.
Vervolgens moet deze isolatiemaat worden vertaald in knelpunten met betrekking tot verbindingsmogelijkheden voor bosvogels. Daartoe ontbreken echter gegevens met betrekking tot eisen aan de kwaliteit van stapstenen en corridors en eisen aan de ruimtelijke configuratie van deze elementen (maaswijdte, maximaal overbrugbare afstand, continuïteit e.d). Er kon dus slechts een tentatief voorstel voor verbetering van de ecologische infrastructuur voor bosvogels in de Hilver worden gedaan. Uit een vergelijking van deze tentatieve verkenning met de van beleidswege voorgestelde verbindingszones treedt vooral de nadruk van de beleidsintenties op verbindingszones, gekoppeld aan de 'natte' infrastructuur, naar voren.
In de sub-case *'Natuurontwikkeling in de beekdalen'* zijn twee verschillende streefbeelden voor natuurontwikkeling in beekdalen onderzocht op ecologische randvoorwaarden voor realisatie, te weten de streefbeelden 'natuurlijke beeksystemen' en 'cultuurlijke beeksystemen'. Realisatie van deze streefbeelden vereist het in acht nemen van vergaande randvoorwaarden op het snijvlak van de functionele en de biotische dimensie én randvoorwaarden op het snijvlak van de ruimtelijke en de biotische dimensie: herstel van een goede waterkwaliteit, herstel van oorspronkelijke kwelstromen en herstel van de meandering. Ook hier liet de confrontatie van randvoorwaarden met beleidsmaatregelen een grote discrepantie zien.

De zoektocht naar ecologische randvoorwaarden stuitte op een aantal lacunes in de beschikbaarheid van (toepasbare) ecologische kennis met betrekking tot grenzen aan de betreffende natuur-ecosystemen. Kennis over de verschillende evenwichtsdomeinen of de mogelijke vormen waarin ecosystemen buiten evenwicht kunnen verkeren, ontbreekt in belangrijke mate. Ook de kennis met betrekking tot de randvoorwaarden die verschillende ecosysteemtypen, willen ze persisteren stellen (in dit onderzoek de bouwstenen voor persistentie genoemd), vertoont veel lacunes, hoewel met name het onderzoek naar natuurgerichte normstelling volop in beweging is. Confrontatie van (tentatieve) kennis met betrekking tot deze randvoorwaarden met de kwaliteitsniveaus die kunnen worden gerealiseerd met inzet van het geformuleerde beleid, liet zien dat in de meeste gevallen deze laatste niet leiden tot realisatie van de vereiste randvoorwaarden.
Het in acht nemen van de randvoorwaarden, verbonden met het streven naar persistentie van natuur-ecosystemen, kan vergaande consequenties voor de agro-ecosystemen in het Beerze-Reuselgebied met zich meebrengen. Verschillende agro-ecosystemen zullen te maken krijgen met verschillende beperkingen. Daarbij zal waarschijnlijk in veel gevallen op lokaal niveau sprake zijn van een cumulatief effect van beperkingen. Echter, ook de kennis ten aanzien van de vertaling van ecologische randvoorwaarden in normen of grenzen aan de regulatie van processen in agro-ecosystemen bleek beperkt. In de functionele dimensie gaat het daarbij om beperking van de NH_3-emissie, van de belasting van grond- en oppervlaktewater met nitraat en fosfaat en van de (grond)wateronttrekking; in de ruimtelijke dimensie om eisen ten aanzien van de oppervlakte en de ligging van agro-ecosystemen ten opzichte van natuur-ecosystemen en het toegepaste bouwplan dan wel beweidings- en bemestingsschema; in de biotische dimensie tot slot gaat het ondermeer om mogelijke beperkingen van de veedichtheid, welke kunnen voortkomen uit genoemde beperkingen aan (over)bemesting en ammoniakemissie.

EEN ECOLOGISCHE INVALSHOEK VOOR PLANNING

Vanuit de optiek van de persistentie van natuur-ecosystemen blijkt het op nationaal en provinciaal niveau geformuleerde beleid onvoldoende. Het leidt niet tot duurzaam behoud van de kerngebieden in het Beerze-Reuselgebied, terwijl de realisatie van adequate verbindingszones en het perspectief voor natuurontwikkeling in de beekdalen op zijn minst twijfelachtig is. Aan de andere kant zou daadwerkelijke realisatie van de verschillende beleidsvoorstellen ten aanzien van natuur-ecosystemen ertoe leiden dat de perspectieven voor de landbouw in het gebied sterk onder druk komen te staan.
Een belangrijke oorzaak hiervan is het ontbreken van een ecologische invalshoek in de planning. In dit onderzoek is gekozen voor persistentie op ecosysteemniveau als ecologische interpretatie van het begrip duurzaamheid. Ecosystemen zijn opgevat als systemen met een meervoudige hiërarchische organisatie. In theorie biedt de koppeling tussen de persistentietheorie en het idee van een meervoudige hiërarchische organisatie van ecosystemen interessante aanknopingspunten voor planning. Op basis van het theoretisch kader zijn graadmeters voor de persistentie

van zowel agro- als natuur-ecosystemen te formuleren die een koppeling leggen tussen ecologische kenmerken en maatschappelijke doelstellingen, én zijn de verschillende bouwstenen die ten grondslag liggen aan deze graadmeters, te identificeren. De praktische toepasbaarheid van het theoretisch kader stuitte echter op een aantal problemen, waarvan het gebrek aan kennis met betrekking tot de verschillende (evenwichts)toestanden van verschillende typen natuur-ecosystemen én de daarmee verbonden, kwantitatief ingevulde randvoorwaarden het belangrijkste probleem is.
De uitwerking van het streven naar duurzame ontwikkeling van de leefomgeving is in belangrijke mate een proces op gebiedsniveau, waarbij een afweging tussen verschillende ontwikkelingsperspectieven moet worden gemaakt.
Op basis van dit onderzoek kunnen de contouren van een planningsproces mét ecologische invalshoek worden geschetst. In de fase van planning waarin de *intenties* worden geformuleerd gaat het erom aan te geven waar welk niveau van natuurlijke kwaliteit gewenst is. Daarvoor is in de eerste plaats een duidelijke definitie van duurzaamheid in ecologische zin nodig. Hier verschaft een invulling van de persistentietheorie met name inzicht in de keuzemogelijkheden met betrekking tot natuur-ecosystemen, in de mogelijke verschijningsvormen op basis van de verschillende toestanden waarin een specifiek type ecosysteem persisteert.
In de *fase van toestandsbeschrijving* en de *fase van probleemdefinitie* structureert een invulling van de persistentietheorie zowel het in kaart brengen van de fysieke organisatie van het gebied als de definitie van graadmeters voor duurzaamheid. Deze graadmeters geven een overkoepelende indicatie van de persistentie van de betreffende typen ecosystemen. Ze zijn kwantitatief ingevuld en geven aan waar de grenzen aan veranderingen in de ecosysteemkenmerken van verschillende ecosysteemtypen liggen. De beschrijving van de huidige toestand vindt plaats in termen van de gekozen graadmeters: waar staat momenteel de duurzaamheid van ecosystemen onder druk dan wel waar zijn knelpunten met betrekking tot duurzaam herstel of ontwikkeling te verwachten?
De in de intentiefase geformuleerde keuzemogelijkheden vormen de uitgangspunten voor het verkennen van de verschillende ontwikkelingsperspectieven. In de *planvormingsfase* gaat het erom de verschillende mogelijkheden zodanig op elkaar af te stemmen dat een zo goed mogelijke garantie voor een duurzame ontwikkeling van de leefomgeving als geheel wordt geboden.
In de ontwerpfase wordt een overzicht van de verschillende ontwikkelingsperspectieven gegeven, gekoppeld aan strategieën ter realisatie ervan. Een invulling van de persistentietheorie verschaft in deze fase antwoord op de vraag: wat is er in ecologisch opzicht nodig om verschillende aanspraken op het natuurlijk substraat duurzaam te realiseren.
In de analysefase van planning gaat het tenslotte om de implicaties van de alternatieve ontwikkelingsmogelijkheden of onderdelen daarvan. In deze fase fungeren de graadmeters als evaluatie-instrument: leiden de planvoorstellen tot duurzaam behoud dan wel herstel van de gewenste natuurlijke kwaliteit? Bij de beoordeling van de consequenties voor verschillende aspecten van de leefomgeving is kennis

van de vertaling van ecologische randvoorwaarden in normen voor maatschappelijk handelen van groot belang.
Het overzicht van de verschillende ontwikkelingsperspectieven met hun implicaties vormt de basis voor het afwegingsproces. Deze afweging vindt plaats in de *fase van besluitvorming*. De in dit onderzoek geconstrueerde ecologische invalshoek vergt samenwerking tussen de verschillende beleidsvelden die betrokken zijn bij de planning ten aanzien van de leefomgeving. De samenhang tussen de fysieke aspecten van het vraagstuk van duurzaam behoud en ontwikkeling van natuurlijke kwaliteit roept ook een samenhang op het niveau van sturing op. Beleidsdoelstellingen en -maatregelen ten opzichte van de betrekking tussen agro- en natuurecosystemen dienen zodanig te worden gecoördineerd en geïntegreerd, dat de samenhang in het object - de samenhang tussen de functionele, biotische en ruimtelijke dimensie van ecosystemen - wordt weerspiegeld in een samenhangende inzet van het instrumentarium van de verschillende beleidsvelden.

1 DE CONTEXT VAN HET VRAAGSTUK: DUURZAAMHEID ALS PLANNINGSOPGAVE

1.1 Inleiding

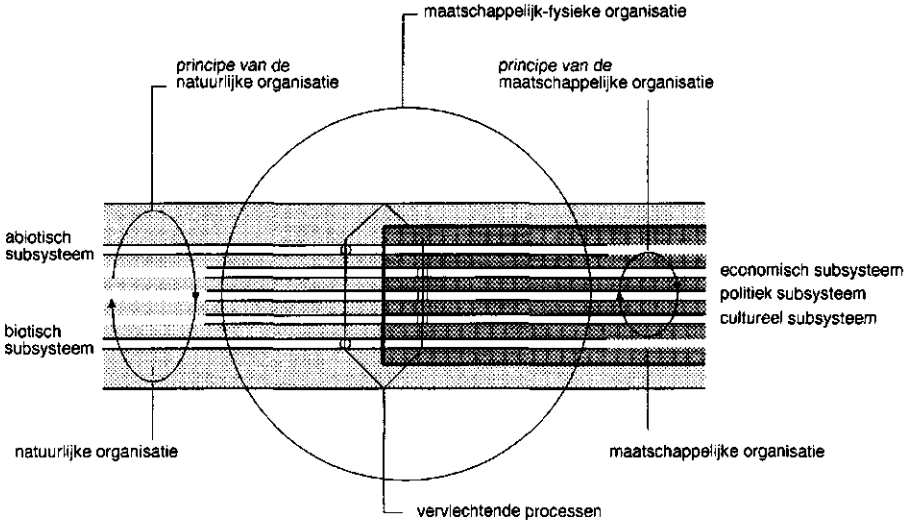
De achteruitgang van plant- en diersoorten in Nederland en de afname van de kwaliteit van bodem, water en lucht zijn uitvoerig gedocumenteerd (Weinreich & Musters, 1989; Langeweg, 1988, 1989). Deze afname van *natuurlijke kwaliteit* leidt tot een afname van de kwaliteit van onze leefomgeving, terwijl de wens tot duurzaam behoud dan wel ontwikkeling van die kwaliteit steeds duidelijker op de voorgrond treedt. Het zoeken naar oplossingen voor problemen in onze leefomgeving is in belangrijke mate een taak van de overheid. De overheidszorg voor de leefomgeving via planning en beleid in brede zin vormt de achtergrond waartegen dit onderzoek plaatsvindt: het planningsperspectief uit de ondertitel van deze publicatie. Via planning en beleid wordt getracht de verschillende manieren, waarop we met onze omgeving (willen) omgaan op elkaar af te stemmen, en wel zodanig dat de duurzaamheid van verschillende maatschappelijke activiteiten zo goed mogelijk wordt gegarandeerd.
Er bestaat echter geen eenduidige, absolute invulling van de begrippen 'duurzaamheid' en 'duurzame ontwikkeling'. In algemene zin hebben beide begrippen betrekking op zowel de ecologische als de economische aspecten van maatschappelijke activiteiten. Vanuit het perspectief van planning ligt de nadruk op de duurzame realisatie van een complex van maatschappelijke wensen ten aanzien van de leefomgeving. In dit onderzoek staan de ecologische aspecten van het vraagstuk van duurzaamheid centraal, opgevat als het streven naar duurzaam behoud dan wel ontwikkeling van natuurlijke kwaliteit. Oplossingen voor problemen in onze leefomgeving moeten mede gebaseerd zijn op inzicht in en kennis van natuurlijke processen en eventuele effecten van menselijk handelen daarop. De planning behoeft daartoe een invalshoek van waaruit de ecologische aspecten van maatschappelijke activiteiten kunnen worden geanalyseerd en met behulp waarvan duurzame oplossingen voor de gesignaleerde afname van natuurlijke kwaliteit kunnen worden geformuleerd. In dit onderzoek wordt verslag gedaan van een zoektocht naar een dergelijke ecologische invalshoek voor planning. In dit eerste hoofdstuk wordt de context van deze zoektocht geschetst. In 1.2 wordt het onderzoeksveld in brede zin, onze leefomgeving en de overheidszorg daarvoor via planning en beleid, besproken. In 1.3 komt vervolgens de plaats van een ecologische invalshoek in het planningsproces aan de orde; in 1.4 wordt de onderzoeksopzet besproken en wordt het onderzoeksveld nader afgebakend. Tot slot worden in 1.5 de onderzoeksvragen samengevat.

1.2 De leefomgeving als Maatschappelijk-Fysieke Organisatie

De overheidszorg voor onze leefomgeving in brede zin strekt zich uit over een breed scala van maatschappelijke activiteiten met hun - soms conflicterende - doelstellingen en randvoorwaarden. De ecologische basis voor deze maatschappelijke activiteiten wordt gevormd door het *natuurlijk substraat*, opgevat als het samenhangend geheel van water, bodem, lucht, planten en dieren. Natuurlijke kwaliteit wordt in dit onderzoek gedefinieerd als de kwaliteit van dit natuurlijk substraat. Verschillende maatschappelijke activiteiten gaan gepaard met verschillende aanspraken op dat natuurlijk substraat en stellen van daaruit ook verschillende eisen aan de kwaliteit ervan. Zoals later zal blijken, vormen deze verschillen in wensen ten aanzien van natuurlijke kwaliteit een belangrijke oorzaak van de huidige problemen in de leefomgeving.
Om het onderzoek naar en de discussie over deze complexe materie te structureren is binnen de sectie Planologie van de Vakgroep Ruimtelijke Planvorming een discussiemodel ontwikkeld (Hidding & Kleefmann, 1989; Kleefmann e.a., 1990; Hetsen & Hidding, 1991). Met dit model van de Maatschappelijk-Fysieke Organisatie (MFO) kunnen zowel de vele aspecten van de leefomgeving als de verschillende vormen van overheidszorg daarvoor, worden geduid.

Mensen scheppen zich op twee manieren een leefomgeving: door regulatie van hun betrekkingen met anderen vormen ze een maatschappelijke omgeving en door regulatie van hun betrekkingen met het natuurlijk substraat een fysieke omgeving. Deze regulatie is gericht op het realiseren van (maatschappelijke) doelstellingen als bijvoorbeeld voedselproductie en -distributie en sociaal verkeer. Door het doelgerichte karakter van deze regulatie kunnen de twee omgevingstypen worden opgevat als vormen van organisatie[1]; de maatschappelijke omgeving als maatschappelijke organisatie en de fysieke omgeving als fysieke organisatie.
Zowel de maatschappelijke als de fysieke organisatie zijn te beschouwen als specifieke deelresultaten van het organiserend handelen van mensen en zijn als zodanig onlosmakelijk met elkaar verbonden. De wisselwerking tussen beide typen organisatie komt vooral tot uitdrukking in de relaties tussen maatschappelijke aanspraken en voorwaarden voor omvorming van het natuurlijk substraat en de fysieke mogelijkheden dan wel beperkingen die dit substraat daartoe biedt. Deze samenhang wordt benoemd als Maatschappelijk-Fysieke Organisatie of leefomgeving in brede zin.
Aan de MFO liggen verschillende principes van organisatie ten grondslag. Het natuurlijk substraat kan opgebouwd worden gedacht uit een abiotisch en een biotisch subsysteem en wordt gekenmerkt door een natuurlijke systematiek, onafhankelijk van menselijk handelen. Deze systematiek, die wel als zelforganiserend of zelfregulerend wordt getypeerd, kan als natuurlijk organisatieprincipe worden beschouwd. Voor een belangrijk deel berust de draagfunctie van het natuurlijk substraat voor het menselijk leven op dit mens-onafhankelijke principe.

Figuur 1.1 Maatschappelijk-Fysieke Organisatie



Ook de maatschappelijke organisatie kan uit subsystemen opgebouwd worden gedacht, waarbij een economisch, een cultureel en een politiek subsysteem worden onderscheiden. Het economisch subsysteem betreft de productie van goederen en diensten, het cultureel subsysteem omvat het complex van in de samenleving gehanteerde normen en waarden; het politiek subsysteem tenslotte vervult een regulatiefunctie. De onderlinge betrekkingen tussen deze subsystemen worden gestuurd door een maatschappelijk organisatieprincipe. Een voorbeeld daarvan is het vigerende principe van de geleide markt. Figuur 1.1 geeft de MFO met de daarbinnen onderscheiden subsystemen weer.

In de MFO kunnen storingen optreden: storingen in de verschillende subsystemen van de maatschappelijke organisatie en storingen in de subsystemen van het natuurlijk substraat. Storingen houden in dat de toestand van de leefomgeving of de ontwikkelingen die zich daarin aftekenen, niet (langer) in overeenstemming worden geacht met de achterliggende maatschappelijke doelstellingen. De gesignaleerde afname van natuurlijke kwaliteit, voortkomend uit veranderingen in het natuurlijk substraat onder invloed van menselijk handelen, heeft het karakter van een storing, omdat de kwaliteit van de leefomgeving daardoor niet (meer) in overeenstemming is met de vanuit de maatschappelijke organisatie gewenste kwaliteit. Door de wisselwerking tussen de fysieke organisatie en de maatschappelijke organisatie leidt een afname van natuurlijke kwaliteit tot een afname van

de kwaliteit van de leefomgeving als geheel. Andere storingen in de MFO die kunnen leiden tot een afname van de kwaliteit van de leefomgeving zijn storingen die verband houden met de werking van de verschillende maatschappelijke subsystemen, zoals stagnatie en achteruitgang in economische ontwikkeling.

De zorg voor de MFO in brede zin en de zorg voor het voorkomen en oplossen van storingen in de leefomgeving in het bijzonder, zijn in belangrijke mate overheidsactiviteiten en zijn als zodanig gelokaliseerd in het politiek subsysteem. Dit subsysteem functioneert als een stuursysteem binnen de maatschappelijk-fysieke organisatie. De achteruitgang van natuurwaarden leidde niet alleen tot kritiek vanuit het cultureel subsysteem, maar ook tot bezorgdheid binnen het economisch subsysteem en tot een (nieuwe) aanspraak op sturing door het politiek subsysteem. Deze sturing vindt plaats door middel van planning en beleid, waarbij planning wordt opgevat als het zoeken naar aanpassingen en beleid als het tot stand brengen daarvan. Planning met betrekking tot de leefomgeving wordt door Kleefmann (1991) omschreven als het domein waar handelingen worden voorbereid met het doel te komen tot een toekomstige MFO die zowel in maatschappelijk als in fysiek opzicht leefbaar is. Planning wordt in dit onderzoek dus breed opgevat als 'omgevingsplanning'. Deze planning is opgedeeld in een aantal sub-domeinen of beleidsvelden welke een deel of een aspect van de MFO bestrijken. In Nederland zijn dit met name de beleidsvelden van ruimtelijke ordening, milieu, waterhuishouding en natuur. Elk van deze beleidsvelden heeft een eigen reikwijdte en eigen doelstellingen, gekoppeld aan een specifieke invalshoek van waaruit de MFO of delen daarvan worden beschouwd.

Het tegengaan van een verdere afname dan wel het herstel van de natuurlijke kwaliteit in ons land is een van de belangrijkste en meest omvattende opgaven waarvoor de overheid momenteel wordt gesteld. Deze opgave krijgt een extra accent in het licht van recente veranderingen in de politieke intenties. In beleidsdocumenten als de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening (Extra), het Natuurbeleidsplan en het Nationaal Milieubeleidsplan (Plus) staat het streven naar duurzame ontwikkeling centraal. Dit streven weerspiegelt het groeiende besef dat er grenzen zijn aan de omvorming van het natuurlijk substraat door de mens. "De vrees is dat voortgaan op de oude voet leidt tot onhoudbaarheid, dat de mens door zijn handelen niet alleen zijn fysieke milieu onder de voet loopt, maar uiteindelijk ook zichzelf, doordat hierdoor zijn bestaansvoorwaarden in het geding komen (Schooneboom & Rabbinge, 1993: 3).
Een belangrijke impuls voor de hernieuwde discussie over duurzame ontwikkeling gaf het rapport "Our Common Future" van the World Commission on Environment and Development, onder voorzitterschap van de Noorse premier Brundtland (1987). In dat rapport wordt duurzame ontwikkeling of *sustainable development* omschreven als "development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs" (ibid: 43). Duurzame ontwikkeling is zowel gericht op het voortbestaan van de

mens als op het voortbestaan van wat in dit onderzoek het natuurlijk substraat wordt genoemd. Onder duurzame ontwikkeling wordt díe ontwikkeling verstaan die resulteert in (meer) duurzame maatschappelijke activiteiten. Schooneboom en Rabbinge definiëren duurzaamheid als een zodanige relatie tussen maatschappij enerzijds en natuurlijk substraat anderzijds dat deze de kwaliteit heeft langdurig stand te houden. Daarbij zijn dus zowel economische als ecologische aspecten in het geding.
De begrippen 'duurzaamheid' en 'duurzame ontwikkeling' zijn echter zo globaal geformuleerd dat ze nog voor tal van verschillende interpretaties vatbaar zijn. De kenmerken van een duurzame ontwikkeling kunnen volgens Kleefmann (1991: 485) niet vooraf worden gedefineerd; "ze zijn afhankelijk van de lengte van ons, door kennis en creativiteit bepaalde voorstellingsvermogen en van de breedte van ons communicatievermogen". Ook Schooneboom en Rabbinge (1993: 12) stellen dat één objectieve, ondubbelzinnige invulling van het begrip onmogelijk is. De wereld staat volgens hen aan het begin van een lange weg van kennis- en meningsvorming over wat onder duurzaamheid moet worden verstaan. Zij pleiten dan ook voor het opstellen van verschillende benaderingen of concepties van duurzaamheid met de daaraan verbonden consequenties voor zowel maatschappelijke activiteiten als voor het natuurlijk substraat. Op basis van de verschillende concepties moeten afwegingen worden gemaakt tussen verschillende normatieve keuzes ten aanzien van de maatschappelijke behoeften waar men in wil voorzien en inschattingen van onzekerheden ten aanzien van risico's voor het natuurlijk substraat, noodzakelijk door het gebrek aan kennis. Het streven naar duurzaamheid wordt daarmee een continu debat over wat we als maatschappij willen, wat daar in ecologisch en economisch opzicht voor nodig is, wat er mogelijk is én wat de gevolgen van de verschillende opties zijn.
Het pleidooi van Schooneboom en Rabbinge sluit nauw aan bij de benadering van planning als zoekinstrument (Kleefmann, 1984, 1986, 1991). Planning als zoekinstrument beoogt de inzet van planning als een instrument voor het aftasten van ontwikkelingsrichtingen. Hierbij gaat het erom vanuit een breed scala van overwegingen, opties en uitgangspunten een set aan alternatieve mogelijkheden voor ontwikkeling van de MFO te ontwerpen en deze op hun beurt weer naar hun consequenties te analyseren. Planning, als wisselwerking tussen ontwerp en analyse, heeft daarmee de kenmerken van een leerproces en van kennisverwerving. De omvang en complexiteit van de problemen die zich momenteel aftekenen in de MFO, alsmede het ontbreken van een eenduidige en concrete invulling van het begrip 'duurzame ontwikkeling' als centraal richtdoel voor toekomstige ontwikkelingen vragen volgens Kleefmann om een dergelijke inzet van planning.

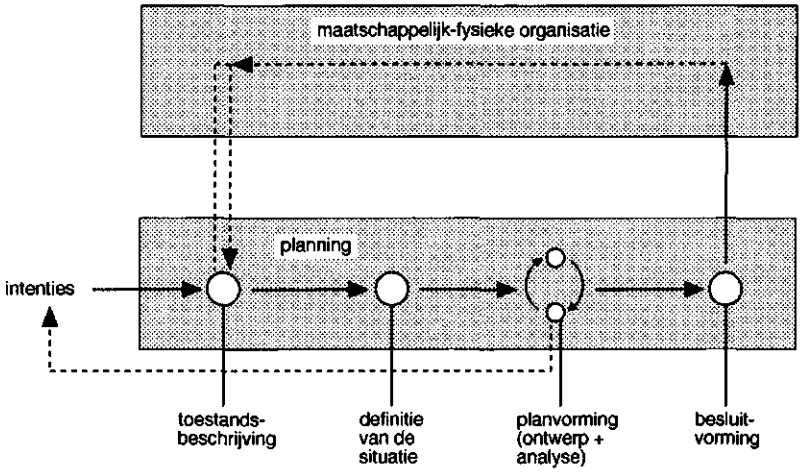
Dit onderzoek concentreert zich op het streven naar duurzaamheid in de fysieke organisatie, waar het gaat om handhaving dan wel herstel van de gewenste natuurlijke kwaliteit. Wil de planning deze opgave goed kunnen vervullen, dan dienen de verschillende alternatieve ontwikkelingsmogelijkheden voor de leefom-

geving ecologisch duurzaam te zijn. Onder 'duurzaamheid in ecologische zin' wordt in dit onderzoek een zodanige kwaliteit van het natuurlijk substraat verstaan, dat realisatie van verschillende maatschappelijke doelstellingen ten aanzien van die natuurlijke kwaliteit langdurig mogelijk is. Kleefmann en Van der Vlist (1989) stellen dat het er daarbij om gaat een balans te vinden tussen enerzijds eigenschappen van natuurlijke systematiek, voortkomend uit de zelfregulatie van het natuurlijk substraat, en anderzijds de maatschappelijke regulatie, voortkomend uit de dynamiek van de maatschappelijke organisatie. Duurzaamheid in de fysieke organisatie vereist dat ecologische grenzen aan de maatschappelijke omvorming van het natuurlijk substraat in acht worden genomen. Planning als zoekinstrument staat daarmee voor de opgave ontwikkelingsperspectieven voor de fysieke organisatie te genereren op basis van verschillende invullingen van duurzaamheid, de daaruit voortkomende ecologische grenzen aan verschillende maatschappelijke activiteiten in beeld te brengen en de consequenties van de verschillende perspectieven voor de leefomgeving als geheel te schetsen.
Daarbij ligt het voor de hand te veronderstellen dat planning behoefte heeft aan kennis met betrekking tot de mogelijke invulling van 'duurzaamheid in ecologische zin' en de randvoorwaarden voor realisatie daarvan. Welke ecologische grenzen dienen in acht te worden genomen? Die kennis vormt het domein van de ecologie, opgevat als de studie van het functioneren van ecosystemen als de basiseenheden van het natuurlijk substraat. Planning behoeft een ecologische invalshoek, gericht op randvoorwaarden voor natuurlijke kwaliteit. De belangrijkste doelstelling van dit onderzoek is planning een dergelijke invalshoek aan te reiken. In de volgende paragraaf wordt aangegeven op welke momenten in het planningsproces een ecologische invalshoek van belang lijkt te zijn en op welke vragen deze een antwoord moet geven.

1.3 Een ecologische invalshoek van planning

Voor een verdergaande duiding van de behoefte aan een ecologische invalshoek wordt het proces van planning nader beschouwd. In elk planningsproces is een aantal fasen te onderscheiden, aangegeven in figuur 1.2. Toegespitst op het proces van planning binnen de onderscheiden velden van overheidsbeleid, kan figuur 1.2 worden opgevat als een vergroting van het politiek subsysteem uit figuur 1.1.
Een eerste fase omvat het formuleren van de - veelal in politieke discussies tot stand gekomen - intenties en doelstellingen waarmee men de leefomgeving benadert en welke voortkomen uit normatieve noties met betrekking tot de gewenste kwaliteit van de leefomgeving. Daarbij wordt de overheid geconfronteerd met uiteenlopende, soms tegenstrijdige doelstellingen en belangen én met slechts in beperkte mate beschikbare mogelijkheden om deze aanspraken te realiseren. De intenties weerspiegelen dan ook een normatieve prioriteitsstelling en fungeren als het ware als richtingaanwijzers in het planningsproces. Het

Figuur 1.2 Fasen in een planningsproces



streven naar duurzame ontwikkeling is een voorbeeld van een globaal geformuleerde richtingaanwijzer.
Een tweede fase omvat een beschrijving van de toestand van de maatschappelijk-fysieke organisatie en de ontwikkelingen die zich daarin aftekenen. In deze fase bestaat de gangbare inbreng van een ecologische invalshoek uit een inventarisatie van (aspecten van) de bestaande kwaliteit van het natuurlijk substraat.
Confrontatie van politieke intenties met deze toestandsbeschrijving leidt tot de fase van definitie van de toestand. Hier ligt het accent op de vraag in hoeverre de huidige maatschappelijk-fysieke organisatie afwijkt van de gewenste situatie. In deze fase wordt een toekomstgerichte en deels normatief gekleurde interpretatie gegeven van de beschreven toestand. Daarbij gaat het om potenties en beperkingen voor de ontwikkeling van de MFO én om een beeld van kansen, bedreigingen en opgaven, die voortvloeien uit de confrontatie van gewenste toekomstige ontwikkelingen met de bestaande situatie.
Toestandsbeschrijving en definitie van de toestand vinden in de praktijk meestal in nauwe samenhang plaats. In de fase van definitie wordt de huidige toestand beoordeeld vanuit de intenties. In dit onderzoek ligt de nadruk op een beoordeling vanuit de optiek van duurzaamheid in ecologische zin. De ecologische inbreng in deze fase en de kennis die daarvoor nodig is, is van een heel andere aard dan de eerder genoemde inventarisatiegegevens. Er is een *graadmeter* nodig om te bepalen of en, zo ja, in welke mate grenzen van natuurlijke kwaliteit worden overschreden. In dit onderzoek worden graadmeters gedefinieerd als díe kenmerken van het natuurlijk substraat aan de hand waarvan een indicatie van het al dan niet duurzaam functioneren daarvan kan worden gegeven. Grenzen aan die kenmerken moeten aangeven wanneer de grenzen aan de omvorming van het natuurlijk substraat worden overschreden. Graadmeters vormen daarmee instrumenten ter beoordeling van de toestand vanuit een ecologische invulling van het

streven naar duurzaamheid. De keuze voor graadmeters is afhankelijk van de geformuleerde intenties ten aanzien van natuurlijke kwaliteit én van de invulling van het begrip 'duurzaamheid'.

Deze definitie van de toestand vormt een belangrijk scharnierpunt tussen de intenties en de volgende fase in het planningsproces, de planvormingsfase. In deze fase is sprake van een cyclische afwisseling tussen twee subfasen: ontwerp en analyse. In de ontwerpfase worden mogelijke, nieuwe toestanden van de Maatschappelijk-Fysieke Organisatie aangegeven. De ontwerpfase vereist een concretisering van de globale intenties in het licht van de definitie van problemen. De vraag: "Welke natuurlijke kwaliteit willen we waar behouden of herstellen?" kan met geen enkele theorie worden beantwoord; het betreft een maatschappelijke, dus politieke keuze. Het belang van een ecologische invalshoek in deze fase is gelegen in het aangeven van de met de verschillende wensen ten aanzien van natuurlijke kwaliteit verbonden randvoorwaarden. Wat is er in ecologisch opzicht voor nodig om de verschillende wensen te realiseren, welke ecologische grenzen dienen in acht genomen te worden? "Het enige wat een duurzaam functioneren van ecosystemen kan garanderen is het in acht nemen van de ecologische randvoorwaarden voor het functioneren van ecosystemen" (van der Aart e.a., 1988: 254).
Vervolgens moet worden aangegeven hoe de genoemde voorwaarden gerealiseerd kunnen worden, hoe door middel van beleidsmaatregelen een brug kan worden geslagen tussen wensbeeld en huidige situatie. Deze maatregelen vormen een belangrijk aangrijpingspunt voor de analysefase van planning. In deze subfase gaat het om een beoordeling van de ontworpen nieuwe toestand(en). Deze beoordeling kan zowel gebeuren in het licht van de geformuleerde intenties als in het licht van de consequenties voor verschillende aspecten van de MFO. Deze analyse van denkbare nieuwe toestanden is van groot belang voor het maatschappelijke debat over de toekomstige leefomgeving. Het planningsproces heeft in deze fase een cyclisch karakter: naar aanleiding van de discussie over de analyseresultaten kunnen nieuwe ontwerpen worden gemaakt die vervolgens weer onderwerp van analyse zijn.
Na de planvormingsfase volgt de besluitvormingsfase waarin wordt gekozen voor één bepaald ontwikkelingsperspectief en waarin de met deze keuze verbonden beleidsmaatregelen worden vastgesteld. Na de beleidsvaststelling volgt de uitvoeringsfase.

1.4 Onderzoeksopzet en afbakening van het onderzoeksveld

In dit onderzoek staan ecologische randvoorwaarden verbonden met het streven naar duurzaamheid centraal. Kennis van deze randvoorwaarden vormt een belangrijk bestanddeel van de noodzakelijk geachte ecologische invalshoek voor planning. Ze ligt echter niet voor het oprapen. In dit onderzoek wordt nagegaan

in hoeverre deze kennis beschikbaar én toepasbaar is in het planningsproces. De eerste stap op deze zoektocht wordt gevormd door de constructie van een theoretisch kader. Dit theoretisch kader moet de basis leggen voor een ecologische invulling van het begrip duurzaamheid, voorzien van een of meerdere graadmeters, en moet inzicht verschaffen in de randvoorwaarden voor duurzaamheid in ecologische zin. Daarbij is gekozen voor een benadering vanuit de persistentietheorie, gekoppeld aan de opvatting van ecosystemen als systemen met een meervoudig hiërarchische organisatie. Deze theoretische basis wordt in hoofdstuk 2 besproken.

De huidige afname van natuurlijke kwaliteit en een eventuele overschrijding van grenzen aan het duurzaam behoud van die kwaliteit zijn het gevolg van de manier waarop het natuurlijk substraat wordt omgevormd. Een van de meest hardnekkige storingen binnen de MFO in het landelijk gebied van West-Europa doet zich, wat dit betreft, voor in de verhouding tussen landbouw en natuurlijke kwaliteit (Hetsen & Hidding, 1991; Gorter, 1985). Vanuit het overheidsbeleid krijgen daarbij vooral spanningen tussen landbouw en natuurbehoud/ontwikkeling de aandacht. Landbouw en natuurbehoud/ontwikkeling zijn beide te typeren als maatschappelijke activiteiten, gericht op de realisatie van maatschappelijke doelstellingen, die steunen op en gebruik maken van natuurlijke processen. Vanuit het verschil in doelstellingen worden ook verschillende eisen aan de kwaliteit van het natuurlijk substraat gesteld. De geschiedenis leert dat in Nederland het in overeenstemming brengen van de beide maatschappelijke aanspraken en de mogelijkheden die het natuurlijk substraat daartoe biedt, een weerbarstige opgave voor planning en beleid vormt.

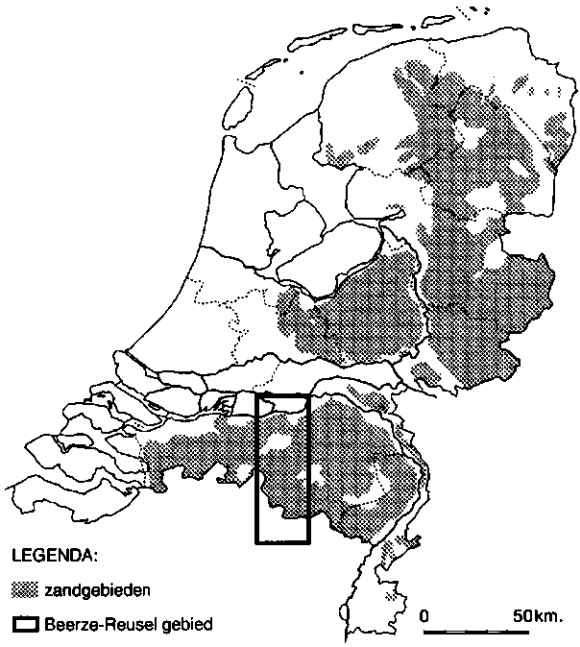
Om ook de betrekking tussen landbouw en natuurbehoud/ontwikkeling te kunnen beschouwen vanuit de vraag naar grenzen van natuurlijke kwaliteit, worden in dit onderzoek landbouw- en natuurgebieden opgevat als ecosystemen[2], respectievelijk als *agro-ecosystemen* en *natuur-ecosystemen*. Agro-ecosystemen worden gedefinieerd als ecosystemen waarvan het functioneren wordt gereguleerd vanuit een landbouwkundige productiedoelstelling (Simmons, 1980; Conway, 1985, 1987)[3]; onder natuur-ecosystemen worden in dit onderzoek zowel natuurgebieden als landschapselementen (houtwallen, heggen e.d.) verstaan, voor zover het functioneren van deze ecosystemen wordt gereguleerd vanuit een natuurbeheersdoelstelling.

Het onderscheid in deze twee categorieën ecosystemen weerspiegelt de verschillen in regulatie van het functioneren van het natuurlijk substraat op basis van verschillen in achterliggende doelstellingen. Agro-ecosystemen en natuur-ecosystemen zijn te plaatsen op een continuum, gebaseerd op de aard en omvang van de menselijke regulatie (Smith & Hill, 1975; Simmons, 1980). Het in hoofdstuk 2 geconstrueerde theoretische kader is gebaseerd op het functioneren van natuurlijke, zelfregulerende ecosystemen. De vraag is echter waar eventuele grenzen liggen aan het functioneren van agro- en natuur-ecosystemen, waarvan de zelfregulatie voor een belangrijk deel is overgenomen door menselijke regulatie. Daartoe wordt in hoofdstuk 3 het theoretisch kader uitgewerkt voor agro-ecosys-

temen en natuur-ecosystemen. De grenzen aan het duurzaam voortbestaan van deze ecosystemen worden in dit onderzoek opgevat als ecologische grenzen aan de maatschappelijke omvorming van het natuurlijk substraat. In hoofdstuk 3 komen ook de graadmeters voor het duurzaam voortbestaan van beide typen ecosystemen aan de orde, voortvloeiend uit de gekozen invulling van duurzaamheid.

Het onderzoek beperkt zich tot agro-ecosystemen en natuur-ecosystemen in de zandgebieden van Hoog Nederland, de zogenaamde pleistocene zandgronden (figuur 1.3). In deze gebieden doen zich relatief veel storingen in de betrekking tussen landbouw en natuurbehoud/ontwikkeling voor, zowel ten gevolge van de intensieve landbouwkundige omvorming als ten gevolge van de gevoeligheid van het natuurlijk substraat (Hetsen & Hidding, 1991). In hoofdstuk 4 wordt met behulp van het uitgewerkte theoretische kader op zoek gegaan naar signalen dat de duurzaamheid van agro-ecosystemen en natuur-ecosystemen in deze gebieden onder druk staat. Vooral de signalen dat de duurzaamheid van natuur-ecosystemen is aangetast, treden duidelijk op de voorgrond en zijn als zodanig ook niet nieuw. Vanuit de verschillende velden van overheidsbeleid zijn doelstellingen met betrekking tot duurzaam behoud dan wel ontwikkeling van natuurlijke kwaliteit geformuleerd. De beleidsintenties op nationaal niveau komen in hoofdstuk 5 aan de orde. Deze maatschappelijke doelstellingen worden als zodanig niet ter discussie gesteld; het onderzoek concentreert zich op de ecologische randvoorwaarden voor het realiseren ervan.
Het onderzoek is verder toegespitst op randvoorwaarden voor het duurzaam functioneren van natuur-ecosystemen, als een van de meest dringende opgaven voor beleid en planning. Voor een verkenning van de ecologische randvoorwaarden, verbonden met dit duurzaam functioneren, bleek een lager schaalniveau dan de zandgebieden als geheel wenselijk. Gekozen is voor het regionale schaalniveau. Het studiegebied (aangegeven in figuur 1.3) omvat de stroomgebieden van Beerze en Reusel in Midden-Brabant. De case-studie is verricht in samenwerking met ir R. Eweg (Vakgroep Ruimtelijke Planvorming, sectie Planologie)[4].
De geformuleerde intenties en de voorgestelde beleidsmaatregelen met betrekking tot de natuur-ecosystemen in dit gebied kunnen worden opgevat als (een deel van) een mogelijk ontwikkelingsperspectief. Daarmee komen we terecht bij wat in figuur 1.2 de planvormingsfase werd genoemd. Aan realisatie van de beleidsintenties zijn ecologische randvoorwaarden verbonden. Het eerder geconstrueerde theoretisch kader wordt in de case-studie gehanteerd als een instrument voor de analyse van de consequenties van genoemde intenties. In hoofdstuk 6 worden de voorgestelde maatregelen geconfronteerd met ecologische grenzen aan het functioneren van de betreffende natuur-ecosystemen, voor zover er gegevens beschikbaar zijn met betrekking tot deze grenzen. Slaat het beleid vanuit de optiek van het theoretisch kader inderdaad een brug tussen zijn en behoren? Zijn de plannen in ecologisch opzicht adequaat? Realisatie van genoemde ecologische randvoorwaarden heeft consequenties voor andere maatschappelijke activiteiten:

Figuur 1.3 De pleistocene zandgebieden met daarin het Beerze-Reuselgebied



in hoofdstuk 6 wordt ook getracht een indicatie te geven van de consequenties voor de landbouw in het Beerze-Reuselgebied. Daarbij staat in hoofdstuk 6 de methodische uitwerking van het theoretisch kader voorop, de case-studie is niet gebiedsdekkend.
Tot slot vindt in hoofdstuk 7 een reflectie vanuit de optiek van planning plaats. Welke perspectieven biedt de inzet van een ecologische invalshoek voor planning ten aanzien van de MFO in brede zin? Hoe bruikbaar is het in dit onderzoek ontwikkelde theoretisch kader als onderdeel van een ecologische invalshoek voor de planning ten aanzien van de MFO?

1.5 Samenvatting van de onderzoeksvragen

De belangrijkste doelstelling van dit onderzoek is de constructie van een ecologische invalshoek voor planning ter ondersteuning van de zoektocht naar duurzame ontwikkelingsperspectieven voor de leefomgeving. De onderzoeksvragen worden hieronder kort samengevat. De nummering van de vragen correspondeert met de nummering van de hoofdstukken.

Wat het theoretisch kader betreft gaat het om de volgende vragen:

2. Hoe kan duurzaamheid worden gedefinieerd in termen van grenzen aan het functioneren van ecologische systemen?
3. Waar liggen grenzen aan het functioneren van door de mens gereguleerde agro- respectievelijk natuur-ecosystemen?

De vragen met betrekking tot agro-ecosystemen en natuur-ecosystemen in pleistocene zandgebieden betreffen:

4. Welke knelpunten kunnen vanuit de optiek van het theoretisch kader worden gesignaleerd?
5. Hoe kunnen de beleidsintenties ten aanzien van natuurlijke kwaliteit in termen van het theoretisch kader worden geformuleerd?

Bij de analyse van de consequenties van beleidsintenties ten aanzien van natuur-ecosystemen op het regionale schaalniveau zijn de volgende vragen van belang:

6. Welke ecologische randvoorwaarden zijn verbonden aan realisatie van deze intenties? Waar liggen de ecologische grenzen aan het functioneren van de natuur-ecosystemen in het Beerze-Reuselgebied?
   Gegeven deze grenzen, in hoeverre is het geformuleerde beleid adequaat?
   Wat zijn de implicaties van het geformuleerde beleid ten aanzien van natuur-ecosystemen? Welke gevolgen kan het in acht nemen van deze ecologische randvoorwaarden hebben voor de landbouw in het Beerze-Reuselgebied?

Tot slot:

7. Hoe bruikbaar is het ontwikkelde theoretische model voor de planning ten aanzien van de betrekking tussen landbouw en natuurbehoud/ontwikkeling als onderdeel van de leefomgeving in brede zin?

Noten

1. Een organisatie wordt gedefinieerd als een structuur opgebouwd uit elementen, functies of posities en hun onderlinge relaties die met het oog op het bereiken van een bepaald doel zijn geïntegreerd of gecoördineerd.
2. Het begrip ecosysteem is een abstractie; de begrenzing van ecosystemen "in het veld" is arbitrair en afhankelijk van de probleemstelling (Werger & Westhoff, 1985: 284, O'Neill e.a., 1986).
3. Conway (1985, 1987) betrekt in zijn definitie van agro-ecosystemen ook een sociaal-economische dimensie. In dit onderzoek komen alleen de ecologische aspecten van de landbouwkundige omvorming van het natuurlijk substraat aan de orde.
4. Deze samenwerking betrof vooral praktische zaken, voortkomend uit de keuze voor hetzelfde studiegebied.

2 GRENZEN AAN DUURZAAMHEID

2.1 Inleiding

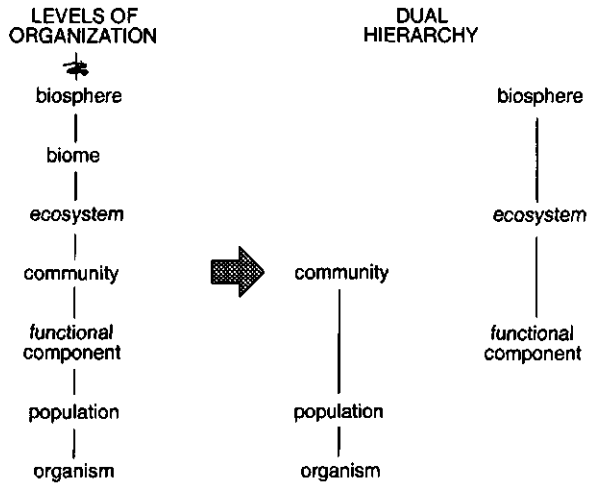
In hoofdstuk 1 werd aangenomen dat planning behoefte heeft aan een ecologische invulling van het begrip duurzaamheid, aan een duiding van graadmeters voor die duurzaamheid én aan kennis ten aanzien van de met duurzaamheid verbonden ecologische randvoorwaarden. Deze ecologische grenzen, die in acht moeten worden genomen vanuit het oogpunt van duurzaamheid, worden in dit onderzoek opgevat als randvoorwaarden voor natuurlijke kwaliteit. Vanuit de optiek van planning gaat het daarbij om het duurzaam functioneren van verschillende categorieën ecosystemen. Toegespitst op de problematiek die centraal staat in dit onderzoek, is behoefte aan een model als basis voor zowel agro- als natuur-ecosystemen. In dit hoofdstuk wordt een theoretische benadering van deze grenzen uiteengezet. Daartoe is aangesloten bij ecologische theorieën ten aanzien van het voortbestaan van natuurlijke ecosystemen. Gekozen is voor een benadering vanuit het persistentie-concept, omdat dit concept de meest adequate benadering van het voortbestaan van ecosystemen in de tijd lijkt te bieden.
Dit voortbestaan in de tijd berust op processen die zich in ecosystemen afspelen. Zij zijn onderdeel van wat in hoofdstuk 1 de eigen systematiek, de eigen organisatie van het natuurlijk substraat is genoemd. Om díe processen te identificeren die een doorslaggevende rol spelen bij het voortbestaan van ecosystemen of anders gezegd bij hun persistentie, is dus een analysemodel van deze organisatie nodig. Ecosystemen zijn echter complexe systemen in die zin dat de processen die zich daarbinnen afspelen op een complexe manier zijn georganiseerd. Er bestaan dan ook verschillende benaderingen van het concept 'ecosysteem'. In dit onderzoek wordt aangesloten bij O'Neill e.a. (1986), die een synthese van verschillende benaderingen voorstaan door ecosystemen op te vatten als systemen met een meervoudige hiërarchische organisatie. Bij deze opvatting is aangesloten vanuit de verwachting dat zij een zo omvattend mogelijke benadering van de verschillende aspecten van de afname van natuurlijke kwaliteit omvat.
In 2.2 komt eerst deze benadering van de organisatie van ecosystemen aan de orde. In paragraaf 2.3 worden theorieën ten aanzien van de zelfregulatie van natuurlijke ecosystemen besproken. In 2.4 wordt vervolgens de koppeling gelegd tussen de begrippen persistentie en meervoudige hiërarchische organisatie. In paragraaf 2.5 wordt vooruitgelopen op de uitwerking van het theoretisch kader voor agro- en natuur-ecosystemen in hoofdstuk 3.

2.2 Ecosystemen als systemen met een meervoudige hiërarchische organisatie

Het principe van hiërarchische organisatie is niet nieuw in de ecologie. In het Globaal Ecologisch Model (van der Maarel & Dauvellier, 1978) werd een hiërarchie van werkingssferen gepresenteerd. Een andere gangbare indeling in organisatieniveaus loopt van individu via populatie naar levensgemeenschap en ecosysteem. In diverse publicaties wordt het belang van de theorie van hiërarchische organisatie voor de (toegepaste) ecologie benadrukt (Allen & Starr, 1982; Holling, 1986; Woodmansee, 1990; Haber, 1990).
In hun uitwerking van een hiërarchisch concept voor ecosystemen streven O'Neill e.a. (1986) een synthese na tussen twee belangrijke hoofdstromingen in de ecologie, te weten de proces-functiebenadering en de populatie-levensgemeenschapbenadering. In de proces-functiebenadering worden ecosystemen beschouwd als samenhangend geheel van functionele componenten. De nadruk binnen deze benadering ligt op de energie- en materiestromen in een ecosysteem[1]. In de populatie-levensgemeenschapbenadering worden ecosystemen opgevat als samenhangend geheel van soorten, waarbij de aandacht vooral uitgaat naar relaties tussen de verschillende organismen.
O'Neill e.a. bepleiten in eerste instantie een synthese tussen deze twee benaderingen door ecosystemen op te vatten als systemen met een dubbele hiërarchische organisatie (zie figuur 2.1). Ecosystemen omvatten dan zowel een hiërarchische structuur van functionele processen - de *functionele dimensie* - als een hiërarchisch gestructureerd netwerk van soorten - de *biotische dimensie*. De functionele dimensie komt overeen met de bovengenoemde hiërarchie van werkingssferen; de biotische dimensie met de indeling in organisatieniveaus.
O'Neill e.a. motiveren het analytisch onderscheid tussen deze dimensies vanuit het feit dat de relatie tussen organismen en functies in een ecosysteem vaak erg onduidelijk is. Functionele componenten als bodem en rhizosfeer vallen niet samen met specifieke populaties. De functionele en de biotische dimensie zijn wel aan elkaar gerelateerd, maar er is meestal geen sprake van een een-op-een-afbeelding. Beide benaderingen zijn volgens hen beperkt in die zin, dat ze geen omvattende kijk op ecosystemen opleveren. De meeste ecologen gebruiken dan ook elementen uit beide benaderingen.

Aan het slot van hun betoog wijzen O'Neill e.a. erop dat naast de beschouwde benaderingswijzen er nog andere mogelijk zijn. Vooral de landschapsecologische benadering zien zij als een belangrijke derde dimensie, welke niet overeenkomt met de proces-functiebenadering en slechts gedeeltelijk met de populatie-levensgemeenschapbenadering. In deze benadering staat de rangschikking van ecosystemen in de ruimte en de relaties tussen ecosystemen, gebaseerd op die rangschikking, centraal (Opdam, 1993).
Deze ruimtelijke rangschikking van ecosystemen ten opzichte van elkaar en ten opzichte van processen in het natuurlijk substraat als bijvoorbeeld waterstromen

Figuur 2.1 De dubbele hiërarchische structuur van ecosystemen volgens O'Neill e.a. (1986)



Links de gangbare indeling in organisatieniveaus, rechts het onderscheid in de populatie-levensgemeenschapbenaderingen de proces-functiebenadering

en bewegingen van organismen, wordt in dit onderzoek opgevat als de *ruimtelijke dimensie*. Ook deze ruimtelijke patronen en processen zijn hiërarchisch georganiseerd (Urban e.a., 1987; Klijn & Udo de Haes, 1990). Klijn en Udo de Haes geven een indeling in verschillende ruimtelijke schaalniveaus die loopt van eco-element naar ecozone (figuur 2.2).

Ecosystemen worden in dit onderzoek opgevat als systemen met een meervoudige hiërarchie. Elk ecosysteem wordt gekarakteriseerd door een specifieke samenhang tussen de drie dimensies, tussen de biotische, functionele en ruimtelijke componenten (figuur 2.3). De biotische dimensie omvat de hiërarchische structuur van organismen, lokale populaties, levensgemeenschappen en metapopulaties, de functionele dimensie betreft de hiërarchische structuur van energie- en materiestromen en de ruimtelijke dimensie tot slot omvat de hiërarchische structuur van de rangschikking en ligging van een ecosysteem. De voor het ecosysteem als geheel relevante processen spelen zich op verschillende tijd-ruimteschalen af. Sommige processen zoals klimaat beperken zich niet tot het schaalniveau van het ecosysteem, maar zijn wel bepalende factoren op dat niveau. Andere processen spelen zich af op een lager schaalniveau (en vallen dus binnen het ecosysteem).

Ecosystemen zijn een schakel in een hiërarchische organisatie van functionele, biotische en ruimtelijke kenmerken en processen; de op ecosysteemniveau relevante processen zijn volgens O'Neill e.a. hiërarchisch georganiseerd op grond van verschillen in tijd-ruimteschalen. In paragraaf 2.4 wordt hier uitgebreider op ingegaan.

Figuur 2.2 Hiërarchische ecosysteemclassificatie op verschillende ruimtelijke schalen

	KLEINSTE KAARTEENHEID
ECOZONE	> 62500 KM^2
ECOPROVINCIE	2500 - 62500 KM^2
ECOREGIO	100 - 2500 KM^2
ECODISTRICT	625 - 10000 HA
ECOSECTIE	25 - 625 HA
ECOSERIE	1.5 - 25 HA
ECOTOOP	0.25- 1.5 HA
ECO-ELEMENT	< 0.25HA

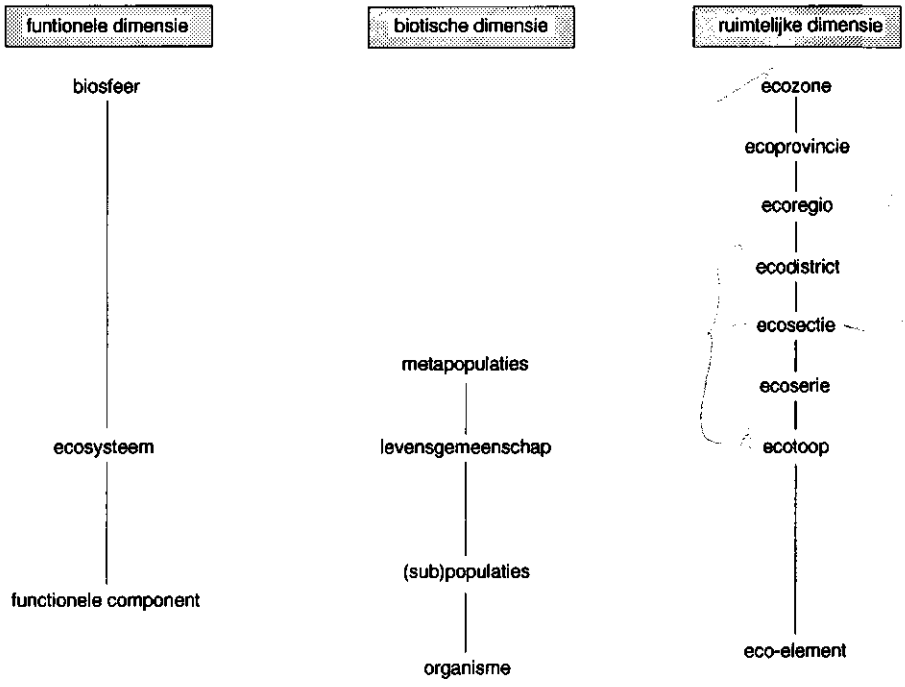
Bron: Klijn & Udo de Haes, 1990.
Een eco-element wordt gedefinieerd als eem ruimtelijk zeer beperkt ecosysteemtype; een ecotoop als een ruimtelijke eenheid gekenmerkt door relatief homogene abiotische eigenschappen in combinatie met een homogene vegetatiestructuur; een ecoserie als een ruimtelijke eenheid met homogene abiotische factoren; een ecosectie als een ruimtelijke eenheid gekenmerkt door homogeniteit in dominante landschapsvormende processen; een ecodistrict als een ruimtelijke eenheid die homogeen is wat betreft geologische, geomorfologische, mesoklimatologische kenmerken en kenmerken van diepe grondwaterstromen; een ecoregio als een ruimtelijke eenheid die homogeen is wat betreft reliëf en grootschalige waterbewegingen; een ecoprovincie als een eenheid wat betreft geologische, geomorfologische en klimatologische karakteristieken; een ecozone als een ruimtelijke eenheid die homogeen is wat betreft macroklimatologische factoren

Voor de benadering van ecosystemen als systemen met een meervoudige hiërarchische organisatie is gekozen vanuit de verwachting, dat een dergelijke omvattende benadering meer recht doet aan de complexiteit van én de samenhang tussen processen in ecosystemen dan de afzonderlijke benaderingen.

2.3 Zelfregulatie van ecosystemen

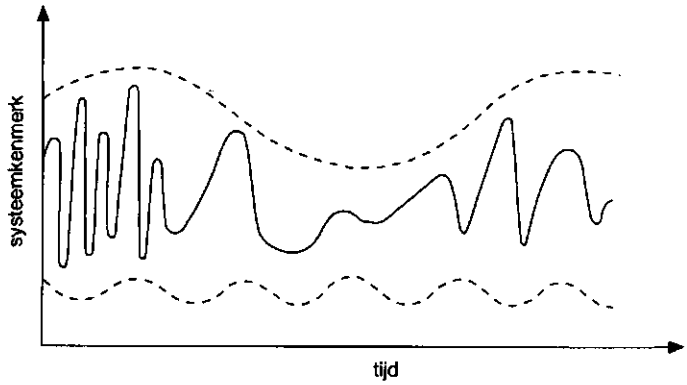
Zelfregulatie leidt tot het voortbestaan van natuurlijke ecosystemen bij storingen, de handhaving als individuele eenheid in de tijd. Centrale begrippen in theorieën met betrekking tot zelfregulatie zijn *stabiliteit* en *persistentie*. De volgende interpretatie van deze begrippen is voornamelijk gebaseerd op Kwa en Ringelberg (1984), Holling (1973, 1986), Holling en Goldberg (1971) en Connell en Sousa (1983). Storingen worden door hen gedefinieerd als significante veranderingen in ecosysteemkenmerken als gevolg van veranderingen in bijvoorbeeld omgevingsfactoren.
Het begrip stabiliteit en de gedachte dat ecosystemen in evenwicht (behoren te) zijn hebben lange tijd de basis gevormd voor theoretische vooronderstellingen over het functioneren van ecosystemen. Kwa en Ringelberg (1984) vatten alle begrippen die uitgaan van een systeem in en rond één evenwicht, samen in het concept 'stabiliteit sensu strictu (s.s.)', stabiliteit in enge zin[2].

Figuur 2.3 Ecosystemen als niveau binnen een meervoudige hiërarchische organisatie



Stabiliteit s.s. van een systeem verwijst naar het bestaan van een dynamisch evenwicht. Er is één attractiedomein of evenwichtstoestand waarin het systeem zich handhaaft bij storing of waarnaar het systeem terugkeert na storing. Zowel Botkin en Sobel (1975) als Wu (1977) wijzen op de herkomst uit de mechanica van deze invulling van stabiliteit en stellen dat stabiliteit s.s. niet geschikt is voor een analyse van natuurlijke, in de tijd veranderlijke ecosystemen.
Het begrip 'persistentie' daarentegen is volgens Kwa en Ringelberg (1984) geen tijdloos begrip als stabiliteit, maar brengt juist het overlevingsaspect tot uitdrukking[2]. Persistentie beschrijft de zelfregulatie van ecosystemen buiten evenwicht en/of met verscheidene evenwichtstoestanden. De aandacht is vooral gericht op grenzen van fluctuaties, waarbinnen het systeem in de tijd blijft voortbestaan (Connell & Sousa, 1983). Zonneveld (1989) spreekt van "redelijk standvastige systemen".
In figuur 2.4 is het persistentiebegrip grafisch weergegeven. De gestippelde lijnen geven de onder- en bovengrens van de beschouwde systeemkenmerken (bijvoorbeeld populatiedichtheid of soortenaantallen) aan. Persistentie betreft het voortbestaan binnen deze grenzen gedurende een bepaalde tijd en op een bepaalde plaats. Volgens Wu (1977: 23) veranderen de grenzen zelf ook in de tijd, bijvoorbeeld

Figuur 2.4 Persistentie in de tijd



De gestippelde lijnen geven de boven- en ondergrenzen van systeemkenmerken weer. Deze grenzen kunnen ook in de tijd veranderen, zie tekst.
Bron: Wu (1977)

als gevolg van variatie in externe factoren; bij Botkin en Sobel (1975) veranderen de grenzen echter niet in de tijd.

Het persistentie-concept omvat een breder scala van mogelijk gedrag van ecosystemen dan het stabiliteitsconcept. Stabiliteit wordt dan een verbijzondering van persistentie (Zonneveld, 1989). Beide concepten hebben betrekking op een bepaald kenmerk van een systeem, een specifieke toestandsvariabele zoals bijvoorbeeld soortenaantallen, populatiedichtheid of primaire produktie (Kwa & Ringelberg, 1984). Benaderingen die uitgaan van stabiliteit dan wel van persistentie verschillen niet zozeer in de systeemkenmerken die in de beschouwing worden betrokken, maar wel in de visie op fluctuaties in de waarden van het beschouwde kenmerk. Binnen de visie van stabiliteit zijn fluctuaties storingen; binnen de persistentie-visie zijn fluctuaties mogelijke vormen van gedrag van het systeem die een bepaalde rol spelen bij handhaving in de tijd.
Holling (1973, 1986) legt een relatie tussen stabiliteit en persistentie door beide concepten op te vatten als mogelijke vormen van gedrag van ecosystemen. Tussen stabiliteit en persistentie bestaat volgens hem een balans, die het resultaat is van de evolutionaire geschiedenis van de systemen in het licht van ervaren fluctuaties. Een in ruimte en tijd constante omgeving leidt tot systemen met een hoge mate van stabiliteit, maar met een lage persistentie. Voorbeelden van dergelijke systemen zijn tropische regenwouden. In een variabele omgeving (bijvoorbeeld met sterke klimaatschommelingen) zijn de ecosystemen instabiel sensu stricto, maar kennen ze een hoge mate van persistentie. Deze systemen beschikken over

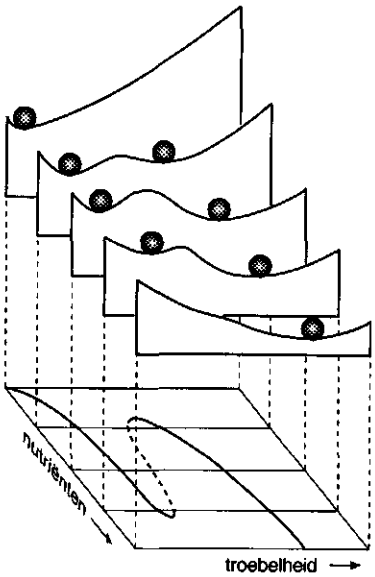
een grote capaciteit om extreme schommelingen te absorberen. Onverwachte fluctuaties in omgevingsfactoren zijn volgens Holling onontbeerlijk voor dergelijke systemen. Deze fluctuaties fungeren als een continue test van de capaciteit van het systeem om storingen op te vangen. Ze zorgen er als het ware voor dat het systeem bij de les blijft, dat de persistentie gehandhaafd blijft. Kwa en Ringelberg (1984) wijzen erop dat de voorbeelden van Holling (en May - zie volgende paragraaf) wellicht zeer geïdealiseerde gevallen zijn van een veel grotere klasse van persistente vormen van functioneren.
Vanuit het persistentie-concept moet dus onderscheid worden gemaakt tussen storingen en normale omgevingsfluctuaties. Als gevolg van de hiervoor aangegeven noodzaak van normale fluctuaties beschouwen Kwa en Ringelberg (1984) bijvoorbeeld eutrofiëring als een storing, omdat bij een grote toevoer van mineralen deze normale fluctuaties in de concentratie van deze stoffen niet meer tot uitdrukking kunnen komen in reacties van het ecosysteem. Eutrofiëring houdt juist het ontbreken van fluctuaties in, met negatieve gevolgen voor de persistentie van het betreffende ecosysteem. Op de vraag, welke range van fluctuaties nodig is vanuit de optiek van persistentie, is volgens Kwa (1987) echter op theoretisch niveau nog geen goed antwoord te geven.

In dit onderzoek is gekozen voor een benadering vanuit het persistentie-concept, omdat er in de ecologie vrij algemeen van wordt uitgegaan dat het persistentiebegrip een adequatere beschrijving van de werkelijkheid biedt dan het begrip stabiliteit (Botkin & Sobel, 1975; Wu, 1977; Kwa, 1987).
Holling (1973, 1986) omschrijft persistentie (als maat waarvoor hij *resilience* gebruikt, zie noot 2) als het vermogen van ecosystemen om veranderingen in (omgevings)variabelen op te vangen en toch dezelfde relaties tussen populaties, dezelfde structuur te handhaven. Een vergelijking van de theorie met empirische observaties leidt volgens Holling tot de conclusie dat natuurlijke ecosystemen over verschillende attractiedomeinen beschikken en meestal uit evenwicht (sensu stricto) zijn. Holling en Goldberg (1971: 221) stellen dat ".. ecological systems are not in a state of delicate balance". Door de grote ruimtelijke en temporele fluctuaties waaraan ecosystemen onderhevig zijn, wordt het evenwichtspunt zelden of nooit bereikt (Connell & Sousa, 1983). Bovendien verschuift en verandert ook het evenwichtspunt zelf in de tijd door de variabiliteit van de omgeving. Bruikbare inzichten in het functioneren van natuurlijke ecosystemen vragen dus om een verschuiving van de nadruk op evenwichtstoestanden naar nadruk op de condities voor persistentie (Holling, 1973: 2).
Een belangrijk aspect daarbij is het bestaan van discrete aantrekkingsgebieden of attractiedomeinen, waardoor het ecosysteem in meerdere evenwichten kan voortbestaan. Zowel door interne processen als door beïnvloeding van buitenaf kan het systeem van het ene naar het andere domein bewegen en zo persisteren. Holling (1986: 295) benadrukt het belang van ruime grenzen van de verschillende attractiedomeinen, met name waar het gaat om menselijke regulatie (visvangst, landbouw): díe ecosystemen persisteren waarvan het attractiedomein breed

genoeg is om de gevolgen van fluctuaties in de omgeving te absorberen. Regulatie uitgaande van het stabiliteitsconcept kan volgens hem het gevaar met zich mee brengen dat het ecosysteem in één evenwicht wordt gedwongen. De boven- en ondergrens van het attractiedomein kunnen daardoor dichter bij elkaar komen te liggen, hetgeen inhoudt dat belangrijke kenmerken als soortensamenstelling, leeftijdsopbouw en ruimtelijke verdeling homogener worden en dat storingen, die vroeger werden geabsorbeerd, niet meer opgevangen kunnen worden.
Holling (1973) geeft een aantal voorbeelden van systemen die van het ene domein naar het andere bewegen en zo persisteren in een veranderde configuratie. Het paradigmatische voorbeeld is een studie naar het op gezette tijden uitbreken van plagen van *Choristoneura fumiferana* (spruce budworm of sparreknoprups) in sparrenbossen. Een ander voorbeeld betreft de veranderingen in de ecosystemen van meren. Onder invloed van een hoge bevissingsdruk daalde de populatieomvang van de betreffende soorten sterk. Na het stopzetten van de bevissing vertoonde echter geen van de populaties de neiging terug te keren naar het vorige abundantieniveau. Holling interpreert dit als de overgang naar een nieuw aantrekkingsgebied. Ook Scheffer (1990) komt op basis van een modelmatige benadering tot de conclusie dat ondiepe meren in twee verschillende evenwichtssituaties kunnen verkeren: een heldere situatie, gedomineerd door snoek en ondergedoken waterplanten bij lage concentraties en een troebele situatie, gedomineerd door algen en brasem bij hoge concentraties van nutriënten (waarbij met name de fosfaatconcentratie van belang is). Deze modelbenadering wordt ondersteund door empirische resultaten in ondiepe, eutrofe wateren. Echter, de mogelijkheid van alternatieve evenwichten doet zich alleen voor in een beperkte range van nutrientengehaltes: bij te hoge fosfaatbelasting is geen heldere toestand mogelijk; onder oligotrofe omstandigheden is geen troebel evenwicht mogelijk. Figuur 2.5 geeft de verschillende mogelijke toestanden van ondiepe meren weer.

Persistente ecosystemen kunnen een groot aantal storingen opvangen. Echter, deze opvangcapaciteit heeft wel grenzen. Wanneer die grenzen worden overschreden, bijvoorbeeld door een cumulatie van storingen, verandert het systeem snel en drastisch. Dan kan een (relatief) kleine verandering (door Holling 'the inevitable unexpected event' genoemd) de druppel zijn die de emmer doet overlopen. Dit verschijnsel duidt Holling aan als de historische component van ecosystemen. Ook Scheffer (1990) en Gatto en Rinaldi (1989) wijzen op deze plotselinge overgangen van het ene naar het andere evenwichtsdomein.
Het bestaan van meerdere evenwichtsdomeinen is van groot belang voor het menselijk beheer van ecosystemen. Soms is volgens Fiering en Holling (1974: 306) de verschuiving naar een ander domein geen probleem, maar het gevaar bestaat dat het nieuwe evenwichtsdomein niet overeenkomt met de doelstellingen van regulatie. Een voorbeeld daarvan is de beschreven algenbloei in ondiepe meren. Door het bestaan van twee evenwichtsdomeinen waartussen een scherpe grens of overgang bestaat, leidt reductie van de nutriëntenbelasting niet altijd tot een terugkeer naar de heldere toestand. Het systeem heeft voor die terugkeer 'een

Figuur 2.5 Mogelijke evenwichtstoestanden van ondiepe meren bij verschillende nutriëntenconcentraties en troebelheid



De lage dalen waarin het balletje voorkomt corresponderen met de stabiele evenwichtstoestanden; de toppen met de onstabiele overgangen of breekpunten. Bron: Scheffer, 1990: 65

extra zetje' nodig. Zo'n zetje kan in het geval van algenbloei het verwijderen van een deel van het visbestand zijn, waarbij het vooral gaat om het wegvangen van brasem, blankvoorn en karper gekoppeld aan het uitzetten van kleine snoekjes (Scheffer e.a., 1993; Meijer e.a., 1993)[4].

2.4 Persistentie en meervoudige hiërarchische organisatie

Nu het begrip 'zelfregulatie' nader omschreven is, treedt de vraag naar de onderliggende mechanismen op de voorgrond. Waar is de opvangcapaciteit van natuurlijke ecosystemen op gebaseerd? Persistentie, het voortbestaan van ecosystemen bij storing, moet een resultante zijn van processen die zich als reactie op die storingen in ecosystemen voordoen: populatiedynamische processen, energie- en materiestromen e.d.. Hierbij speelt volgens O'Neill e.a. (1986) de hiërarchische organisatie van de onderscheiden dimensies een belangrijke rol.

Deze organisatie is het resultaat van verschillen in snelheid en ruimtelijke schaal van de voor het systeem als geheel relevante processen. Niveaus met een grote tijd-ruimteschaal, de hoge niveaus in de hiërarchie, worden in het algemeen gekarakteriseerd door langzame, globale processen; lage niveaus met een relatief kleine tijd-ruimteschaal door snelle, lokale processen. Het zelfregulerend vermogen van ecosystemen vloeit voort uit het feit dat een hiërarchie wordt gekenmerkt door het bestaan van asymmetrische relaties tussen de verschillende organisatieniveaus.

Processen op de lagere niveaus in de hiërarchie genereren of, anders gezegd, 'voeden' processen op de hogere niveaus. Het dagelijks ritme van fotosynthese in de groene delen van een plant vormt bijvoorbeeld de basis voor de jaarlijkse groei van de plant als geheel. De hogere niveaus in de hiërarchie zijn dominant over de lagere niveaus, de niveaus met een kleinere tijd-ruimteschaal. Deze dominantieverhouding uit zich in het feit dat processen op een niveau met een grotere tijd-ruimteschaal een beperking vormen voor processen op een niveau met een kleinere tijd-ruimteschaal. Een voorbeeld vormt de invloed van het klimaat op de primaire productie van ecosystemen. Door deze dominantieverhouding kunnen niveaus met een grotere tijd-ruimteschaal fluctuaties en storingen in het functioneren van niveaus met een lagere tijd-ruimteschaal opvangen. Zo worden bijvoorbeeld de effecten van temperatuurfluctuaties op de groei van individuele bomen gedempt op het niveau van een bosecosysteem als geheel. Dit principe van 'incorporatie' vormt een belangrijk mechanisme voor persistentie in de functionele dimensie. Incorporatie houdt in, dat storingen en fluctuaties in de abiotische omgeving ingebouwd worden op het niveau met een overeenkomstige tijdschaal (O'Neill e.a.,1986; Urban e.a.,1987).

In de biotische dimensie speelt het aantal onderlinge verbindingen tussen soorten in een ecosysteem, de connectiviteit, een belangrijke rol bij het opvangen van storingen (O'Neill e.a., 1986; Kwa, 1987). Het ecosysteem is onderverdeeld in guilds of subsystemen van soorten. Concurrentie vindt plaats binnen de subsystemen; tussen de subsystemen is sprake van een geringe interactie of anders gezegd van een lage connectiviteit. Kwa (1987) verwijst in dit verband naar de hypothese van Briand dat levensgemeenschappen en voedselwebben hun persistentie danken aan het relatief kleine aantal onderlinge verbindingen tussen de guilds.

Een belangrijke factor voor persistentie in de ruimtelijke dimensie vormt de ruimtelijke heterogeniteit (Holling, 1973; Ten Houte de Lange, 1987). Ten Houte de Lange gebruikt het begrip ruimtelijke heterogeniteit in de brede zin van verticale én horizontale variatie. Ruimtelijke heterogeniteit leidt volgens hem tot persistentie omdat zowel aantalsfluctuaties in populaties als de effecten van abiotische fluctuaties en/of storingen worden gedempt. In algemene zin is in ruimtelijk heterogene systemen sprake van een soort risicospreiding, waarbij de mogelijkheden voor dispersie en migratie tussen populaties en subpopulaties een belangrijke rol spelen.

Een hypothese van O'Neill e.a. is dat het belang van de dimensies alterneert. Op een bepaald organisatieniveau kunnen de dominante factoren gelegen zijn in de functionele dimensie, bijvoorbeeld als de groei van individuen in een populatie wordt bepaald door het voedselaanbod. Op een niveau met een grotere tijd-ruimteschaal, bijvoorbeeld het niveau van de groei van de populatie als geheel, kunnen de dominante beperkingen gelegen zijn in de biotische dimensie of in de ruimtelijke dimensie. Daar kunnen predatie of vraat dan wel de beschikbaarheid van broedgelegenheid grenzen opleggen aan de populatiegroei.
Bij de reactie van een ecosysteem op storingen speelt deze *samenhang* tussen de dimensies een belangrijke rol. Daarbij gaat de aandacht vaak uit naar veranderingen in levensgemeenschappen als gevolg van veranderingen in omgevingsfactoren. Deze veranderingen in omgevingsfactoren worden gekarakteriseerd door een bepaalde tijd-ruimteschaal en beïnvloeden in de eerste plaats processen met een overeenkomstige tijd-ruimteschaal. Bij eutrofiëring bijvoorbeeld neemt in eerste instantie de beschikbaarheid van voedingsstoffen in de functionele dimensie toe. Boven een bepaalde aanvoer worden de bestaande beperkingen in de functionele dimensie opgeheven. Nieuwe beperkingen zijn dan gelegen op een organisatieniveau met een andere tijd-ruimteschaal, eventueel in een andere dimensie als gevolg van het alterneren van de dimensies. Zijn als gevolg van de storing of cumulatie van storingen ook de beperkingen van de hogere organisatieniveaus doorbroken, dan degenereert het systeem volgens O'Neill e.a. (1986).
Het verschuiven van de beperkingen naar een andere dimensie bij storing kan wellicht ertoe leiden dat ecosystemen naar een ander attractiedomein bewegen, zoals in het voorbeeld van de door Holling (pagina 16) beschreven veranderingen in overbeviste meren. Ook de bevindingen van May (1977) in begraasde ecosystemen wijzen in deze richting. May gaat uit van theoretische en empirische bewijzen voor het bestaan van complexe levensgemeenschappen, die in meerdere evenwichten kunnen voortbestaan. De dynamiek in biomassa van de vegetatie, een element uit de functionele dimensie, wordt volgens hem mede bepaald door veranderingen in de dichtheid aan herbivoren, een element uit de biotische dimensie. Bij een gemiddelde dichtheid aan herbivoren zijn er twee evenwichten mogelijk met respectievelijk een hoge en een lage biomassa. Benadert de dichtheid van de herbivoren een bepaalde drempelwaarde, dan verspringt het systeem van het ene evenwicht naar het andere. Vanuit de optiek van de hiërarchietheorie kan dit worden geïnterpreteerd als het verschuiven van de beperkingen van de functionele naar de biotische dimensie. Bij een hoge biomassaproductie zijn de beperkingen gelegen in de functionele dimensie (de groeisnelheid van de vegetatie); bij een lage biomassaproductie zijn de beperkingen gelegen in de biotische dimensie (de dichtheid aan herbivoren).

Persistentie, het voortbestaan van ecosystemen in meerdere evenwichten of buiten evenwicht, wordt in deze benadering dus opgevat als het handhaven van de organisatie, gekenmerkt door de karakteristieke samenhang tussen de dimensies. Grenzen aan de persistentie worden overschreden als de beperkingen in de

verschillende dimensies zodanig worden doorbroken dat het systeem als geheel de storing niet meer kan opvangen en de karakteristieke samenhang van soorten, functionele componenten en ruimtelijke kenmerken als gevolg daarvan verdwijnt of verandert (O'Neill e.a., 1986).
Hoewel Botkin en Sobel (1975) laten zien dat het persistentie-concept ook van toepassing is op functionele kenmerken van ecosystemen, is in de ecologie de aandacht meestal gericht op de populatieomvang en/of de populatiedichtheden als *graadmeter* voor de persistentie. Grenzen aan persistentie worden dan aan de ene kant gevormd door extinctie van soorten; aan de andere kant door dominantie van een of meer soorten, ten koste van andere soorten uit het systeem (Wu, 1977). Wu geeft aan dat deze bovengrens moeilijk te definiëren is. De maximale populatie-omvang van soorten is gebonden aan de draagkracht van het betreffende systeem, "intuitively it is a number such that the population either faces hunger from overcrowding or endangers the survival of another population of interest, when it rises above this value" (ibid: 348). Toegespitst op het kenmerk 'populatiedichtheden' gaat het erom voor verschillende ecosystemen de grenzen aan fluctuaties in die dichtheden aan te geven, afgeleid uit de kans op overleving van de betreffende populaties.
Persistentie vanuit een biotisch gezichtspunt houdt in dat de relaties tussen populaties in een ecosysteem in kwalitatieve zin gehandhaafd blijven (Holling, 1973). Hieraan liggen processen in de verschillende dimensies ten grondslag. De vanuit het oogpunt van persistentie relevante boven- en ondergrenzen hebben zowel betrekking op biotische aspecten als op functionele aspecten (wat zijn bijvoorbeeld boven- en ondergrenzen met betrekking tot de aanvoer van mineralen van buiten het systeem?) als op ruimtelijke aspecten (welke ruimtelijke kenmerken en relaties zijn essentieel voor het voortbestaan?). De processen en kenmerken in de verschillende dimensies die ten grondslag liggen aan het kenmerk, dat als graadmeter voor de persistentie wordt beschouwd, kunnen opgevat worden als *'bouwstenen'* voor de persistentie. Wanneer door storingen de populatiedichtheid van specifieke soorten afneemt dan wel als soorten geheel uit het ecosysteem verdwijnen, gaat er ergens in de drie dimensies iets mis: de beperkingen die ten grondslag liggen aan de karakteristieke samenhang tussen de dimensies zijn doorbroken.

2.5 Persistentie en menselijke regulatie

Het functioneren van ecosystemen kan vanuit verschillende invalshoeken worden beschouwd, welke volgens O'Neill e.a. (1986) niet geheel samenvallen. In dit onderzoek wordt onderscheid gemaakt in drie dimensies, waarin zich processen met verschillende tijd-ruimteschalen afspelen en waarbij sprake is van een dominantieverhouding tussen de verschillende organisatieniveaus.
Daarnaast leven er onder ecologen tegenstrijdige opvattingen over de zelfregulatie van ecosystemen. In dit onderzoek wordt persistentie opgevat als een ecologische

invulling van het begrip 'duurzaamheid'; grenzen aan de persistentie van ecosystemen als de grenzen aan het duurzaam functioneren van ecosystemen. De verschillende toestanden, waarin ecosystemen vanuit de optiek van persistentie kunnen voortbestaan, worden opgevat als mogelijke vormen van natuurlijke kwaliteit.

De voorgaande uitwerking van een theoretisch kader heeft als doel de planning te voorzien van een ecologische invalshoek. De vraag naar graadmeters of indicatoren voor duurzaamheid is ook door Kuik en Verbruggen (1992) uitgebreid aan de orde gesteld. Ze sluit aan op de vraag naar bio-indicatoren dan wel milieumeetnetten ten behoeve van het overheidsbeleid (Brouwer e.a, 1990). Zowel Brouwer e.a. als Kuik en Verbruggen komen tot de conclusie dat er geen algemeen geldende graadmeter voor duurzaamheid is, zoals er ook geen absolute definitie van duurzaamheid is.

In dit onderzoek is gekozen voor het persistentiebegrip als theoretische basis voor de gezochte ecologische invalshoek voor planning. Nagegaan zal worden wat de consequenties van deze benadering zijn. De hiervoor uiteengezette ecologische theorieën hebben vooral betrekking op natuurlijke, zelfregulerende ecosystemen. Vanuit de optiek van planning is echter behoefte aan kennis met betrekking tot de mogelijkheden en randvoorwaarden voor de duurzame realisatie van verschillende maatschappelijke aanspraken. Toegespitst op de vraagstelling van dit onderzoek behoeft het uiteengezette theoretisch kader een vertaling naar kennis ten aanzien van het functioneren van *agro-ecosystemen* en *natuur-ecosystemen*, ecosystemen waarvan de zelfregulatie voor een groot deel is overgenomen door de mens. De volgende stap in het onderzoeksprogramma wordt dan ook gevormd door een beschrijving van het functioneren van agro-ecosystemen en natuur-ecosystemen vanuit het hier geschetste theoretische perspectief. Hierbij wordt er vanuit gegaan dat de patronen en processen in deze twee typen ecosystemen naast verschillen ook fundamentele overeenkomsten vertonen. Zowel landbouw als natuurbeheer worden opgevat als vormen van menselijk beheer, menselijke exploitatie en omvorming van het natuurlijk substraat. De persistentietheorie wordt in het volgende als zoeklicht gebruikt: hoe kunnen in het licht van de persistentietheorie grenzen aan het functioneren van agro-ecosystemen en natuur-ecosystemen worden gedefiniëerd?

Noten

1. De meest gangbare indeling in functionele componenten is het onderscheid in producenten, consumenten (ook wel secundaire en tertiaire producenten genoemd) en reducenten. O'Neill e.a (1986: 11) stellen echter dat deze indeling vooral bedoeld is voor problemen met betrekking tot de biotische aspecten van ecosysteemfuncties. Zij beschouwen juist de afzonderlijke processen als het vastleggen van energie, de retentie en afgifte van nutriënten en de regulatie van de snelheid van energie- en materiestromen als de relevante componenten in functionele zin.

2. In de theorievorming met betrekking tot het begrip 'stabiliteit' werd reeds onderscheid gemaakt tussen a) stabiliteit als constantie van aantallen -'variability', b) stabiliteit als gevoeligheid voor ingrepen -'resistance' en c) stabiliteit als herstelvermogen -'resilience'. Deze betekenisnuances van 'stabiliteit' hebben betrekking op de enig mogelijke evenwichtstoestand. Holling gebruikt het begrip 'resilience' echter ook voor ecosystemen die buiten evenwicht verkeren. Om spraakverwarring te voorkomen wordt in navolging van Kwa en Ringelberg (1984) het begrip 'persistentie' gebruikt voor ecosystemen buiten evenwicht of met meerdere evenwichten.

3. Kwa (1984) beschrijft het verschil in nadruk op stabiliteit dan wel op persistentie als een verschil in zienswijze tussen twee stromingen in de ecologie, namelijk tussen de cybernetische ecologie en de evolutionaire ecologie.

4. Vooral brasem vangt watervlooien weg, die op hun beurt algen consumeren. Tevens woelen brasem en karper de bodem om, waardoor het water troebel wordt en ondergedoken waterplanten onvoldoende licht krijgen.

3 PERSISTENTIE VAN AGRO-ECOSYSTEMEN EN NATUUR-ECOSYSTEMEN

3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt het theoretisch kader uitgewerkt voor agro-ecosystemen en natuur-ecosystemen. Deze systemen werden gedefiniëerd als ecosystemen, waarvan het functioneren wordt gereguleerd vanuit verschillende maatschappelijke doelstellingen. Ten grondslag aan deze definitie ligt de aanname dat zich in beide typen ecosystemen dezelfde ecologische processen voordoen als in natuurlijke ecosystemen, zoals biomassa-productie, competitie, dispersie, maar dat deze worden gereguleerd door menselijk handelen (Smith & Hill, 1975; Simmons, 1980; Conway, 1987). In paragraaf 3.2 wordt eerst een model van deze gemeenschappelijke basis uitgewerkt. Agro- en natuur-ecosystemen verschillen in de mate waarin de zelfregulatie van het natuurlijk substraat is overgenomen door menselijke regulatie. Deze regulatie betreft processen en factoren in de verschillende dimensies en daarmee ook de samenhang tussen soorten, functionele kenmerken en ruimtelijke aspecten van een ecosysteem. Tegen deze achtergrond wordt in paragraaf 3.2 het functioneren van agro- en natuur-ecosystemen besproken, toegespitst op de huidige Nederlandse situatie. In 3.3 wordt een uitwerking van het theoretische persistentiebegrip voor beide categorieën ecosystemen gegeven. In 3.4 wordt ingegaan op grenzen aan de persistentie.

3.2 Een model voor de analyse van agro- en natuurecosystemen

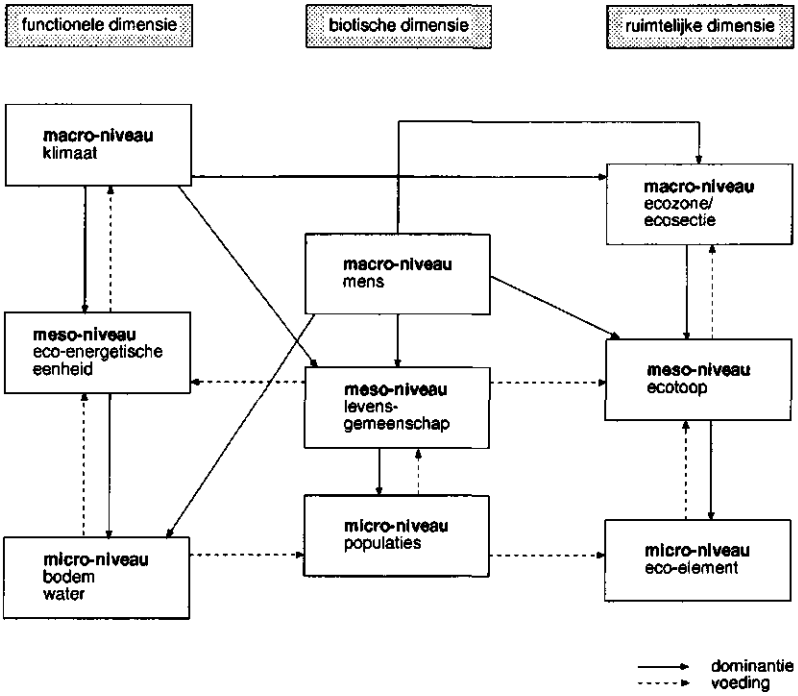
In dit onderzoek wordt uitgegaan van de veronderstelling, dat ook de processen in agro-ecosystemen en natuur-ecosystemen worden gekenmerkt door een hiërarchische organisatie, waarbinnen drie dimensies zijn te onderscheiden. Het uitgangspunt van O'Neill e.a (1986, zie hoofdstuk 2) is dat de hiërarchische structuur van de verschillende dimensies berust op verschillen in tijd-ruimteschalen en dat de relaties tussen de verschillende organisatieniveaus berusten op dominantie (in de zin van bepalende processen) dan wel voeding (in de zin van toeleverende processen). Daarbij is sprake van glijdende tijd-ruimteschalen. In het onderhavige model staan processen op het niveau van het ecosysteem centraal. Het concept van de hiërarchische structuur wordt hierbij gebruikt om per dimensie drie globale schaalniveaus te definiëren: "the understanding of a system at any conceived level of organization requires knowledge of the levels immediately above and below (Woodmansee, 1990: 58, zie ook Allen & Starr, 1982). Het hier onderscheiden macroniveau omvat de processen met een grote tijd-ruimteschaal, die zich niet tot het ecosysteemniveau beperken maar wel van van doorslaggevend belang zijn (in de zin van dominantie). Het microniveau omvat processen met een kleine tijd-ruimteschaal, die zich binnen het ecosysteem afspelen (opgevat als de voedende processen). Het mesoniveau van de verschil-

lende dimensies tenslotte omvat de processen die zich afspelen op de tijd-ruimteschaal van het ecosysteem als eenheid. Het gaat er hierbij om de relatieve ligging van de niveaus van één dimensie ten opzichte van elkaar te duiden, niet om absolute tijd-ruimteschalen aan te geven. De tijd-ruimteschalen van de globaal geduide niveaus in de verschillende dimensies hoeven daardoor niet gelijk te zijn. De hiërarchische organisatie op basis van verschillen in ruimtelijke schaal betreft vooral het gebied waarover de invloed van de verschillende factoren en processen zich uitstrekt. De hiërarchische organisatie op basis van verschillen in de tijdschaal kan zowel betrekking hebben op de verschillen in tijdsduur waarin ecosysteemkenmerken veranderen als op de termijn waarop natuurlijke of door de mens gestuurde processen in het natuurlijk substraat zich afspelen (Klijn & Udo de Haes, 1990).

Figuur 3.1 omvat een schematische weergave van het model voor ecosystemen, waarvan het functioneren door menselijk handelen wordt gereguleerd.
De belangrijkste processen in de *functionele dimensie* van ecosystemen zijn het doorgeven van energie langs voedselketens en de verschillende stofkringlopen of biogeochemische cycli. Deze twee processen zijn nauw aan elkaar gekoppeld, in die zin dat de energiestroom de stofkringlopen op gang houdt (Beukema & Nienhuis, 1985: 337). De hoogste tijd-ruimteschaal (het macroniveau in de hiërarchie) van de functionele dimensie wordt gevormd door klimatologische processen welke op het ecosysteemniveau de instraling van zonne-energie en de beschikbaarheid van water en essentiële stoffen (met name koolstof, stikstof en fosfor) bepalen.
Het mesoniveau van de functionele dimensie omvat het ecosysteem als eco-energetische eenheid; het belangrijkste proces in functioneel opzicht betreft de productie van biomassa, als het overall-resultaat van de energie- en materiestromen. Elk ecosysteem wordt gekenmerkt door een specifieke vorm van de energie- en stofstromen, anders geformuleerd kent elk ecosysteem een specifieke opbouw in voedselketens.
Het microniveau van de functionele dimensie omvat de afzonderlijk energie- en materiestromen binnen een ecosysteem. Deze processen worden gevoed door de lokale hydrologische situatie, de kwaliteit van water en bodem en de microklimatologische omstandigheden, welke de beschikbaarheid van nutriënten en water binnen het ecosysteem bepalen. Deze lokale factoren worden gedomineerd door processen op macroniveau, zoals bijvoorbeeld de verweringssnelheid van gesteenten wordt bepaald door macroklimatologische processen (Bailey, 1987).

De *biotische dimensie* van ecosystemen omvat het hiërarchisch gestructureerde netwerk van soorten. Het hoogste niveau in de hiërarchie van de biotische dimensie wordt opgespannen door soorten waarvan het voorkomen zich niet beperkt tot het specifieke ecosysteem. Vanuit de vraagstelling van dit onderzoek wordt de mens opgevat als de meest bepalende factor op het macroniveau van de biotische dimensie.

Figuur 3.1 Model voor gereguleerde ecosystemen



Het mesoniveau van de biotische dimensie wordt opgespannen door het geheel van de (lokale) populaties van het ecosysteem, de levensgemeenschap. De soortensamenstelling en de dichtheid van de samenstellende populaties komen tot stand door interactie tussen soorten zoals concurrentie, herbivorie/predatie en door processen binnen de samenstellende populaties als verspreiding en populatiedynamische processen (de jaarlijkse sterfte en reproductie, migratie). De processen binnen de verschillende populaties worden daarmee in dit model opgevat als het microniveau van de biotische dimensie. Ze worden echter op hun beurt gevoed door processen van groei en reproductie van individuele organismen, die zich op een nog kleinere tijd-ruimteschaal afspelen.

Het macroniveau van de *ruimtelijke dimensie* wordt opgespannen door de ruimtelijke rangschikking van ecosystemen in het landschap, de ligging ten opzichte van elkaar en ten opzichte van bijvoorbeeld het macroreliëf en de stromingspatronen van het grond- en oppervlaktewater[1]. Hierbij worden in het model de ruimtelijke niveaus van ecozone tot en met ecosectie uit figuur 2.2 samengenomen tot één niveau. Het aldus geformuleerde macroniveau omvat daarmee verschillende fysisch-geografische eenheden, waarvan de kenmerkende processen zich op verschillende tijd-ruimteschalen voordoen. Op dit macroniveau

heeft een samenspel van landschapsvormende processen en menselijke omvorming geleid tot een bepaalde afwisseling van verschillende typen ecosystemen op basis van verschillen in landgebruik en daarmee samenhangende vegetatiestructuren. Ten Houte de Lange (1987: 197) noemt deze ruimtelijke verschillen in structuur van het landschap de heterogeniteit in horizontale zin. Deze heterogeniteit wordt volgens hem bepaald door de variatie in aard van de ecotopen, hun aantal, oppervlakte, vorm en onderlinge ligging. De ruimtelijke relaties tussen ecosystemen onderling worden gedragen door water, lucht en dieren.
Het mesoniveau van de ruimtelijke dimensie komt overeen met het door Klijn en Udo de Haes (1990) gebruikte begrip 'ecotoop', het ecosysteem op een bepaalde plaats. De ligging van een ecosysteem ten opzichte van andere ecosystemen en ten opzichte van processen en kenmerken van het natuurlijk substraat is sterk bepalend voor het effect van de genoemde relaties tussen ecosystemen op macroniveau. Daarnaast vormt de ruimtelijke variatie binnen het ecosysteem een belangrijk kenmerk van het mesoniveau van de ruimtelijke dimensie, door ten Houte de Lange (1987) de heterogeniteit in verticale zin genoemd. Deze variatie wordt in belangrijke mate bepaald door het specifieke landgebruik. Ze wordt gevoed door de variatie in reliëf, bodemgesteldheid en hydrologie op het microniveau van de ruimtelijke dimensie. Dit microniveau wordt opgespannen door de afzonderlijke eco-elementen, gedefinieerd als de verschillende ruimtelijke eenheden binnen een ecosysteem.

Samenhang tussen de dimensies
Het onderscheid in drie dimensies is een analytisch onderscheid: het is gebaseerd op verschillende benaderingen van het concept 'ecosysteem'. De drie hiërarchisch gestructureerde dimensies van een ecosysteem hangen op een complexe manier samen. Het voorkomen van plant- en diersoorten (het mesoniveau van de biotische dimensie) is bijvoorbeeld niet alleen afhankelijk van de menselijke regulatie, maar ook van het klimaat (macroniveau van de functionele dimensie) en de ligging van het ecosysteem in relatie tot andere ecosystemen (mesoniveau van de ruimtelijke dimensie). De soortensamenstelling is op haar beurt medebepalend voor de afzonderlijke processen van productie, consumptie en afbraak en daarmee voor de totale productie van biomassa, opgevat als het mesoniveau van de functionele dimensie. De hydrologische omstandigheden in een ecosysteem zijn gekoppeld aan de ligging van het ecosysteem binnen de stromingspatronen van grond- en oppervlaktewater. De micro-klimatologische omstandigheden worden niet alleen bepaald door de klimatologische invloeden op macroniveau, maar bijvoorbeeld ook door het voorkomen van specifieke eco-elementen binnen het ecosysteem.
De samenhang tussen de drie dimensies in door de mens gereguleerde ecosystemen wordt in belangrijke mate bepaald door de maatschappelijke doelstelling van regulatie. Toegespitst op agro- en natuur-ecosystemen bepaalt de keuze voor landbouw dan wel natuurbeheer de karakteristieke wisselwerking tussen de functionele, de biotische en de ruimtelijke dimensie.

3.2.1 Agro-ecosystemen

Agro-ecosystemen zijn ecosystemen waarvan het functioneren wordt gereguleerd vanuit een landbouwkundige doelstelling. De begrenzing van ecosystemen is in belangrijke mate afhankelijk van de probleemstelling; bezien vanuit de vraag naar grenzen aan de landbouwkundige omvorming van het natuurlijk substraat, vindt een groot deel van de relevante regulatie plaats op het niveau van afzonderlijke bedrijven. Agro-ecosystemen worden hier dan ook begrensd als de natuurlijke deelsystemen van agrarische bedrijven ('natuurlijk' in de zin van natuurlijk substraat). De belangrijkste productierichtingen in Nederland zijn daarbij akkerbouw, glas- en overige tuinbouw, rundveehouderij en intensieve veehouderij.

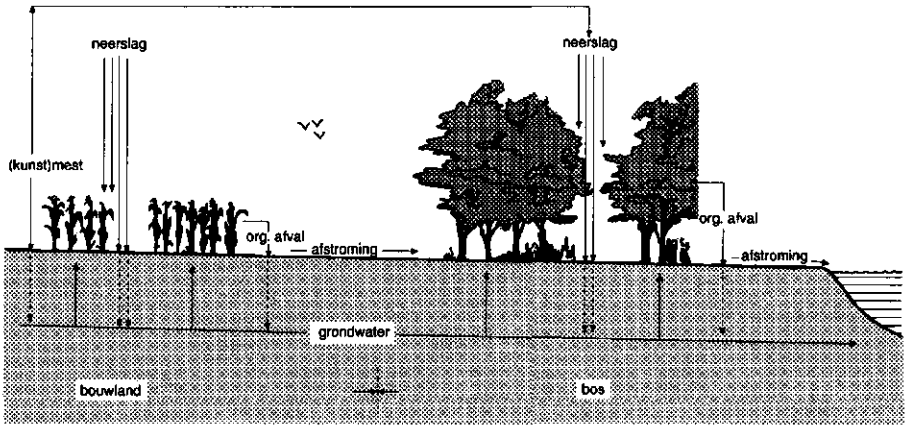
Het macroniveau van de *functionele dimensie* van agro-ecosystemen wordt opgespannen door de instraling van zonne-energie en de beschikbaarheid van water en essentiële stoffen. In de glastuinbouw en de intensieve veehouderij wordt zonne-energie vervangen door kunstlicht; in de grondgebonden productierichtingen zijn de weersomstandigheden nog sterk bepalend. De regulatie van de grondwaterstand is op te vatten als een regulatie van de jaarlijkse afwisseling van natte, koude en droge, warmere seizoenen op het mesoniveau en is gericht op het voorkomen van zowel wateroverlast als watertekort vanuit het oogpunt van optimale productie-omstandigheden. De aanvoer van (kunst)meststoffen en voederstoffen reguleert de beschikbaarheid van nutriënten.
Het mesoniveau van de functionele dimensie omvat de biomassaproductie, als het resultaat van de energie- en materiestromen. In agro-ecosystemen worden de energie- en materiestroom gekanaliseerd naar een beperkt aantal gewenste organismen. De plantaardige en dierlijke productie van agro-ecosystemen wordt veelal afgevoerd; alleen de maïsproductie dient voor een deel als veevoer.
Ook op het microniveau van de functionele dimensie wordt zowel de nutriëntenvoorziening als de grondwaterstand gereguleerd. Door (detail)bemesting wordt de afvoer van nutriënten via producten, via af- en uitspoeling en via andere verliezen op perceelsniveau gecompenseerd (Zadoks, 1985). Veelal overtreft de aanvoer via bemesting de hoeveelheid die door het gewas wordt opgenomen; overcompensatie is volgens Zadoks vaak gewenst om de planten in optimale conditie te brengen. Door middel van bemesting wordt niet alleen de hoeveelheid, maar ook de tijdschaal van beschikbaarheid van nutriënten gereguleerd. De regulatie van de grondwaterstand op microniveau vindt plaats door middel van detailontwatering.
Een belangrijke karakteristiek van de huidige agro-ecosystemen is de aanvoer van energie en nutriënten van buiten het systeem. In functionele zin wordt de intensieve veehouderij onder andere door Van der Ploeg (1993) gezien als een ontkoppeling van lokale ecologische processen: de benodigde groeifactoren worden in belangrijke mate van elders aangevoerd. Ook de glastuinbouw vertoont een dergelijke ontkoppeling.

Naast de beoogde productie heeft de menselijke regulatie van agro-ecosystemen ook andere effecten in functionele zin, welke de laatste decennia steeds sterker op de voorgrond treden: ophoping van zware metalen en nutriënten in de bodem, uitspoeling van nutriënten naar het grond- en oppervlaktewater, uitstoot van ammoniak en daling van de grondwaterstand als gevolg van ontwatering.

De mens wordt in dit onderzoek als het macroniveau in de *biotische dimensie* van agro-ecosystemen opgevat, omdat hij de soortensamenstelling van agro-ecosystemen, het meso-niveau van de biotische dimensie, bepaalt. Verschillende vormen van agrarische productie gaan gepaard met een specifieke soortensamenstelling.
Agro-ecosystemen hebben een lagere diversiteit aan planten en dieren dan natuurlijke ecosystemen (Zadoks, 1985). De regulatie van het voorkomen van planten en dieren is veelal gericht op een zo uniform mogelijke soortensamenstelling; de levensgemeenschap van agro-ecosystemen wordt kenmerkt door een eenvoudige structuur. De processen op het microniveau in de biotische dimensie als bijvoorbeeld concurrentie en populatiedynamische processen worden in agro-ecosystemen zoveel mogelijk gereguleerd. In de plantaardige teeltrichtingen worden andere planten dan de gewenste gewassen en fytofage organismen geweerd door middel van mechanische en chemische bestrijding. Ook de botanische soortensamenstelling van grasland wordt steeds meer gereguleerd in de richting van een beperkt aantal, veelal eenjarige grassoorten. In de dierlijke productierichtingen zijn vooral reproductieprocessen (mede) het doel van regulatie, zoals bijvoorbeeld de productie van kalveren, biggen en eieren.
Regulatie op het microniveau van de biotische dimensie steunt op de bestrijding van onkruiden, ziekten en vraat én op regulatie van de groeiprocessen van het productiegewas en de landbouwhuisdieren zelf. Deze groeiprocessen worden gereguleerd door middel van plantaardige en dierlijke hormonen, en geneesmiddelen (ibid).

Het macroniveau van de *ruimtelijke dimensie* wordt opgespannen door de ligging van agro-ecosystemen in het landschap, de situering in relatie tot bijvoorbeeld de stromingspatronen van het grond- en oppervlaktewater en de relaties met andere ecosystemen op grond van deze ruimtelijke rangschikking. De huidige oppervlakte en ligging van de Nederlandse agro-ecosystemen is deels het resultaat van de ontginningsgeschiedenis, voor een belangrijk deel zijn ook ruilverkavelingen bepalend geweest voor de ruimtelijke rangschikking. De variatie in verschillende vormen van grondgebruik is een belangrijke factor in wat eerder de heterogeniteit in horizontale zin werd genoemd; vaak nemen agro-ecosystemen een belangrijk deel van de oppervlakte in. Vanuit een planningsoptiek treden op dit niveau de relaties tussen agro-ecosystemen en natuur-ecosystemen (via water, lucht en dieren - zie figuur 3.2) op grond van hun ruimtelijke rangschikking steeds sterker op de voorgrond.
Het mesoniveau van de ruimtelijke dimensie van agro-ecosystemen omvat het agro-ecosysteem zelf, bestaande uit verschillende percelen. De heterogeniteit in

Figuur 3.2 Relaties tussen agro- en natuur-ecosystemen op grond van hun ruimtelijke rangschikking



verticale zin, de variatie binnen het agro-ecosysteem, berust op de variatie in grondgebruik van deze percelen. Deze komt tot stand op basis van bouwplannen en beweidingsschema's.
Het microniveau van de ruimtelijke dimensie wordt opgespannen door de afzonderlijke percelen. De tijd-ruimteschaal van de veranderingen in het agrarische grondgebruik is in de loop van de tijd sterk veranderd. Niet alleen zijn onder andere door ruilverkavelingen de percelen vergroot, ook is de variatie van de verbouwde gewassen in de tijd sterk vergroot. Daarbij is de natuurlijke differentiatie tussen en binnen percelen als gevolg van verschillen in reliëf, bodemtype en grondwaterstand voor een belangrijk deel verdwenen als gevolg van regulatie in de vorm van egalisatie, ploegen, ontwatering e.d..

De *samenhang tussen de dimensies* in agro-ecosystemen weerspiegelt het belangrijkste doelwit van de landbouwkundige regulatie: de produktie per dier en/of per hectare gewas. Deze productie is op zichzelf beschouwd een element uit de functionele dimensie. Ze komt echter tot stand door een wisselwerking tussen processen in de functionele, de biotische en de ruimtelijke dimensie van het betreffende ecosysteem.
De regulatie van de plantaardige productie in de functionele dimensie (door bijvoorbeeld ontwatering en bemesting) gaat samen met regulatie van de soortensamenstelling in de biotische dimensie. Functionele beperkingen in de voedselvoorziening van de gewenste dierlijke organismen worden opgeheven door bijvoeren. Daarbij wordt de regulatie van nutriëntenstromen in de functionele dimensie soms beperkt door grenzen in de biotische dimensie. Zo wordt de kaliumgift beperkt vanwege het gevaar van kopziekte voor runderen; het houden van schapen stelt grenzen aan het kopergehalte van meststoffen. Veredeling,

selectie van resistente en/of hoogproductieve rassen en fokprogramma's evenals de groeiregulatie van individuele organismen zijn te karakteriseren als regulatie in de biotische dimensie, gericht op maximalisatie van de productie van de gewenste planten en dieren in de functionele dimensie. De regulatie van de wateraanvoer en -afvoer evenals de regulatie van de beschikbaarheid van nutriënten zijn in functionele zin toeleverend voor de productie; in ruimtelijke zin worden de gebruiksmogelijkheden van de afzonderlijke percelen gereguleerd. Grondbewerking als bijvoorbeeld ploegen en egaliseren is van belang voor de regulatie van het microniveau van de ruimtelijke en de functionele dimensie, maar heeft in de biotische dimensie tevens vaak een gewasbeschermende functie (Zadoks, 1985).
De tijd-ruimteschalen van de menselijke regulatie van het functioneren van agro-ecosystemen kunnen uiteenlopen: veredelingsprogramma's strekken zich bijvoorbeeld over een grotere ruimtelijke schaal en een langere tijdsduur uit dan de jaarlijkse bemestingsschema's. Daarnaast kan het menselijk handelen ook expliciet gericht zijn op regulatie van de tijd-ruimteschaal van ecologische processen. De voedselbehoefte van dieren varieert met de fysiologische conditie, omgevingsfactoren en de voedingswaarde van de gewassen. De voedingsbehoeften van grazers in het agrarisch ecosysteem lopen niet synchroon met de productie van het voedingsgewas; daarom wordt gras geconserveerd voor de winter en/of worden andere voedingsgewassen toegevoegd. Een ander voorbeeld is de beïnvloeding van het dagelijks ritme van productie van planten en dieren door middel van een kunstmatig lichtregime. Langer licht geeft een hogere eierproductie; minder licht zorgt voor vettere varkens (Forman & Godron, 1986).

3.2.2 Natuur-ecosystemen

Onder natuur-ecosystemen worden in dit onderzoek zowel natuurgebieden als landschapselementen (houtwallen, heggen e.d.) verstaan, voor zover ze worden beheerd vanuit een natuurbeheersdoelstelling. Natuurgebieden in Nederland zijn voor een groot gedeelte door de mens beheerde ecosystemen. Ook hier is sprake van omvorming van het natuurlijk substraat met het oog op realisatie van een bepaalde maatschappelijke doelstelling. Stortenbeker en Berendse (1985: 526) definiëren natuurbeheer als: " het veiligstellen, handhaven, scheppen en reguleren van bestaansvoorwaarden voor natuurlijke en halfnatuurlijke ecosystemen en landschapselementen". Soulé en Simberloff (1986) geven als drie, complementaire doelen voor natuurbescherming het behouden van specifieke, zeldzame soorten, het behouden van gehele levensgemeenschappen en tot slot het behouden van biotische diversiteit of het maximum aantal soorten.
Ook de huidige Nederlandse natuur-ecosystemen zijn voornamelijk tot stand gekomen vanuit het streven naar behoud en herstel van een zo groot mogelijke diversiteit aan planten, dieren en levensgemeenschappen (door Van Amstel e.a., 1988, de klassieke natuurvisie genoemd). Recent treedt het streven naar natuurontwikkeling sterk op de voorgrond, waarbij het beheer is gericht op "het

functioneren van een natuurlijk, samenhangend en zelfregulerend systeem" (van Amstel e.a., 1988).[2]
Het streven naar natuurontwikkeling zal in hoofdstuk 6 aan de orde komen; in dit hoofdstuk ligt het accent op de huidige Nederlandse natuur-ecosystemen, welke nog voor een belangrijk deel worden beheerd vanuit de klassieke visie. Daarbij is de aandacht vooral gericht op zeldzame, voor Nederlandse omstandigheden kenmerkende levensgemeenschappen. Gestreefd wordt naar een zo groot mogelijke soortenrijkdom en een diverse soortensamenstelling. Het streven naar een zo groot mogelijke diversiteit werd lange tijd ingegeven door het vermeende positieve verband tussen diversiteit en stabiliteit: diversiteit van het systeem zou tot stabiliteit van het systeem leiden. Deze relatie wordt echter volgens Kwa en Ringelberg (1984) als verworpen beschouwd.

Ook in natuur-ecosystemen vormen de instraling van zonne-energie en de beschikbaarheid van water en voedingsstoffen de belangrijkste processen op het macroniveau in de *functionele dimensie*. Regulatie van het functioneren van natuur-ecosystemen op dit niveau is vooral gericht op het handhaven dan wel herstellen van groeiomstandigheden, noodzakelijk voor handhaving of herstel van de nagestreefde soortensamenstelling. In toenemende mate is het beheer van de Nederlandse natuur-ecosystemen gericht op het wegnemen dan wel compenseren van storingen als gevolg van de aanvoer van vermestende en verzurende stoffen vanuit met name agro-ecosystemen en het herstellen van de gevolgen van verdroging.
Het mesoniveau van de functionele dimensie in natuur-ecosystemen omvat de productie van biomassa, als het resultaat van de energie- en materiestromen. Veelal wordt gestreefd naar een zo natuurlijk mogelijk verloop van deze processen. In de zogenaamde half-natuurlijke ecosystemen als heide en schraalgraslanden is de menselijke regulatie gericht op een stabilisatie van het nutriëntenaanbod en daarmee van de primaire productie (Stortenbeker & Berendse, 1985).
Het microniveau wordt opgespannen door de lokale hydrologische situatie, de kwaliteit van water en bodem en de microklimatologische omstandigheden, welke de beschikbaarheid van nutriënten en water binnen het ecosysteem bepalen. Als gevolg van verzuring, vermesting en verdroging zijn met name natte en/of voedselarme groeiomstandigheden zeldzaam geworden; de aanvoer van nutriënten in combinatie met een daling van de grondwaterstand leidt in de functionele dimensie tot een verhoging van de primaire productie.
Regulatie van kenmerken en processen op het microniveau van de functionele dimensie van natuur-ecosystemen vindt ondermeer plaats door afvoer van nutriënten door maaien, plaggen, branden en/of begrazing en door regulatie van de grondwaterstand.

Het macroniveau van de *biotische dimensie* van natuur-ecosystemen wordt opgespannen door de organismen waarvan het voorkomen zich niet beperkt tot het specifieke ecosysteem. Vaak is dat ook hier de mens; daarnaast betreft het

bijvoorbeeld de grotere (zoog)dieren met een relatief lange levensduur. Hun aantal wordt echter veelal door menselijk ingrijpen gereguleerd. In dit onderzoek staan natuur-ecosystemen in cultuurlandschappen centraal. Vaak betreft het daarbij versnipperde natuur-ecosystemen en moeten de populaties worden beschouwd als *metapopulaties* (Opdam, 1987; Verboom e.a., 1991). Een metapopulatie wordt gedefinieerd als een stelsel van ruimtelijk gescheiden lokale populaties, de sub-populaties. Deze sub-populaties zijn onderling met elkaar verbonden door dispersiebewegingen, welke lokaal uitsterven kunnen compenseren. De metapopulatie is een dynamisch en open systeem door dispersiestromen binnen de metapopulatie en tussen andere metapopulaties.
Het mesoniveau omvat de levensgemeenschap, het geheel van de lokale (sub)-populaties van planten en dieren. Om de variatie aan organismen binnen een ecosysteem te duiden, wordt zowel het begrip 'soortenrijkdom' gebruikt, gedefinieerd als het totaal aantal soorten per eenheid van oppervlakte, als het begrip 'diversiteit' (Werger & Westhoff, 1985: 314). Voor de diversiteit van een ecosysteem is niet alleen het aantal soorten van belang, maar ook het aantal individuen per soort per eenheid van oppervlakte en de verdeling van de aantallen individuen over de soorten. Er zijn verschillende diversiteitsindices ontwikkeld, maar het begrip diversiteit blijft moeilijk eenduidig te definiëren[3]. De invulling ervan hangt ook af van het gekozen schaalniveau (Kwa & Ringelberg, 1984; Stortenbeker & Berendse, 1985: 549).
De processen op het niveau van de afzonderlijke populaties worden in dit onderzoek opgevat als het microniveau van de biotische dimensie. Regulatie in de biotische dimensie kan de vorm hebben van jacht of - in geval van plantaardige organismen - het verwijderen van ongewenste soorten (bijvoorbeeld in geval van boomopslag in heidevelden).

Het macroniveau van de *ruimtelijke dimensie* omvat de ligging van natuur-ecosystemen in het landschap, de situering in relatie tot bijvoorbeeld de stromingspatronen van het grond- en oppervlaktewater en de relaties met andere ecosystemen op grond van deze ruimtelijke rangschikking. Daarmee valt dit niveau voor een belangrijk deel samen met het macroniveau van agro-ecosystemen. Voor natuur-ecosystemen zijn op dit niveau echter ook de verschillende plantengeografische districten en verspreidingsgebieden van dieren van belang. Zowel de huidige oppervlakte als de ruimtelijke rangschikking van de Nederlandse natuur-ecosystemen zijn meestal slechts ten dele tot stand gekomen op basis van ecologische motieven[4].
Vanuit een planningsoptiek zijn de belangrijkste aspecten op macroniveau de oppervlakte en ligging van natuur-ecosystemen ten opzichte van andere natuur-ecosystemen én ten opzichte van agro-ecosystemen. Regulatie van het functioneren van natuur-ecosystemen op dit niveau van de ruimtelijke dimensie kan de vorm hebben van het instellen van bufferzones, gericht op het voorkomen van genoemde storingen in de functionele dimensies én het aanleggen van stapstenen en corridors ten behoeve van de dispersie van (sub-)populaties. Het mesoniveau

van de ruimtelijke dimensie wordt opgespannen door de afzonderlijke natuur-ecosystemen. De ligging van een natuur-ecosysteem op het macroniveau bepaalt in belangrijke mate de richting en daarmee het effect op mesoniveau van relaties met andere ecosystemen via water, lucht en dieren (Stortenbeker & Berendse, 1985; zie ook figuur 3.2).
De heterogeniteit in verticale zin, de variatie binnen een natuur-ecosysteem is afhankelijk van het vegetatiepatroon, de verschillen in de gelaagdheid van de vegetatie en de daarvan afgeleide afwisseling in habitats. Regulatie van deze kenmerken kan plaatsvinden door middel van bijvoorbeeld het instellen van begrazings- en betredingszones en door de ruimtelijke spreiding binnen het systeem van de inzet van beheersmaatregelen als plaggen, maaien, verwijderen van bosopslag e.d. Vooral beweiding leidt tot een grote heterogeniteit in de vegetatiestructuur (Stortenbeker & Berendse, 1985).
Het microniveau van de ruimtelijke dimensie wordt opgespannen door de verschillende eco-elementen, welke vaak worden onderscheiden op basis van verschillen in de vegetatie. Zo noemen Klijn en Udo de Haes (1990) bijvoorbeeld oppervlakken met dominantie van adelaarsvarens in bossen en heiden eco-elementen. Deze heterogeniteit in verticale zin wordt verder gevoed door gradiënten in het reliëf, de bodemopbouw en in combinatie daarmee de hydrologische omstandigheden.

Ook natuur-ecosystemen worden gekenmerkt door een specifieke *samenhang tussen de drie dimensies*, welke het belangrijkste doel van menselijke regulatie weerspiegelt: handhaving van een bepaald type ecosysteem, waarbij de nadruk vaak ligt op het handhaven van een kenmerkende soortensamenstelling. In dit onderzoek wordt het doel van menselijke regulatie van het functioneren van natuur-ecosystemen opgevat als het realiseren van een specifieke soortensamenstelling, als overkoepelend begrip voor zowel 'soortenrijkdom en diversiteit' als 'natuurlijkheid en zelfregulering'. Deze soortensamenstelling is een resultante van een wisselwerking tussen processen in de functionele, de biotische en de ruimtelijke dimensie van het betreffende ecosysteem. Ze is zowel afhankelijk van processen in biotische dimensie als van de habitatkwaliteit in functionele en ruimtelijke zin.
De regulatie in de functionele dimensie van natuur-ecosystemen betreft de regulatie van de mineralen- en waterhuishouding als randvoorwaarden voor de groei van de gewenste organismen. Daarbij is de aanwezigheid van een specieke vegetatie vaak weer een randvoorwaarde voor de aanwezigheid van bepaalde dieren (bijvoorbeeld relatie waardplanten-vlinders; bos-bosvogels etc). Het type beheersmaatregel (maaien dan wel begrazing of nietsdoen) is mede van invloed op de soortensamenstelling. De regulatie in de ruimtelijke dimensie ten einde een specifieke soortensamenstelling te handhaven treedt vooral de laatste jaren sterk op de voorgrond. Daarbij gaat het zowel om de oppervlakte, de ligging van natuur-ecosystemen ten opzichte van agro-ecosystemen (als gevolg van genoemde storingen in de functionele dimensie) als om de ligging ten opzichte van gelijk-

soortige natuur-ecosystemen onder invloed van ideeën uit de biografische eilandtheorie en het op basis daarvan ontwikkelde concept van ecologische infrastructuur.
De factoren die de groei en reproductie van de afzonderlijke populaties (het microniveau van de biotische dimensie) bepalen, kunnen in de biotische dimensie zelf zijn gelegen, als bijvoorbeeld sprake is van dichtheidsafhankelijke groei en reproductie. Ze kunnen ook deel uitmaken van de functionele dimensie waar het voedselaanbod bepalend is voor de populatie-omvang. Beperkingen in de ruimtelijke dimensie kunnen gelegen zijn in de afstand tot fourageergebieden of in beperkingen aan het beschikbaar zijn van broedgelegenheid of territoria. Dergelijke beperkingen zijn ook van invloed op het mesoniveau van de biotische dimensie. Voor sommige soorten is een afwisseling van habitats van groot belang voor hun voortbestaan; dit kan zowel een complex van ecotopen vereisen als een afwisseling tussen eco-elementen (Ten Houte de Lange, 1987: 201).
Ook de tijd-ruimteschalen van de menselijke regulatie van het functioneren van natuur-ecosystemen lopen uiteen: van jaarlijks maaien tot eens in de vijfentwintig jaar plaggen en van het instellen van bufferzones op macroniveau tot het beheer van specifieke eco-elementen.

3.3 Persistentie

Een gemeenschappelijk kenmerk van agro- en natuurecosystemen is de menselijke regulatie: het ingrijpen in en de sturing van ecologische processen ten behoeve van de realisatie van maatschappelijke doelstellingen. Verschillen zijn gelegen in de mate waarin de zelfregulatie van het natuurlijk substraat is overgenomen door menselijke regulatie én in het meest van belang geachte ecosysteemkenmerk. De doelstellingen van regulatie betreffen respectievelijk productie van dier en gewas en een specifieke soortensamenstelling of - in theoretische termen - een voor dat type ecosysteem karakteristieke samenhang tussen de drie dimensies. Productie en soortensamenstelling worden in dit onderzoek opgevat als de *graadmeters* voor de persistentie van agro- en natuur-ecosystemen. In hoofdstuk 2 werd uiteengezet dat deze graadmeters gebaseerd zijn op een specifieke wisselwerking tussen processen en kenmerken in de verschillende dimensies, bouwstenen voor persistentie genoemd. In het volgende wordt getracht de mogelijke storingen in deze bouwstenen, die een cruciale rol spelen bij het handhaven van de persistentie van agro- en natuur-ecosystemen, te identificeren.

3.3.1 Persistentie van agro-ecosystemen

De samenhang tussen de dimensies in agro-ecosystemen wordt gereguleerd met het oog op productie per dier dan wel per hectare gewas. Onder invloed van storingen kan deze productie teruglopen. Persistentie van agro-ecosystemen wordt gedefinieerd als het vermogen om het productieniveau te handhaven in de tijd bij storing (Conway, 1987[5]). In door de mens gereguleerde ecosystemen kunnen

storingen ook een (onbedoeld) effect van dat menselijk handelen zijn. Afname van de productie per dier of per hectare gewas berust op veranderingen in processen of kenmerken in de verschillende dimensies. Hierna komen de belangrijkste bedreigingen voor de persistentie van de Nederlandse agro-ecosystemen aan de orde.

Storingen op het macroniveau van de *functionele dimensie* betreffen veranderingen in de instraling van zonne-energie en de beschikbaarheid op ecosysteemniveau van water en essentiële stoffen als gevolg van veranderingen in klimatologische processen. Natuurlijke klimaatsveranderingen worden gekenmerkt door een tijdschaal van eeuwen tot miljoenen jaren; de tijdschaal van veranderingen in deze processen kan verkleind worden als gevolg van menselijk handelen, zie bijvoorbeeld voor klimaatsveranderingen Clark en Munn (1986) en Jongman (1993). Deze storingen komen echter niet (uitsluitend) voort uit de regulatie van agro-ecosystemen; ze blijven in dit onderzoek verder buiten beschouwing.

Op het microniveau zullen vooral storingen in de vorm van een afname van de bodemkwaliteit de persistentie van agro-ecosystemen onder druk kunnen zetten. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen de fysieke en de chemische bodemvruchtbaarheid. De fysieke aspecten van de bodemvruchtbaarheid betreffen de - structuur, de doorlatenheid en het watervasthoudend vermogen van de bodem (Zadoks, 1985: 392). Een extreem voorbeeld van structuurbederf is erosie, waarbij de vruchtbare bovenlaag verdwijnt[6]. Er gaat meer grond verloren dan er gevormd wordt, terwijl de bodem een van de belangrijkste produktievoorwaarden in de landbouw is. De bodem oefent ook een dempende werking uit op fluctuaties in de omgeving (retentie van water en nutriënten, binding van zware metalen en fosfaten), juist doordat bodemvormende processen zich op een grote tijd-ruimteschaal afspelen. Daarnaast kunnen verslemping, bodemverdichting en een teruglopend gehalte organische stof leiden tot een afname van de productie per hectare gewas (Van der Weijden e.a., 1984).

De chemische aspecten van de bodemvruchtbaarheid betreffen de zuurgraad en het gehalte aan voor de planten beschikbare voedingsstoffen. Afname van de chemische bodemkwaliteit en dientengevolge afname van de agrarische productie kan worden veroorzaakt door verzilting, verzuring en/of ophoping van zware metalen in de bodem. Zware metalen worden via bemesting aangevoerd, bijvoorbeeld in het geval van de toevoeging van koper aan varkensvoer ter bevordering van de groei, of vormen een werkzaam bestanddeel in bestrijdingsmiddelen. Meestal zijn zware metalen niet of slechts in kleine hoeveelheden nodig voor vee en gewas (Aarts e.a., 1988: 76,77)[7]. Als de aanvoer van zware metalen naar de bodem de afvoer via gewas en grondwater overtreft, kan de biologische beschikbaarheid van deze elementen te groot worden. Dat kan in de functionele dimensie leiden tot een slechte groei van gewassen, het optreden van te hoge gehalten voor mens en dier in de gewassen en verontreiniging van grond- en oppervlaktewater (Ferdinandus e.a., 1989: 49).

Naast een afname van de bodemkwaliteit kunnen in de functionele dimensie storingen ook bestaan uit veranderingen in de waterkwantiteit en -kwaliteit, leidend tot het teruglopen van de productie.
De belangrijkste storingen in de *biotische dimensie* betreffen het optreden met problemen voor de gezondheid van vee en gewassen. Directe aantasting van de gezondheid treedt op bij vergiftiging, bijvoorbeeld door een hoog gehalte aan zware metalen. De meeste gewassen zijn vooral gevoelig voor koper en zink. Vergiftiging van het vee treedt op door opname van deze gewassen en/of door opname van grond, die vergiftigd is met zware metalen. Dergelijke vergiftiging van landbouwhuisdieren komt volgens Baars (1989: 36) relatief weinig voor; meestal gaat het om incidentele, acute vergiftigingen. Hierbij speelt een rol dat chronische vergiftiging moeilijk te onderzoeken is en dat de levensduur van het vee beperkt is.
Daarnaast kunnen in de biotische dimensie verschillende ziekten en plagen en het optreden van resistentie van onkruiden en plaagorganismen problemen opleveren voor de gezondheid van vee en gewassen, leidend tot een afname van de productie.
In de *ruimtelijke dimensie* gaat het vanuit het oogpunt van persistentie vooral om storingen in de vorm van beperkingen aan de agrarische gebruiksmogelijkheden op het mesoniveau. Een voorbeeld is het ongeschikt raken van percelen voor de teelt van bepaalde gewassen als gevolg van een overdosis aan metalen en mineralen. Het opstellen van bouwplannen kan ook beperkt worden door verdroging als gevolg van ontwatering elders.

Genoemde storingen in de verschillende dimensies hangen met elkaar samen. Een toename van het optreden van ziekten en plagen in de plantaardige teelten wordt toegeschreven aan de verhoogde gevoeligheid van gewassen bij hoge stikstofgiften (Dekker, 1987). Bouwplanvernauwing in de ruimtelijke dimensie kan het gevolg zijn van hoge mestgiften in de functionele dimensie en leidt in de biotische dimensie tot een toename van bodemziekten (Mulder, 1987). De snelle verbreiding van varkenspest hangt samen met de sterke ruimtelijke concentratie van de intensieve veehouderij.

3.3.2 Persistentie van natuur-ecosystemen

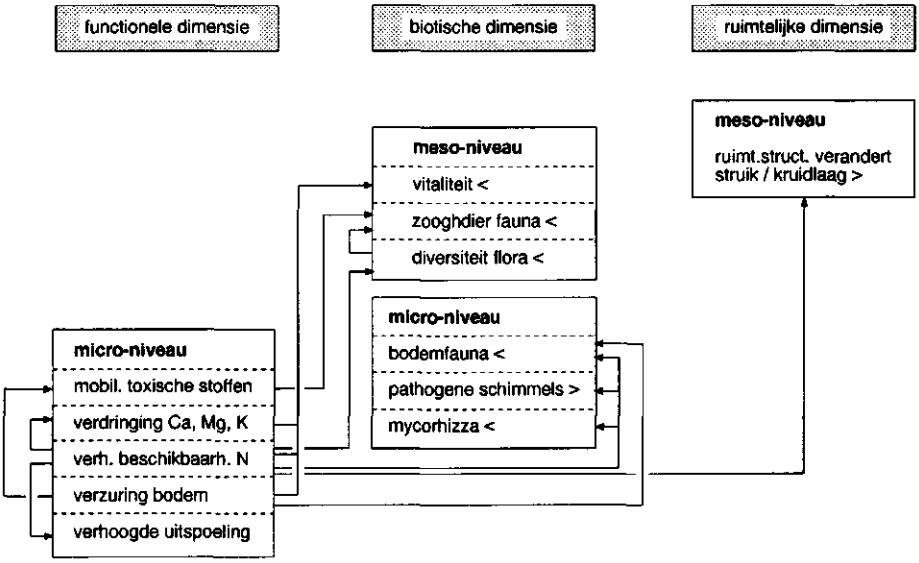
De samenhang tussen de dimensies in natuur-ecosystemen wordt gereguleerd met het oog op de soortensamenstelling van specifieke levensgemeenschappen. Onder invloed van storingen kan deze soortensamenstelling veranderen. Persistentie van natuur-ecosystemen wordt gedefinieerd als het vermogen de specifieke soortensamenstelling in de tijd bij storing te handhaven. De invulling van deze soortensamenstelling als graadmeter verschilt per type natuur-ecosysteem; ze komt tot stand door de voor dat type ecosysteem karakteristieke wisselwerking tussen de drie dimensies.

Het macroniveau van de *biotische dimensie* wordt gevormd door de mens en eventuele metapopulaties van de aanwezige soorten. Op het microniveau zijn de verschillende lokale populaties de bouwstenen voor deze soortensamenstelling. Persistentie van de samenstellende populaties is toeleverend of 'voedend' voor de persistentie van de levensgemeenschap als geheel. Een belangrijke storing in de biotische dimensie in dit opzicht is een afname van de populatie-omvang van een of meerdere populaties, waarbij de aandacht vooral uitgaat naar soorten die kenmerkend zijn voor een ecosysteemtype. Handhaven dan wel ontwikkelen van een specifieke soortensamenstelling vereist in de biotische dimensie een minimum aantal organismen van de betreffende soorten: de minimale populatie-omvang, de 'minimum viable population size' (Soulé & Simberloff, 1986; Nunney & Campbell, 1993). Soulé en Simberloff (1986: 27) definiëren de minimale populatie-omvang als de grens waarbeneden de kans op het overleven van een soort op lange termijn onacceptabel laag is. Ook Nunney en Campbell definiëren de minimum omvang als die omvang die voor een gegeven tijdsduur de persistentie van de populatie van een bepaalde soort met een bepaalde statistische kans verzekert. Het aangeven van grenzen aan de fluctuaties in populatie-omvang vanuit de optiek van persistentie is niet eenvoudig, omdat de onderliggende mechanismen zo complex zijn (Scheffer, 1990: 94). Nunney en Campbell (1993) stellen dat er nog geen eenduidige richtlijn voor de 'minimum viable population size' van een bepaalde soort bestaat. De in de literatuur genoemde waarden voor de minimale populatie-omvang lopen ver uiteen, afhankelijk van de relevante factoren die in beschouwing worden genomen. Zo wijzen volgens Nunney & Campbell (ibid: 238) zowel demografische als genetische argumenten in het algemeen op een minimale omvang van een paar duizend volwassen individuen. Voor kleine, relatief geïsoleerde populaties in cultuurlandschappen komen Opdam & Verboom (1991) op basis van modelberekeningen van Goodman (1987) uit op een minimale omvang van tien- tot honderdduizenden individuen, wanneer rekening wordt gehouden met demografische stochasticiteit en het effect van milieufluctuaties. Volgens hen zijn middelgrote vogels, zoogdieren en langlevende planten in verhouding minder gevoelig voor effecten van fluctuaties in milieuomstandigheden; deze populaties kennen echter meestal wel een dichtheidsafhankelijke groei. Wanneer rekening wordt gehouden met demografische stochasticiteit en dichtheidsafhankelijke groei bedraagt de minimum populatie-omvang, bij een gemiddelde overlevingsduur van meer dan 1000-10.000 jaar, enkele honderden individuen (Opdam & Verboom, 1991: 150). Deze waarden betreffen geïsoleerde populaties. In metapopulaties kunnen lokale extincties van deelpopulaties worden gecompenseerd door herkolonisatie, mits er voldoende dispersie mogelijk is en de grootte en habitatkwaliteit niet achteruitgaan. Indien er verschillende kerngebieden zijn waartussen uitwisseling mogelijk is, kan worden volstaan met kleinere kernpopulaties dan wanneer er slechts één kerngebied is (Verboom e.a., 1991). Daarbij wordt een kerngebied voor een bepaalde soort gedefineerd als een minimaal areaal van het juiste habitattype voor een kernpopulatie. Kernpopulaties

zijn relatief stabiele populaties (in termen van uitsterfkansen) die het voorkomen van de soort in het omringende landschap bevorderen.

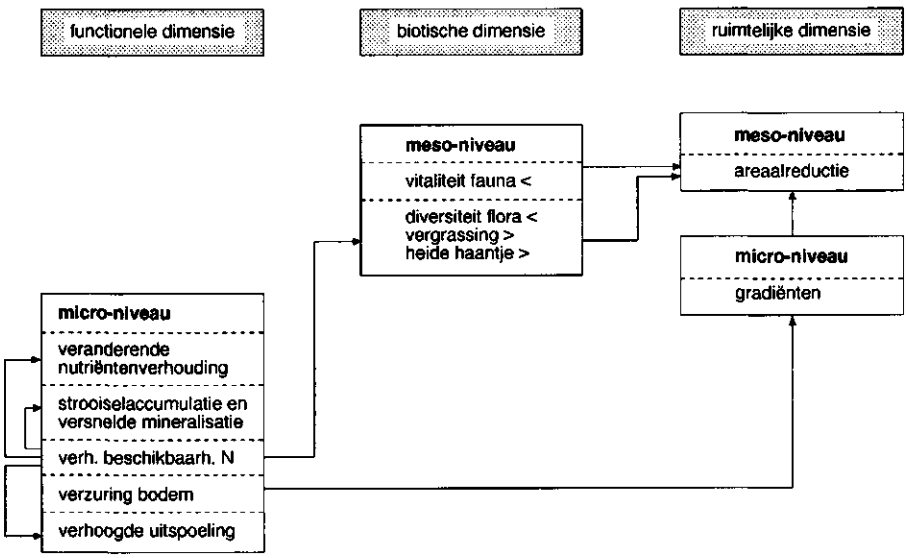
Fluctuaties in de populatie-omvang van een bepaalde soort kunnen op verschillende processen in verschillende dimensies berusten. Directe bedreigingen in de biotische dimensie zijn bijvoorbeeld jacht, verstoring of vernietiging van broedsels en de directe effecten van bestrijdingsmiddelen en luchtverontreiniging. Daarnaast kan de populatie-omvang afnemen door een afname van het voortplantingssucces, door veranderingen in concurrentieverhoudingen, door veranderingen in de predatie, door een toename van ziekten en plagen, door toevallige variatie in sexe-ratio en geboorte en sterfte (demografische stochasticiteit genoemd) en veranderingen in de genetische variatie, bijvoorbeeld als gevolg van isolatie (Soulé & Simberloff, 1986).
Vaak berusten veranderingen in de biotische dimensie op veranderingen in de kwaliteit in functionele en/of ruimtelijke zin.
Op het macroniveau van de *functionele dimensie* kunnen veranderingen in de beschikbaarheid van nutriënten en veranderingen in de hydrologische situatie leiden tot veranderingen in de soortensamenstelling. Dergelijke processen kunnen zich ook 'van nature' voordoen, zoals bijvoorbeeld verzuring van vennen (Van Dam, 1987). Een belangrijk onderscheid tussen natuurlijke verzuring, vermesting en verdroging en door menselijk handelen teweeggebrachte processen is gelegen in de tijdschaal ervan. De tijdschaal waarmee vermesting, verzuring en verdroging momenteel optreden is vele malen kleiner dan de tijdschaal van de natuurlijke processen; dat wil zeggen ze treden vaker en met een hogere snelheid op (Roos & Vintges, 1991: 28). De ruimtelijke schaal van (effecten van) het menselijk handelen is daarentegen steeds groter geworden: de effecten van verzuring als gevolg van de Nederlandse landbouw bijvoorbeeld strekken zich ook uit over andere delen van Europa.
Op het microniveau van de functionele dimensie kunnen veranderingen in de lokale hydrologische situatie en in de kwaliteit van water en bodem (ondermeer als gevolg van veranderingen op het macroniveau) leiden tot veranderingen in de soortensamenstelling. Vooruitlopend op hoofdstuk 4 worden in de figuren 3.3 en 3.4 als voorbeeld de veranderingen als gevolg van de depositie van NH_x in bossen en heiden, belangrijke natuur-ecosystemen van de pleistocene zandgebieden, aangegeven. De depositie van ammoniak en ammonium leidt hierbij zowel tot verzuring als tot vermesting.
Een tweede belangrijke storing in de functionele dimensie die kan leiden tot verandering van de soortensamenstelling, is een daling van de (grond)waterstand. In vochtige en natte ecosystemen leidt grondwaterstandsdaling tot een afname van het vochtgehalte van de bovenste bodemlaag, een toename van de mineralisatie in de bodem als gevolg van een toename van de doorluchting van de bodem, een toenemende invloed van regen- en/of oppervlaktewater waardoor het milieu ter plekke zuurder en/of voedselrijker wordt, en tot slot tot het wegvallen van kwelstromen (van Gool e.a., 1990). Alle effecten die het gevolg zijn van (grond)-

Figuur 3.3 Effecten van aanvoer van N en potentieel zuur op bos-ecosystemen



Op het microniveau van de functionele dimensie leidt de aanvoer van stikstof en potentieel zuur tot een verhoogde beschikbaarheid van stikstof, verzuring van de bodem en een verhoogde nitraatuitspoeling. Door verzuring kunnen toxische stoffen vrijkomen als bijvoorbeeld zware metalen. In eerste instantie lossen calcium, magnesium en kaliumionen op om de aanvoer van zure stoffen te neutraliseren. Zijn deze ionen beperkt (zoals op de zandgronden het geval is) of reeds door het zuur opgebruikt, dan lossen aluminiumionen op om het zuur te neutraliseren. Een overmaat aan stikstof ten opzichte van andere ionen kan leiden tot gebreksverschijnselen in de vegetatie door tekort aan Ca, Mg of K. Op het microniveau van de biotische dimensie kan door de verhoogde N-depositie de mycorhizza-vorming onderdrukt worden en kunnen veranderingen in het type mycorhizza optreden. Tevens kan het hoge stikstofaanbod leiden tot remming van de groei en ontwikkeling van zaailingen en tot een verhoogde gevoeligheid voor pathogenen en parasieten. Effecten op de bodemfauna bestaan uit beïnvloeding van de aantallen en in het algemeen in een afname van de diversiteit.
Op het mesoniveau kan de vitaliteit van het bos afnemen. Door de grote stikstoftoevoer neemt de vegetatiegroei toe, vooral in de struik- en kruidlaag. De soortensamenstelling van de ondergroei in naaldbossen verschuift naar grassoorten. Effecten op zoogdierfauna kunnen vooral optreden door beïnvloeding van de voedselketens door genoemde mobilisatie van toxische stoffen. In de ruimtelijke dimensie verandert de heterogeniteit in verticale zin.
Bron: Denneman & Torenbeek, 1987

Figuur 3.4 Effecten van aanvoer van N en potentieel zuur op heide-ecosystemen



Op het microniveau van de functionele dimensie leidt depositie van NH_x tot strooiselaccumulatie en versnelde mineralisatie (zeker bij een lage grondwaterstand), een verhoogde N-beschikbaarheid en verhoogde uitspoeling. Bodemverzuring kan optreden in de gebufferde delen van het ecosysteem. Het meest in het oog springende effect van de hoge N-toevoer zijn de veranderigen in de soortensamenstelling van de flora. Door vermesting verdwijnen soorten die aan een voedselarm milieu zijn gebonden, zoals veel mossoorten. Door de verhoogde N-beschikbaarheid verschuift de concurrentieverhouding tussen snelgroeiende grassen als met name pijpestrootje en bochtige smele en de langzaam groeiende heide (Berendse & Kwant, 1984). Ook fosfaattoevoer kan vergrassing stimuleren. Vergrassing treedt met name op open plekken in de vegetatie op die zijn ontstaan door vorst of door een plaag van het heidehaantje. De toename van het N-gehalte in struikheide als gevolg van de verhoogde toevoer levert het heidehaantje beter voedsel op met als gevolg een toename van de populatie, een toename van de plaagfrequentie en een toename van de schade. Op het microniveau van de ruimtelijke dimensie verdwijnen verschillen in bijvoorbeeld zuurgraad, waardoor op mesoniveau de heterogeniteit afneemt. Tevens kan de aanvoer van stikstof in de randzone van het heide-ecosysteem een reductie van het areaal betekenen, hetgeen gevolgen heeft voor bijvoorbeeld het aantal voorkomende vogelsoorten.
Bron: Denneman & Torenbeek, 1987

waterstanddaling, vochttekort, mineralisatie, veranderingen in de invloed van kwel en ook van het inlaten van gebiedsvreemd water worden verdroging genoemd (Roos & Vintges, 1991: 57)[8]. Verdroging versterkt de effecten van vermesting, verzuring en verspreiding van milieuverontreinigende stoffen (Leuven & Bles, 1989). Verdroging heeft tot gevolg dat de grondwaterafhankelijke plantensoorten verdwijnen. In voedselarme gebieden zullen de laag-productieve en vaak zeldzame soorten plaats maken voor meer algemene, hoog-productieve soorten.

Storingen op het macroniveau van de *ruimtelijke dimensie* die kunnen leiden tot veranderingen in de soortensamenstelling, zijn een afname van de oppervlakte, afname van de ruimtelijke heterogeniteit en veranderingen in de relaties tussen gelijksoortige ecosystemen. Volgens Ten Houte de Lange (1987) kan een grotere heterogeniteit in horizontale zin de faunistische diversiteit vergroten. De oorzaken hiervan zijn in eerste instantie gelegen in het vergroten van de variatie aan habitats, waardoor er bestaansmogelijkheden voor een groter aantal soorten kunnen ontstaan (ook voor soorten die meerdere ecotopen nodig hebben voor hun voortbestaan). Daarnaast kan ruimtelijke heterogeniteit effecten van concurrentie en predatie afzwakken en regionale coëxistentie mogelijk maken.
Op mesoniveau vergroot volgens Ten Houte de Lange (ibid) heterogeniteit in verticale zin de persistentie van populaties door risicospreiding in de vorm van demping van aantalsfluctuaties en demping van de effecten van fluctuaties en/of storingen in de functionele dimensie. Als gevolg van ruimtelijke verschillen zijn de overlevingskansen binnen het leefgebied van één populatie niet gelijk en wordt het risico van extreme aantalsfluctuaties gespreid.
Afname van de variatie binnen het ecosysteem treedt op bij nivellering van verschillen in reliëf, bodemgesteldheid en hydrologie op het microniveau. Versnippering van een leefgebied - het uiteenvallen van het habitat van een bepaalde soort in kleine, ruimtelijk gescheiden eenheden - zou volgens Ten Houte de Lange een positief effect kunnen hebben als dat leidt tot risicospreiding; een negatief effect treedt op als er te weinig dan wel te veel verbinding tussen de versnipperde elementen ontstaat.
Ook Opdam en Hengeveld (1990) spreken een eenduidig positief effect van ruimtelijke heterogeniteit tegen: effecten van versnippering zijn afhankelijk van de karakteristiek van de betreffende soorten. Wanneer in een gebied in een (te) kleine oppervlakte leefgebied (te) kleine populaties voorkomen, lopen deze door variërende demografische gebeurtenissen en wisselende milieu-omstandigheden een grote kans lokaal uit te sterven. Zijn de leefplekken te geïsoleerd van elkaar door te grote afstand of door het voorkomen van barrières, dan is de kans groot dat kolonisatie en uitwisseling niet voldoende mogelijk zijn. De soort verdwijnt dan uit het gebied. Het begrip 'versnippering' is dus soortgebonden (Kalkhoven, 1992).
Uit het voorgaande kan worden geconcludeerd dat op het mesoniveau van de ruimtelijke dimensie heterogeniteit de persistentie van populaties kan vergroten;

op het macroniveau kan heterogeniteit leiden tot versnippering en daardoor de persistentie bedreigen. Allereerst speelt hier de oppervlakte van de natuur-ecosystemen een belangrijke rol[9]. Zowel voor het behoud van afzonderlijke soorten als voor het behoud van levensgemeenschappen is een minimale gebiedsgrootte vereist, gekoppeld aan de minimumomvang van de betreffende populaties, het activiteitengebied van de afzonderlijke soorten en het aantal individuen per activiteitsgebied. Vanuit het meta-populatieconcept wordt de vraag naar de minimumoppervlakte echter minder zinvol geacht dan de vraag naar het minimum aantal habitatplekken met een bepaalde oppervlakte in een gebied, die met elkaar in verbinding staan (Opdam, 1987).
Niet alleen een (te) kleine oppervlakte kan de persistentie van natuur-ecosystemen bedreigen. Deze staat ook onder druk als mogelijkheden voor dispersie, migratie en herkolonisatie afnemen of verdwijnen. Als gevolg van ontwikkelingen in het agrarisch grondgebruik en ontwikkelingen in de structuur van agro-ecosystemen is de mogelijkheid om een zekere diversiteit aan soorten te handhaven steeds sterker afhankelijk geworden van resterende natuurgebieden en kleine landschapselementen als bosjes en houtwallen. De oppervlakte en mate van isolatie van dergelijke gebieden vormen naast hun kwaliteit in functionele zinde belangrijkste factoren voor het overleven van de betreffende metapopulaties van planten en dieren. Handhaving van soorten vraagt om een - per soort verschillende - geschikte 'ecologische infrastructuur': dat stelsel van landschapselementen dat functioneel is voor de dispersie (verspreiding) van de soort in een landschap. Volgens Opdam (1987: 302)) is er in theorie een minimale dispersiestroom binnen een metapopulatie noodzakelijk om het lokaal uitsterven van subpopulaties te compenseren. Hierbij zijn de ligging, de grootte van de betreffende ecosystemen, de onderlinge afstand tussen gelijksoortige ecosystemen en de doordringbaarheid of 'weerstand' van tussenliggende agro-ecosystemen van belang.
Bij beschouwingen over eventuele toepassingen van het concept 'ecologische infrastructuur' ligt het accent grotendeels bij dispersie van dieren. De positieve wisselwerking tussen grotere natuurgebieden (kerngebieden) en kleine landschapselementen - als voorbeeld van heterogeniteit in horizontale zin - is door Verboom e.a (1991) getoetst met behulp van een simulatiemodel voor de overlevingskansen van de boomklever, als representant van soorten die gevoelig zijn voor versnippering[10]. Zij concluderen dat kerngebieden een uitstraling hebben naar omringende agrarische gebieden, welke werking afneemt met de afstand tot de kern, maar ook dat kleine landschapselementen de aantalsfluctuaties in kerngebieden kunnen bufferen én dat ze de kans op duurzaam voortbestaan verhogen door de verbinding tussen de kerngebieden te vergemakkelijken.

3.4 Grenzen aan de persistentie van agro- en natuur-ecosystemen

Persistentie werd in hoofdstuk 2 gedefinieerd als het voortbestaan van ecosystemen binnen bepaalde grenzen gedurende een bepaalde tijd en op een bepaalde plaats. Vanuit de benadering van ecosystemen als systemen met een meervoudige hiërarchische organisatie werd persistentie opgevat als het handhaven in de tijd van de karakteristieke samenhang tussen de dimensies, welke samenhang werd opgevat als de belangrijkste graadmeter voor persistentie. Bij de uitwerking van deze benadering voor agro- en natuur-ecosystemen speelden de doelstellingen van regulatie een belangrijke rol: als graadmeters voor de persistentie kwamen respectievelijk de productie van agro-ecosystemen en de soortensamenstelling van natuur-ecosystemen naar voren.
Agro-ecosystemen respectievelijk natuur-ecosystemen zijn niet persistent als de productie op langere termijn afneemt danwel als de soortensamenstelling op langere termijn verandert, tegengesteld aan de doelstelling van regulatie. Daarbij dringt zich in de eerste plaats de vraag op wat moet worden verstaan onder 'op langere termijn. Voor deze termijn zijn geen eenduidige richtlijnen te geven. Deze dient in ieder geval lang genoeg te zijn om inzicht te geven in de jaarlijkse fluctuaties in de graadmeters, als gevolg van bijvoorbeeld de jaarlijkse variabiliteit in weersomstandigheden. Empirisch onderzoek naar bijvoorbeeld aantalsontwikkelingen van soorten is vaak beperkt tot enkele tientallen jaren als gevolg van een gebrek aan meetgegevens; in modelonderzoek worden meestal langere termijnen beschouwd. Soulé (1987: 2) stelt dat de persistentie van een populatie op lange termijn het behoud omvat "in the forseeable ecological future (usually centuries) with a certain, agreed on, degree of certitude, say 95%". Zo beschouwen Verboom e.a. (1991) in hun model de kans op uitsterven van een metapopulatie boomklevers op een termijn van 250 jaar. Shaffer (1987: 70) benadrukt dat het antwoord op zowel de vraag naar de in beschouwing te nemen tijdsduur als de vraag naar de mate van zekerheid, in belangrijke mate afhankelijk is van maatschappelijke keuzes.
De tweede vraag betreft de grenzen aan veranderingen in de productie respectievelijk de soortensamenstelling. De ondergrenzen van persistentie (figuur 2.4) komen in zicht als - bij een gegeven niveau van regulatie - respectievelijk de productie van landbouwgewassen en -dieren tot nul nadert[1)] dan wel als de kenmerkende soorten voorgoed uit het natuur-ecosysteem verdwijnen. Bovengrenzen betreffen de maximale productie per hectare/dier respectievelijk de maximale populatie-omvang van kenmerkende soorten op basis van wat wel de 'draagkracht van het natuurlijk substraat' wordt genoemd (zie ook hoofdstuk 2). Wu (1977: 348) zegt met betrekking tot de boven- en ondergrenzen van persistentie, dat "in case of ecosystem management, these bounds can simply be an a priori management decision". Kwa en Ringelberg (1984) proberen op basis van het persistentiebegrip richtlijnen voor het beheer van natuur-ecosystemen te formuleren, waarbij het omgaan met fluctuaties, gebonden aan een bepaalde schaal en een bepaalde tijdsduur, een belangrijke rol speelt. Zij komen tot de conclusie dat

concrete richtlijnen waarschijnlijk tentatief voor specifieke ecosystemen moeten worden ontwikkeld.
Binnen genoemde grenzen kunnen persistente ecosystemen voortbestaan in verschillende evenwichtstoestanden of buiten evenwicht. Bij storing kan het ecosysteem naar een andere evenwichtstoestand verschuiven. Uit het onderzoek van May (1975) en Scheffer (1990) kwam naar voren dat de mogelijkheid voor alternatieve evenwichten gebonden is aan randvoorwaarden (bij bepaalde dichtheden aan herbivoren respectievelijk over een bepaalde range van fosfaatconcentraties). In dit onderzoek zijn deze randvoorwaarden opgevat als de bouwstenen voor persistentie in de onderscheiden dimensies: díe processen, die ten grondslag liggen aan een bepaald productieniveau dan wel een bepaalde soortensamenstelling. Als de productie afneemt dan wel als de soortensamenstelling verandert, gaat er ergens in de verschillende dimensies iets mis. Dan wordt de grens aan veranderingen in een of meerdere bouwstenen overschreden.
Als bouwstenen voor de persistentie van agro-ecosystemen kwamen naar voren:
* in de *functionele dimensie* de fysische en chemische bodemvruchtbaarheid;
* in de *biotische dimensie* de gezondheid van vee en gewas;
* in de *ruimtelijke dimensie* de gebruiksmogelijkheden.

Als belangrijke bouwstenen voor de persistentie van natuur-ecosystemen kwamen naar voren:
* in de *functionele dimensie* de kwaliteit van bodem en grondwater en de grondwaterstand;
* in de *biotische dimensie* de populatie-omvang van kenmerkende soorten;
* in de *ruimtelijke dimensie* de oppervlakte van natuur-ecosystemen, de ruimtelijke heterogeniteit en relaties tussen gelijksoortige natuur-ecosystemen.

Als zodanig kunnen de bouwstenen ook worden opgevat als aangrijpingspunten voor sturing via planning en beleid. Voorwaarde daarvoor is een kwantitatieve invulling van de grenzen aan veranderingen in de verschillende bouwstenen. In dit onderzoek zal zoveel mogelijk worden getracht storingen in de verschillende bouwstenen te relateren aan kwantitatieve criteria met betrekking tot grenzen aan deze storingen. De mate waarin de persistentie van betreffende ecosystemen onder druk staat, wordt daarmee gerelateerd aan de mate waarin de grenzen van de verschillende bouwstenen worden overschreden.
Centraal in dit onderzoek staan storingen in het functioneren van agro- en natuurecosystemen die het gevolg van zijn van de huidige regulatie van deze ecosystemen. Storingen als gevolg van het optreden van klimaatsveranderingen vallen zoals gezegd buiten het bestek van dit onderzoek.

Tot slot
In dit onderzoek zijn de doelstellingen die door middel van de regulatie van agroecosystemen respectievelijk natuur-ecosystemen worden nagestreefd, sterk bepalend voor wat moet worden verstaan onder de karakteristieke samenhang tussen de dimensies. Deze doelstellingen verschillen op gebiedsniveau (zie Hetsen en Hidding, 1991; Westhoff e.a., 1973). Voor een deel zijn deze verschillen

historisch gegegroeid, bijvoorbeeld als gevolg van specifieke mogelijkheden voor de landbouw of de aanwezigheid van zeldzame natuurwaarden. Zoals eerder aangegeven beperkt het onderzoek zich tot de pleistocene zandgebieden in Nederland, omdat daar de afname van natuurlijke kwaliteit als gevolg van ontwikkelingen in de landbouw sterk op de voorgrond treedt. In hoofstuk 4 worden met behulp van het hiervoor ontwikkelde theoretisch kader de ontwikkelingen in deze gebieden besproken.

Noten

1. Forman (1990) definieert deze ruimtelijke configuratie op landschapsniveau als 'the specific juxtaposition, adjacency and connection of spatial units" (ibid: 263).
2. Het streven naar natuurontwikkeling is voor een belangrijk deel een kritiek op het natuurbeheer vanuit de klassieke visie. Oorspronkelijke ecologische processen als natuurlijke verjonging en predatie moeten weer de ruimte krijgen in plaats van aanplanten en jacht (zie bijvoorbeeld Van de Veen & Lardinois, 1991).
3. In de meeste diversiteitsindices zijn twee componenten te onderscheiden, namelijk het aantal soorten en de dominantie of 'evenness'. Deze evenness nadert tot nul als een soort over alle andere soorten domineert (Pimm, 1991: 322)
4. De Nota Natuurontwikkeling (1989) zegt hierover: "De ruimtelijke structuur waarin de natuur in dit moment voorkomt in ons land, is niet primair op grond van bewust gestelde ecologische uitgangspunten tot stand gekomen. Het is voor een belangrijk deel een erfenis van wat het samenspel van veranderingen in het grondgebruik, van ontginningen en ingebruikname van woeste gronden aan ruimte voor natuur heeft overgelaten". Onze huidige natuurgebieden betreffen vooral die gronden, die voor de landbouw het minst interessant waren. "Daarnaast is bepalend geweest de mate waarin natuurbeschermingsinstanties in staat zijn geweest om gebieden te verwerven en reservaten te stichten, vóór ze aan de beurt waren ontgonnen te worden" (ibid: 45). Zie ook Soulé en Simberloff (1986: 20) die stellen dat "cultural, political and economic factors often determine where reserves will be sited".
5. Conway (1987) definieert 'sustainability' als: "the ability of an agroecosystem to maintain productivity (the output of valued product per unit of resource input) when subject to a major disturbing force,... e.g. salinity, erosion'. Onder stabiliteit van een agro-ecosysteem verstaat hij "the constancy of productivity in the face of small disturbing forces arising from the normal fluctuations and cycles in the surrounding environment' (ibid: 101).
6. Bodemvorming is de resultante van de interactie tussen klimaat, moedermateriaal, topografie en biotische factoren. Bij minerale gronden voltrekt dit proces zich met een snelheid van circa 1 cm per 100 jaar (De Wit, 1989).
7. Zware metalen kunnen niet worden afgebroken. In de bodem worden zware metalen voor een deel gebonden aan vaste bodemdeeltjes, afhankelijk van de buffercapaciteit van de betreffende bodemsoort voor het betreffende metaal. Een deel is in het bodemvocht aanwezig. De biologische werkzaamheid van zware metalen neemt toe naarmate de pH van de bodem daalt.
8. Ter compensatie van een daling van de grondwaterstand wordt in natuurgebieden soms gebiedsvreemd water ingelaten. De nadelige gevolgen voor de vegetatie kunnen daarmee volgens van Gool e.a. (1990) niet worden hersteld, waardoor er volgens hen ook dan sprake van verdrogingsschade is.

9. De vraag hoe groot natuurgebieden moeten zijn heeft ondermeer aanleiding gegeven tot een zeer uitgebreide discussie binnen de ecologie, de zogenaamde SLOSS-discussie (single large or severqal small). Volgens Soulé en Simberloff (1986) en Soulé en Campbell (1993) is echter vooral de vraag naar het effect van grootte op de kans op uitsterven van belang gebleken. En daarbij speelt volgens hen 'de minimum viable population size' een centrale rol.

10. De boomklever staat daarmee model voor een groep van soorten met relatief kleine populaties in ruimtelijk gescheiden habitats, een dichtheidsafhankelijke groei en een beperkte mobiliteit (Verboom e.a., 1991: 4).

11. Let wel, het gaat hierbij om een ecologische ondergrens aan de landbouwkundige productie. Andere overwegingen, met name van economische aard, zullen reeds eerder aanleiding geven tot een ondergrens.

4 AGRO-ECOSYSTEMEN EN NATUUR-ECOSYSTEMEN IN PLEISTOCENE ZANDGEBIEDEN

4.1 Inleiding

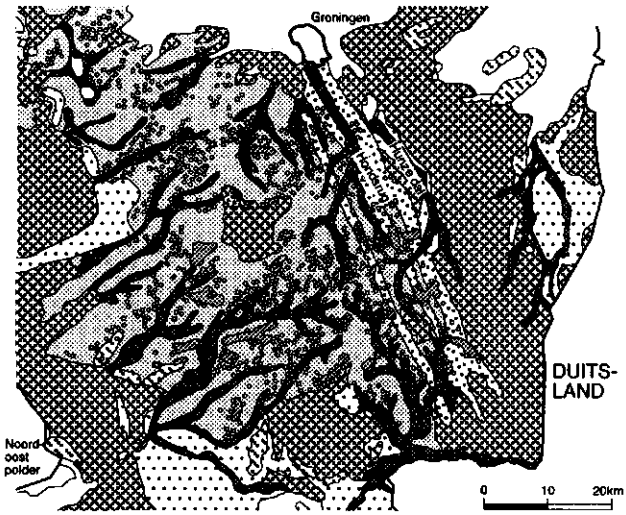
In dit hoofdstuk wordt het hiervoor ontwikkelde theoretisch kader gebruikt om het functioneren van agro-ecosystemen en natuur-ecosystemen in de pleistocene zandgebieden te analyseren op hun duurzaamheid in ecologische zin. Als graadmeters voor de persistentie van agro- respectievelijk natuur-ecosystemen worden de kenmerken 'productie' en 'soortensamenstelling' gebruikt. Daarnaast zal worden nagegaan of en zo ja, in welke mate, zich veranderingen hebben voorgedaan in de verschillende bouwstenen voor de persistentie van beide categorieën ecosystemen. Het accent ligt daarbij op veranderingen die voortkomen uit (effecten van) de huidige regulatie van agro-ecosystemen[1]. Vanuit een planningsoptiek is een dergelijke analyse onderdeel van de toestandsbeschrijving en een eerste verkenning van de definitie van de toestand, in hoofdstuk 1 aangeduid als fasen in een planningsproces.
De mate waarin storingen zich voordoen, is zowel afhankelijk van de aard van de regulatie van agro-ecosystemen als van de gevoeligheid van het natuurlijk substraat voor de (al dan niet beoogde) effecten daarvan. In 4.2 wordt daarom eerst een korte karakteristiek van het natuurlijk substraat van de zandgebieden gegeven. In 4.3 wordt de menselijke omvorming van het natuurlijk substraat in de zandgebieden geschetst. In 4.4 en 4.5 wordt het huidig functioneren van agro-ecosystemen in pleistocene zandgebieden onderzocht vanuit de optiek van persistentie. In 4.6 en 4.7 wordt het functioneren van natuur-ecosystemen beschouwd. Tot slot van dit hoofdstuk wordt in 4.8 nagegaan voor welke opgave de planning ten aanzien van de leefomgeving staat wat betreft de persistentie van agro- en natuur-ecosystemen.

4.2 Het natuurlijk substraat van de pleistocene zandgebieden

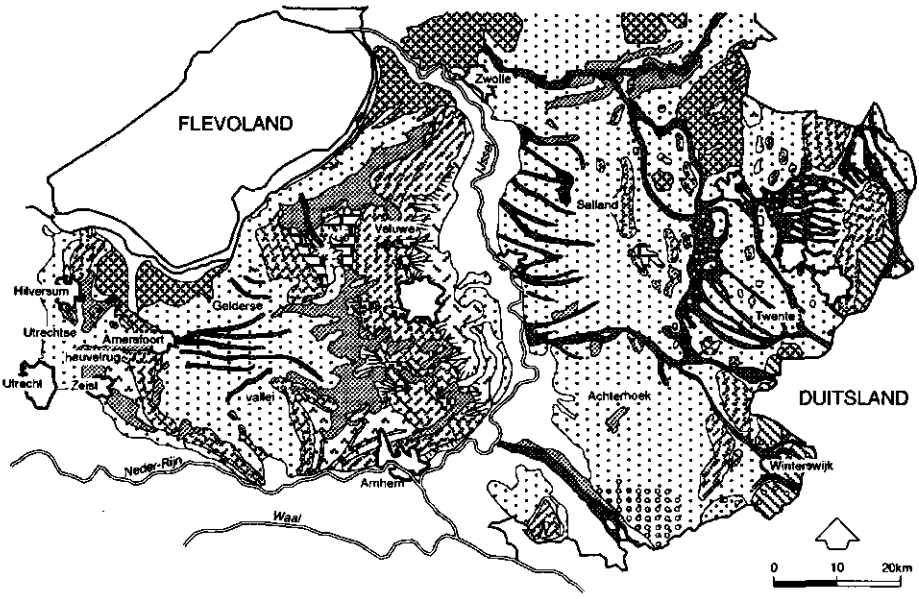
In het algemeen worden vier zandgebieden onderscheiden: het *Noordelijk zandgebied* dat de zandgebieden van Drenthe, Groningen en Friesland omvat, het *Oostelijk zandgebied* met de zandgebieden van Overijssel en het oostelijk deel van Gelderland, het *Centrale zandgebied* waartoe de Utrechtse Heuvelrug, de Veluwe en de tussenliggende Gelderse Vallei worden gerekend en tot slot het *Zuidelijk zandgebied* dat de zandgebieden van Noord-Brabant en Limburg omvat.
Het macroreliëf van de pleistocene zandgronden wordt bepaald door de aanwezigheid van stuwwallen en dekzandvlaktes: flauwe, vrijwel afvoerloze depressies afgewisseld met koppen of langgerekte ruggen (figuur 4.1). Plaatselijk komen kopjes en kleine dekzandruggen voor. Het Noordelijk zandgebied, ook wel het

Figuur 4.1 Geomorfologie van de zandgebieden

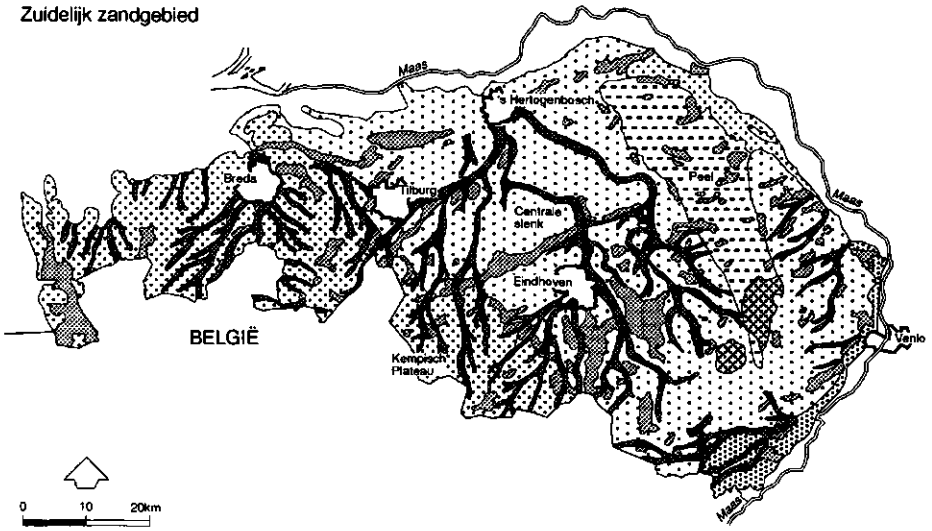
Noordelijk zandgebied



Centraal en oostelijk zandgebied



Zuidelijk zandgebied



Legenda:

- Beekdal, sneeuwwatergeul en beekoverstromingsvlakte
- Landduinen met uitblazingsvlakten / vlak stuifzand
- Horstplateau en horstrandglooiingen
- Gebied met betrekkelijk hooggelegen veenresten veenkoloniale ontginningsvlakte en ontgonnen veenvlakten
- Terrasglooiingen in en langs dalvlakte en dalvlakterras
- Glooiingen en welvingen in terrasafzettingsvlakte , veelal bedekt met dekzand
- Grondmorene-welvingen veelal met dekzanddek, a. dobbe
- Stuwwal of gedeelte van stuwwal
- Stuwwal, veelal bedekt met keileem
- Mogelijk door tektonische bewegingen ontstane rug
- Moerasvlakte met resten van ontgonnen veen
- Complex van dekzandruggen en -welvingen
  " " " en vlakte in verspoelde löss en dekzanden
  Dekzandvlakte met grondmorene-welvingen en opgevulde glaciale geulen (O. Twente)
- Dekzandkopjes
- Smeltwaterterras
- Vereffeningsvlak met resten van terras en grondmorene, bedekt met dekzand
- Afzettingsvlakte van sneeuwsmeltwater, plaatselijk bedekt met dekzand, en uitspoelingswaaier
- Smeltwatervlakte (Sandr), plaatselijk bedekt met dekzand, en smeltwaterwaaier (Sandr)
- Droge dalbodem
- Gebieden buiten het zandgebied

Bron: Wetenschappelijke Atlas van Nederland

Fries-Drents keileemplateau genoemd, wordt gekenmerkt door een zwak reliëf ten gevolge van een golvend keileemoppervlak dat bedekt is met dekzand. Rondom het plateau en op plaatsen waar de ondoorlatende keileemlaag dicht aan de oppervlakte lag, is veenvorming opgetreden.
Het Oostelijk zandgebied kenmerkt zich door een afwisseling van zwakgolvende en vlakke gebieden waarin veel dekzandkopjes en verspreid liggende stuwwallen voorkomen. Het Centrale zandgebied wordt begrensd door de stuwwallen van de Utrechtse Heuvelrug en de Veluwe met daartussen het bekken van de Gelderse Vallei. Met name aan de oostzijde van de stuwwal van de Veluwe bevinden zich uitspoelingswaaiers en een brede afzettingsvlakte van sneeuwsmeltwater. Aan de westzijde van de stuwwallen liggen grote complexen stuifzanden. Het reliëf van de Gelderse Vallei wordt gekenmerkt door geïsoleerde dekzandruggen in een vlak gebied.
In tegenstelling tot de andere zandgebieden is het reliëf van het Zuidelijk zandgebied niet ontstaan door de werking van het landijs, maar door tectonische bewegingen in de aardkorst en door windafzettingen van dekzand. Het Kempisch plateau, ook wel het Brabants massief genoemd, wordt gekenmerk door welvingen in een vereffeningsvlakte, welke veelal met dekzand bedekt zijn. In de Centrale Slenk wisselen dekzandruggen en welvingen af met vlakke gebieden van verspoeld dekzand. Ten zuiden van het plateau van de Peelhorst ontwikkelde zich veen. Opvallend zijn de van zuidwest naar noordoost verlopende dekzandgordels die de Centrale Slenk doorkruisen. Op sommige plaatsen worden deze ruggen doorsneden door beken.

Het reliëf bepaalt in grote lijnen de stroming van zowel het diepe als het ondiepe grondwater, waarbij echter breuken en/of ondoorlatende lagen in de ondergrond deze stroming kunnen beïnvloeden. De stuwwallen en lokaal de dekzandruggen vormen infiltratiegebieden vanwaaruit het neerslagoverschot wordt afgevoerd naar lager gelegen gebieden. In rivier- en beekdalen komt het in de vorm van kwel aan de oppervlakte. Naast infiltratie- en kwelgebieden onderscheiden Vissers e.a. (1985) 'hydrologisch geïsoleerde gebieden'. Dit zijn, als gevolg van een lage ligging, geringe reliëfverschillen of het voorkomen van ondoorlatende lagen, vaak slecht ontwaterde gebieden.
In de zandgebieden is sprake van een kleinschalige afwisseling van infiltratiegebieden en langgerekte gebieden waar kwel optreedt, met name in de beekdalen en in een zone langs de grens met het rivieren- en zeekleigebied. In het Noordelijk zandgebied treedt kwel op in de vele beekdalen van het Fries-Drents plateau en in het Hunzedal, waar de kwelstroom vooral in stand wordt gehouden door infiltratie op de Hondsrug. In het Oostelijk zandgebied vormen de stuwwallen in Twente en Salland grootschalige infiltratiegebieden, waaromheen grondwater opkwelt. Kwel treedt verder op langs de rand van de keileem en Tertiaire kleigebieden van Twente en bij Winterswijk. Tussen de stuwwallen bevinden zich hydrologisch geïsoleerde gebieden.

In het Centrale zandgebied vindt infiltratie plaats op de stuwwallen van de Utrechtse Heuvelrug en de Veluwe, aan de randen waarvan kwel optreedt. Het water stroomt af naar de lager gelegen Gelderse Vallei, die door Vissers e.a. (ibid) wordt gekarakteriseerd als een hydrologisch geïsoleerd gebied. Lokaal treedt in de Gelderse Vallei diepe kwel en - op de dekzandruggen - infiltratie op.
Het Zuidelijk zandgebied wordt gekenmerkt door de vele beken die het dekzandpakket doorsnijden. De ontwateringsbasis voor deze beken en voor het diepe grondwater wordt gevormd door de Maas. Belangrijk voor de hydrologische situatie in het zuidelijk zandgebied is daarnaast het voorkomen van slecht doorlatende leemlagen in het dekzand. Hierdoor stagneert het grondwater en komen ondiepe grondwaterstanden voor; een kenmerk van hydrologisch geïsoleerde gebieden. Deze komen vooral voor in het westelijk deel van het Zuidelijk zandgebied en in de Centrale Slenk. Infiltratie vindt plaats op de ruggen tussen de beekdalen. Kwel treedt op in de beekdalen, aan de westzijde van de Peelrandbreuk en op de overgang van de hoge zandgronden naar de lage rivierkleigronden langs de Maas.

In de uitgestrekte dekzandgebieden van het Fries-Drents plateau, in Salland, Twente, de Achterhoek, de Gelderse Vallei en verspreid in Midden-Brabant is op korte afstand sprake van een grote afwisseling in de bodemgesteldheid. Het gaat hierbij om een complex van lage en middelhoge podzolen en beekeerdgronden. Op de hoogste dekzandruggen hebben zich holt- en haarpodzolen ontwikkeld. Holtpodzolen worden voornamelijk aangetroffen onder oude boscomplexen, zoals bijvoorbeeld op de Veluwe; haarpodzolen worden vooral gevonden op de hoge dekzandruggen rondom de stuwwallen.
Ook de oudste cultuurgronden, de zogenaamde enkeergronden of oude bouwlandgronden, worden aangetroffen op de hogere delen van de zandgebieden. Ten gevolge van langdurige plaggenbemesting hebben deze gronden een humushoudende bovengrond van tenminste 40-50 cm dik. In stuifzandgebieden heeft slechts een geringe bodemvorming plaatsgevonden: de zogenaamde vaaggronden.
Veldpodzolen worden vooral aangetroffen op voormalige lage en middelhoge heidevelden (bijvoorbeeld in Drenthe) en in afvoerloze laagten. Als gevolg van plaggenbemesting opgehoogde veldpodzolen worden laarpodzolen genoemd. Moerpodzolen zijn lage gronden met een veendek dunner dan 40 cm.
Beekeerdgronden, vroeger ook wel gleygronden genoemd, ontstonden in beekdalen en in lage, vlakke gebieden met leem in de ondergrond.

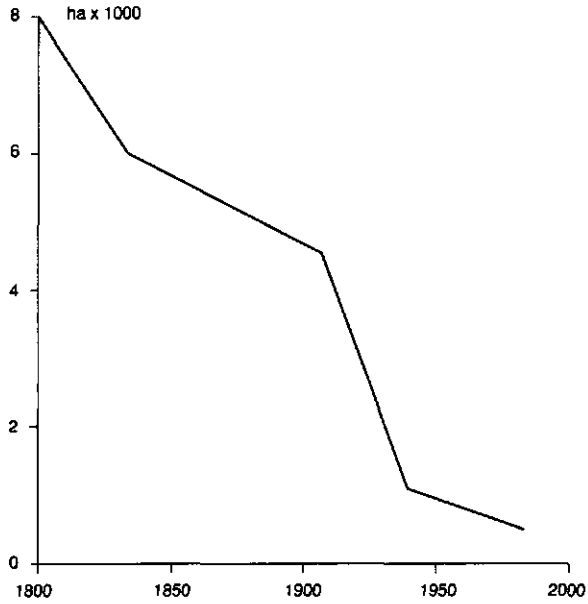
4.3 Ontwikkeling van agro-ecosystemen

Oorspronkelijk werd het natuurlijk substraat van de pleistocene zandgebieden gekenmerkt door een geringe tot matige voedselrijkdom (De Molenaar, 1980: 80). Tevens vertoonde het substraat op veel plaatsen gradiënten in de vorm van overgangen van hoog, droog en voedselarm naar laag, nat en voedselrijk (West-

hof e.a., 1973; Baaijens, 1985). De pleistocene zandgronden zijn heel geleidelijk ontgonnen. In het algemeen heeft het patroon van dekzandruggen, beekdalen en stuwwallen en de daaraan gekoppelde verschillen in natuurlijke voedselrijkdom daarbij een sterk structurerende invloed gehad.
Tot aan het eind van de 19e eeuw speelde het es-systeem in de verschillende zandgebieden een belangrijke rol. Bouwland werd vooral aangetroffen op de hogere gronden of op de overgang van hoge naar lage gronden. Naast deze 'essen' waren de zogenaamde 'woeste gronden' (bossen, heide en/of veen) en de graslanden op de nattere, van nature wat voedselrijkere gronden van belang.[2)]
De ruimtelijke rangschikking van de onderdelen van het agro-ecosysteem weerspiegelde in belangrijke mate de onderliggende kenmerken van het natuurlijk substraat. Centraal in de ontwikkeling van de landbouwkundige omvorming en bepalend voor de ligging van delen van het agro-ecosysteem was de verruiming van de bodemvruchtbaarheid van het bouwland.
Een van de belangrijkste keerpunten voor de landbouw in de zandgebieden was de daling van de kunstmestprijs na 1880 (Noordegraaf e.a., 1986). De aanwending van kunstmest had niet alleen gevolgen voor processen in de functionele dimensie, waarbij het ging om verhoging van de productie van bouw- en weiland. In de ruimtelijke dimensie maakte kunstmest de ontginning van de nog omvangrijke heidevelden mogelijk. Heide werd omgezet in bouw- of weiland en in bos om aan de grote vraag naar hout vanuit de mijnbouw te voldoen. De bebossing van woeste gronden was reeds vanaf 1800 langzaam in gang gezet. Figuur 4.2 laat de afname van het areaal heide sinds 1800 zien.
In de periode tot ± 1950 nam het areaal woeste gronden sterk af ten gunste van het areaal grasland en bos. Ook bouwland werd omgezet in grasland, waardoor de grote escomplexen langzaam maar zeker versnipperden.

De veranderingen in de landbouw vormden rond 1900 één van de impulsen voor de opkomst van natuurbescherming en -behoud in Nederland (zie Gorter, 1986). In de loop der jaren is het in dit onderzoek gehanteerde onderscheid tussen agro- en natuur-ecosystemen een gegeven geworden op het niveau van (beleids)doelstellingen. De resterende 'woeste gronden' als bossen, heiden, moerassen en hoogvenen waren enerzijds niet langer functioneel binnen het agrarisch ecosysteem; anderzijds werden ze object van natuurbeheer.
Een beschrijving van de ontwikkelingen die zich hebben voorgedaan in natuurecosystemen volgt in paragraaf 4.6. Hier volgt eerst een korte bespreking van de ontwikkelingen in agro-ecosystemen in de pleistocene zandgebieden voor de periode na ± 1970, als inleiding op een analyse van het functioneren van de huidige agro-ecosystemen vanuit de optiek van persistentie. Voor een uitgebreide beschrijving van de landbouwkundige ontwikkeling wordt verwezen naar Hetsen en Hidding (1991).
De ontwikkelingen in agro-ecosystemen na 1970 worden gekenschetst door een snelle uitbreiding van de intensieve veehouderij in het zuiden en oosten van het land; in het Oostelijk en Zuidelijk zandgebied treedt in de melkveehouderij een

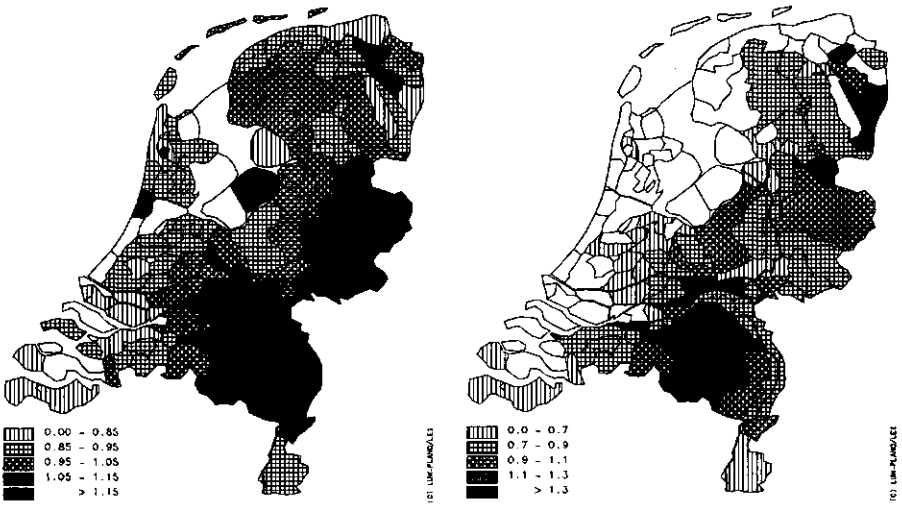
Figuur 4.2 Afname oppervlakte heide in Nederland sinds 1800



Bron: Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer, 1988

snelle groei op[3]. In het Zuidelijk zandgebied maakte ook de tuinbouw een snelle ontwikkeling door. In het Noordelijk zandgebied is het aandeel van de intensieve veehouderij niet zo groot: de nadruk ligt hier op melkveehouderij en akkerbouw (Hetsen & Hidding, 1991). De ontwikkeling van de melkveehouderij en intensieve veehouderij wordt geïllustreerd door figuren 4.3 en 4.4; de ontwikkeling in het grondgebruik is weergegeven in tabel 4.1. De stijging van het areaal bouwland in de zeventiger jaren was het gevolg van een toename van de verbouw van maïs. Snijmaïs vervangt voedergranen en verdraagt veel mest, waardoor het gewas mede van belang werd voor de plaatsing van overtollige mest.
In de periode na 1970 is het areaal landbouwgrond in de zandgebieden als geheel afgenomen. Met name in delen van het Zuidelijk en Oostelijk zandgebied heeft het stedelijk grondgebruik zich uitgebreid ten koste van het agrarisch gebied (ibid: 64). De afname van het areaal werd echter opgevangen door een complex van ontwikkelingen in de verschillende dimensies van agro-ecosystemen, uitmondend in een toename van de productie per dier en per ha gewas. De ontwikkelingen in de productie komen in de volgende paragraaf aan de orde. In de *functionele dimensie* speelden ontwikkelingen in de nutriëntenvoorziening en de water-

Figuur 4.3 Ontwikkeling concentratie graasdieren en ontwikkeling concentratie hokdieren, 1973-1988



sbe graasdieren + areaal/areaal totaal; sbe hokdieren/areaal totaal
klasse: waarde regio/waarde Nederland
Bron: Hetsen en Hidding, 1991: 80,82

huishouding een belangrijke rol. De toenemende beschikbaarheid van dierlijke mest en de toename van het kunstmestgebruik leverden samen met de toevoer van geïmporteerd krachtvoer een belangrijke bijdrage aan de produktiestijging. Vooral het gebruik van stikstofmeststoffen is in Nederland als geheel vanaf 1950 sterk toegenomen. Het Noordelijk, Oostelijk en Zuidelijk zandgebied kenden in 1979/80 vooral op grasland een hoog gebruik van stikstofmeststoffen ten opzichte van het Nederlands gemiddelde (Wijnands e.a., 1983). De totale beschikbare hoeveelheid krachtvoedergrondstoffen in de Nederlandse veehouderij (invoer plus binnenlandse productie) is in de periode 1975/76 tot 1988/89 toegenomen met 57% (CBS, 1991: 38). Ook toenemende maatregelen ter verbetering van de ontwatering en afwatering van agro-ecosystemen hebben bijgedragen aan de ontwikkeling van de agrarische productie. Vaak vonden verbeteringen in de waterhuishouding plaats in ruilverkavelingsverband.
In de *biotische dimensie* treedt vooral de toename van het aantal dieren op de voorgrond; tabel 4.2 geeft een overzicht van de groei van het aantal dieren in de intensieve veehouderij. In de periode 1988-1991 is sprake van een zeer geringe afname van het absolute aantal dieren, behalve in het Zuidelijk zandgebied. De

Tabel 4.1 Ontwikkeling grondgebruik pleistocene zandgebieden (% van totale areaal cultuurgrond)

	grasland		bouwland[1]		waarvan maïs[2]	
	1976	1991	1976	1991	1976	1991
Noordelijk zandgebied	75	65	24	31	6	25
Oostelijk zandgebied	82	69	17	31	60	78
Centraal zandgebied	87	79	12	19	53	75
Zuidelijk zandgebied	62	44	31	45	44	64

[1]bouwland inclusief snijmaïs
[2]oppervlakte snijmaïs als percentage van de oppervlakte bouwland
Tuinbouwgewassen niet aangegeven, som percentages is dus niet 100%
Vóór 1976 geen onderverdeling in 4 zandgebieden

Bron: CBS

Tabel 4.2 Ontwikkeling absolute dieraantallen 1976 - 1988 en 1988 -1991

toename absolute aantallen in periode 1976-1988 (in % t.o.v. 1976)

	mestkalveren	mestvarkens	fokvarkens[1]	leghennen
Noord. zand.	18	80	49	80
Oost. zand.	10	174	42	58
Centraal zand.	49	59	44	79
Zuid. zand.	23	102	93	108
Nederland	30	75	61	86

toename absolute aantallen in periode 1988-1991 (in % t.o.v. 1988)

	mestkalveren	mestvarkens	fokvarkens[1]	leghennen
Noord. zand.	-0.04	-0.03	-0.05	0.02
Oost. zand.	-0.02	-0.03	-0.03	-0.13
Centraal zand.	0.05	-0.002	-0.03	-0.03
Zuid. zand.	-0.01	0.02	0.03	0.02
Nederland	0.004	-0.004	-0.003	-0.02

[1] omvat: opfokzeugjes en -beertjes 20-50 kg, opfokzeugen 50 kg en meer, gedekte zeugen, zeugen bij de biggen, overige fokzeugen, opfokberen 50 kg en meer en dekrijpe beren.

Bron: CBS, Landbouwtelling 1976, 1988

toename van het aantal dieren ging gepaard met ontwikkelingen op het gebied van de veredeling van plant en dier en ontwikkelingen op het vlak van de het bestrijdingsmiddelengebruik. In de afgelopen decennia is het gebruik van bestrijdings-

middelen in de landbouw sterk toegenomen tot ca 21 miljoen kilogram/jaar. Meer dan de helft hiervan bestaat uit grondontsmettingsmiddelen als dichloorpropeen en metamnatrium, welke vooral worden gebruikt in de teelt van aardappelen en bloembollen (RIVM, 1991: 320). In de maïsteelt wordt waarschijnlijk over het gehele areaal atrazin toegepast ter bestrijding van onkruid. Vooral in het Zuidelijk en in mindere mate in het Oostelijk en Centraal zandgebied zal het bestrijdingsmiddelengebruik relatief hoog zijn, gezien het aandeel akkerbouw en met name maïs in het grondgebruik (zie tabel 4.1; Hetsen & Hidding, 1991: 159).
In de *ruimtelijke dimensie* tot slot zijn vooral ontwikkelingen in de ligging van (onderdelen van) het agrarisch ecosysteem van belang. Als gevolg van de beschreven specialisatie is de verscheidenheid in vormen van grondgebruik, zowel in ruimte als in tijd, sterk afgenomen: grasland en maïs overheersen. De geschetste ontwikkelingen in de functionele dimensie maakten ook veranderingen in bouwplannen, element van de ruimtelijke dimensie, mogelijk. Ontwatering van de natte, laag gelegen delen van het zandgebied - vaak in het kader van een ruilverkaveling - maakte bijvoorbeeld de omzetting van grasland in maïsland mogelijk. De aanwending van kunstmest verruimde eveneens de teeltmogelijkheden.
In de periode na 1950 verdwenen ook veel houtwallen, heggen en singels, die voorheen dienst deden als veekering en leverancier van brand- en geriefhout (Kerkstra & Vrijlandt, 1988). In het algemeen speelden ruilverkavelingen een centrale rol bij de ontwikkelingen in de ruimtelijke dimensie van agro-ecosystemen (Hetsen & Hidding, 1991).

4.4 Persistentie van agro-ecosystemen in pleistocene zandgebieden

In hoofdstuk 3 werd het teruglopen van de agrarische productie als het belangrijkste signaal voor aantasting van de persistentie van agro-ecosystemen genoemd.
Tabel 4.3 laat de ontwikkeling van de productie per ha akkerbouwgewas in de periode 1975 - 1988 zien. De gemiddelde toename van de akkerbouwproductie per ha bedraagt ongeveer 1,5 tot 2% per jaar (Mulder e.a., 1990; mondelinge mededeling Kloet, IKC-AGV).
Tevens geeft tabel 4.3 de ontwikkeling van de melkproductie per ha voedergewas op rundveebedrijven in de zandgebieden in de periode van 1976 -1984 weer. Na 1984 is als gevolg van de superheffing de melkproductie per ha voedergewas gedaald met respectievelijk 12% en 13%. De melkproductie per koe bleef echter stijgen, waardoor vanaf 1984 de totale melkveestapel inkromp met gemiddeld 25%. Gegevens over de toename van de productie van varkensvlees en eieren e.d. zijn alleen beschikbaar voor Nederland als geheel. Ook hierbij is sprake van een toename van de productie per dier; zo vermeldt de Structuurnota Landbouw (Min. LNV, 1990: 131) een toename van het aantal worpen per zeug van 7% in de periode 1980 -1986 en een toename van de groeisnelheid per dag bij vleesvarkens van 8% in dezelfde periode. Daarbij wordt ook de verwachting uitgesproken

Tabel 4.3 Ontwikkeling van de productie per ha in de pleistocene zandgebieden

Opbrengst in kg per ha gewas[1]	% toename 1976/1980 - 1987/1991
wintertarwe	28
zomertarwe	24
fabrieksaardappelen[2]	22
suikerbieten	31
snijmaïs[3]	1.6

Melkproductie per ha voedergewas op rundveebedrijven

	% toename 1975/76-84	% afname 1984-1987/88
grotere bedrijven[4]	42	12
kleinere bedrijven	34	13

[1]voortschrijdende vijfjaarlijkse gemiddelden CBS/LEI, Landbouwcijfers
[2]inclusief pootaardappelen; exclusief Zuidelijk zandgebied; de gegevens met betrekking tot consumptieaardappelen bleken niet vergelijkbaar door wijziging samenstelling areaal (Kloet, IKC-AGV)
[3]gegevens in kg droge stof/ha voor de periode 1985/1989 -1987/1991
[4]grens tussen grotere en kleinere bedrijven ca 120 sbe in 1975/1976 respectievelijk 158 sbe in 1987/88. Bron: Hetsen & Hidding, 1991: 227

dat deze toename 1% per jaar zal blijven bedragen.
Op basis van voorgaande gegevens lijkt op het niveau van de zandgebieden geen sprake te zijn van een significante afname van de productie. Een van de weinige signalen van stagnatie in de landbouwkundige productie in ecologische zin geeft de Nota Akkerbouw 1986-1990 (Min. L & V, 1986), waarin wordt opgemerkt dat er aanwijzingen zijn dat bij het grondgebruik de grenzen van de intensivering in een aantal gevallen zijn overschreden. Deze aanwijzingen zijn o.a. een afnemende bodemvruchtbaarheid gepaard gaande met lagere fysieke opbrengsten, mindere kwaliteit van de geoogste producten en hogere kosten. Als belangrijkste oorzaak wordt het nauwe bouwplan met veel rooivruchten (aardappelen, suikerbieten) genoemd, waardoor problemen met de bodemstructuur en grondgebonden ziekten en plagen toenamen. Gezien de spreiding van genoemde teelten betreft het vooral de akkerbouw in het Noordelijk zandgebied en de Veenkoloniën. Dit komt overeen met de bevindingen van Van der Weijden e.a. (1984) die voor de periode 1965 -1983 een stagnatie van de aardappelopbrengsten in de Veenkoloniën en het Noordelijk zandgebied signaleerden. Zij concludeerden dat "wat betreft de bodemvruchtbaarheid de sedert eind vorige eeuw stijgende lijn lijkt te zijn omgebogen" (ibid: 45). Dergelijke bevindingen worden echter tegengesproken door Mulder e.a. (1990: 7), die stellen dat "nimmer is aangetoond dat dit (zware) bouwplan negatieve effecten heeft op de fysieke productievoorwaarden van de zand- en veenkoloniale gronden, noch dat de ziektedruk in dit gebied is toegenomen". Daarbij moet wel in acht worden genomen dat "opbrengstdervingen in

belangrijke mate worden voorkomen door een effectieve inzet van fumigantia (grondontsmettingsmiddelen) en een gerichte rassenkeuze" (ibid: 8).

De toepassing van de graadmeter 'productie' is niet zonder problemen. Rennen en Stoop (1988) wijzen er op dat landbouwschade in de praktijk soms moeilijk is vast te stellen, met name waar het gaat om chronische verschijnselen als teruglopende melkproductie of verminderde gewasopbrengst (Rennen & Stoop: 18). Daarbij is met name de akkerbouwproductie sterk afhankelijk van de weersomstandigheden; de opbrengsten per ha kunnen daardoor van jaar tot jaar een grote variatie laten zien, zeker op zandgronden. In tabel 4.3 is daarom gebruikt gemaakt van voortschrijdende vijfjaarlijkse gemiddelden. Eventuele opbrengstdervingen als gevolg van bijvoorbeeld een toename van de ziektedruk worden daarnaast vaak opgevangen door de selectie van rassen met een hogere productie en door teeltwijzigingen (mondelinge mededeling Kloet, IKC-AGV). Door de specifieke aard van de huidige landbouwkundige regulatie kan niet worden volstaan met het beschouwen van veranderingen in de opbrengst per hectare. Deze opbrengst blijft op een hoog niveau of stijgt door continue regulatie. Wellicht dat veeleer gekeken moet worden naar de toename van de regulatie die nodig is om een bepaald productieniveau te handhaven dan wel om een bepaalde productiestijging te realiseren. Een dergelijk onderzoek wordt sterk bemoeilijkt door het feit dat er niet alleen sprake is van een intensivering van de regulatie, maar juist ook van een gestage vernieuwing van de regulatie (zie ook van der Weijden e.a., 1984).
In dit onderzoek is een eventuele stagnatie of achteruitgang van de productie per dier dan wel per ha gewas als gevolg van ecologische storingen niet verder onderzocht. In hoofdstuk 3 is reeds aangegeven dat in plaats daarvan kan worden gezocht naar knelpunten in de verschillende dimensies. Bij stagnatie of teruglopen van de productie gaat er ergens in de verschillende dimensies iets mis: afname van de productie van dier en gewas berust op veranderingen in processen en kenmerken in de verschillende dimensies. Ecologische grenzen aan deze processen en kenmerken worden in dit onderzoek als bouwstenen voor de persistentie van agro-ecosystemen beschouwd.

4.4.1 Bouwstenen in de functionele dimensie

In de functionele dimensie van agro-ecosystemen kwam als belangrijkste aandachtspunt vanuit het oogpunt van persistentie de afname van de (fysische en chemische) bodemkwaliteit of bodemvruchtbaarheid naar voren. De fysische bodemvruchtbaarheid wordt in belangrijke mate bepaald door de bodemstructuur. Vooral in akkerbouwgebieden treden problemen met de bodemstructuur op als gevolg van mechanisatie en specialisatie. In sommige gebieden loopt het organische stofgehalte terug als gevolg van ontwatering en verminderde aanvoer. Dit probleem speelt echter vooral in de Veenkoloniën als gevolg van het nauwe bouwplan. Ook erosie door windverstuiving van de bovengrond van braakliggen-

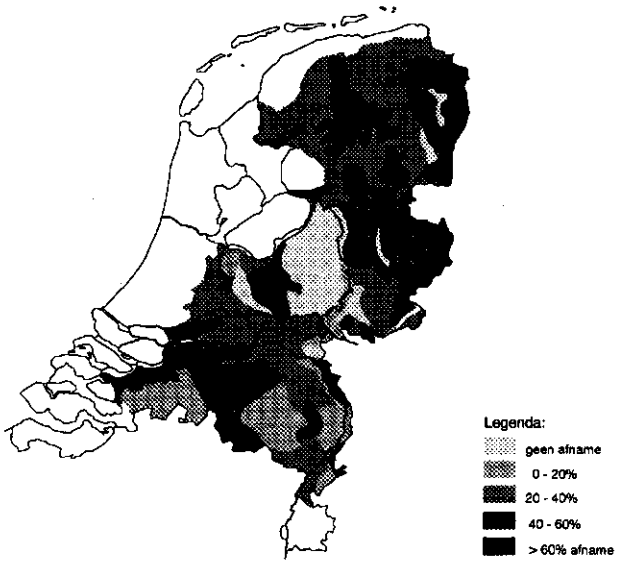
de bouwlanden speelt een rol. Sluipende erosie vormt volgens De Wit (1989) een grote bedreiging voor de landbouw in zijn huidige vorm. Dit geldt ook voor de landbouw in Nederland: stevige oostenwind kan vooral in de Veenkoloniën, maar volgens Van der Weijden e.a. (1984) ook in de Peel, heuse zandstormen tot gevolg hebben. Oorzaken moeten worden gezocht in grondontsmetting en afname van het organische stofgehalte van de bodem. De indruk bestaat dat het probleem van verstuiving geleidelijk groter wordt (Hiemstra, 1988); een overzicht op het niveau van de zandgebieden als geheel ontbreekt echter. Volgens Mulder e.a. (1990) is er echter ook geen sprake van afname van het organische stofgehalte in het Noordoost Nederland en is de bodemstructuur "vrij stabiel en makkelijk te herstellen (ibid: 5). De stuifgevoeligheid is volgens hen een natuurlijk gegeven als gevolg van de ontstaansgeschiedenis van het gebied. Door nieuwe ontwikkelingen ten aanzien van groenbemesting en grondbewerking zijn volgens hen de laatste 10 jaar de stuifproblemen afgenomen.

De chemische bodemvruchtbaarheid kan worden bedreigd door verzuring, verdroging en door accumulatie van schadelijke stoffen als bijvoorbeeld zware metalen.
Verzuring van de bodem is het gevolg van depositie van verzurende stoffen (NH_x, SO_x en NO_y). De landbouw draagt zelf bij aan de emissie van verzurende stoffen: in 1991 werd 50% van de totale zure neerslag in Nederland veroorzaakt door ammoniak (in de lucht omgezet tot ammonium), hetgeen voor 90% (lokaal hoger) afkomstig is uit dierlijke mest (Onderdelinden e.a, 1992). De hoogte van ammoniak-emissies door de landbouw is afhankelijk van de diersoort, het staltype, de wijze van mestopslag en mestuitrijden, en het al dan niet onderwerken van de mest (van der Voet & Udo de Haes, 1985).
Depositie van ammoniak en ammonium vindt plaats in droge en natte vorm, waarbij het gaat om respectievelijk 58% en 42% van de geëmitteerde ammoniak. Een groot deel van de droge depositie vindt plaats binnen 1 kilometer benedenwinds van de bron (Asman & van Jaarsveld, 1990). Problemen als gevolg van de depositie van ammoniak zullen zich vooral voordoen in gebieden waar deze depositie hoog is én het natuurlijk substraat gevoelig is voor verzuring.
In de periode 1980-1991 is de depositie van NH_x ongeveer gelijk gebleven (Bakema e.a., 1991: 200; Onderdelinden e.a., 1991: 16). Van werkelijk lage depositie is in de zandgebieden nergens sprake; de hoogste deposities worden aangetroffen in de belangrijkste concentratiegebieden van de intensieve veehouderij, de Peel en de Gelderse Vallei (Asman & van Jaarsveld, 1990: 30). Met name de hogere, kalk- en humusarme zandgronden van de Veluwe en de Utrechtse Heuvelrug en de stuwwallen van het Oostelijk zandgebied beschikken over een relatief geringe buffercapaciteit en zijn daardoor zeer gevoelig voor verzuring (Langeweg, 1988: 350).
De verzuring van de bodem van agro-ecosystemen wordt opgevangen door extra bekalking. Een overzicht van de situatie in de zandgebieden ontbreekt; de

schadepost voor de Nederlandse landbouw als geheel bedraagt jaarlijks 15-50 miljoen gulden (Rennen & Stoop, 1988).
Ook *verdroging* kan leiden tot een afname van de productie. Een eerste landelijke inventarisatie van veranderingen in de grondwaterstand voor de periode 1956/1960 tot 1973/1977 is uitgevoerd door de Dienst Grondwaterverkenningen van TNO. Uit deze inventarisatie kwam naar voren dat met name in de zandgebieden in deze periode forse peildalingen zijn opgetreden, waarbij een daling van meer dan 75 cm geen uitzondering is. Deze daling is na 1977 nog verder toegenomen (Min. V & W, 1985). De waargenomen grondwaterstanddaling vanaf eind vijftiger, begin zestiger jaren moet vooral worden toegeschreven aan een toename van waterhuishoudkundige ingrepen. In gebieden waar ruilverkavelingsprojecten zijn uitgevoerd en gebieden waar permanente grondwaterwinning plaatsvindt, is de verdroging aantoonbaar groter dan elders (Braat e.a., 1987).
Van Amstel e.a. (1989) hebben de relatieve bijdrage van de verschillende ingrepen aan de gehele grondwaterstanddaling berekend. De bijdrage als gevolg van verbetering van ontwatering en afwatering door de landbouw wordt weergegeven door de afname van natte cultuurgronden in de periode 1955-1976 (figuur 4.4). Hieruit blijkt dat vooral in de zandgebieden en dan met name in en rond de hoogveengebieden van Groningen, op het Drentse Plateau, in Overijssel, de Gelderse Vallei, de Groote Peel en Midden-Brabant veel natte cultuurgronden zijn verdwenen. Daarbij spelen echter in de Gelderse Vallei, Midden-Brabant en de Peel ook grondwaterontrekkingen een belangrijke rol.
Uit het onderzoek van Hetsen en Hidding (1991) blijkt dat met name in de zandgebieden de schade die de landbouw lijdt door droogte aanzienlijk kan zijn; figuur 4.5 geeft een indicatie.
Opbrengstdepressies als gevolg van droogteschade worden voorkomen door aanvoer van water; hetzij door het inlaten van zoet water, hetzij door beregening uit grond- en/of oppervlaktewater. In de zandgebieden vindt inlaat van water slechts op kleine schaal plaats (met name in het Noordelijk zandgebied en in delen van het Oostelijk en Zuidelijk zandgebied; Hetsen & Hidding: 155). Beregening daarentegen vindt op grote schaal plaats. Met name in het Zuidelijk en in mindere mate in het Oostelijk zandgebied wordt een hoog percentage van de cultuurgrond beregend, vooral met grondwater.

Via de toediening van kunstmest, drijfmest en zuiveringsslib worden door de landbouw ook zware metalen aangevoerd. Hoewel voor een aantal metalen de aanvoer een dalende trend vertoont, is sprake van een overschot (Smilde, 1989).[4] Zware metalen kunnen zich in de bodem ophopen, uitspoelen naar het grondwater of opgenomen worden door het gewas. De gevoeligheid van het natuurlijk substraat voor *ophoping dan wel uitspoeling van zware metalen* is afhankelijk van de adsorbtiecapaciteit van de bodem, welke wordt bepaald door de hoeveelheid kleimineralen en organische stof. Door het kalkarme en humusarme karakter zijn grote delen van de pleistocene zandgebieden gevoelig voor doorslag van zware metalen naar het grondwater; met name het Drents Plateau is

Figuur 4.4 Afname van natte cultuurgronden in de periode 1955-1976



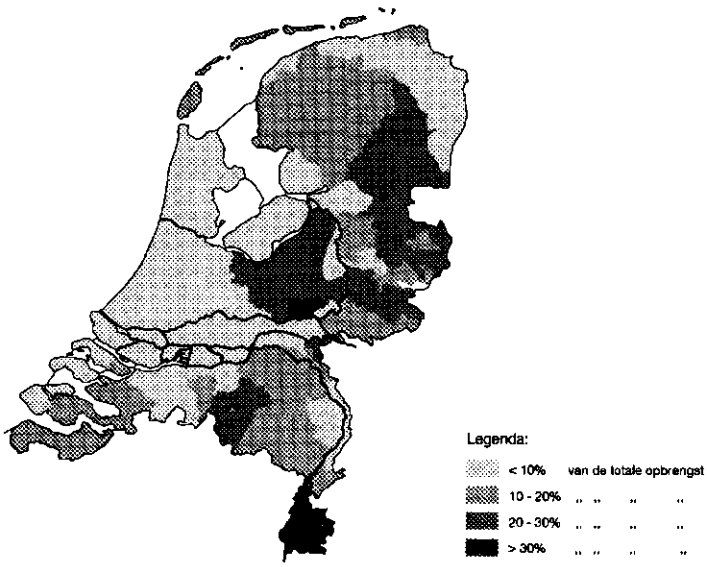
Bron: Van Amstel e.a., 1989: 48

hiervoor zeer gevoelig (Langeweg, 1988: 357). Tabel 4.4 geeft de gemiddelde gehalten voor een aantal zware metalen in zandgronden. De dalende trend in de aanvoer van zware metalen door de landbouw blijkt nog nauwelijks terug te zijn te vinden in een verandering van de gehalten in bodem en grondwater (Fraters, 1991: 333).

In tabel 4.5 staan de speciaal voor de landbouw opgestelde L(andbouw) A(dvies) C(ommissie)-waarden. De signaalwaarden voor het gehalte van een stof in de bodem geven het laagste niveau aan dat, bij overschrijding, aanleiding kan geven tot het optreden van nadelige effecten voor de opbrengst en kwaliteit van agrarische producten en de gezondheid van mens en dier. De vermelde referentiewaarde geeft de achtergrondwaarde weer van stoffen in de bodem; voor zware metalen geeft deze waarde het niveau aan waarbij een bodem kan worden beschouwd als niet duidelijk vervuild (LAC, 1991: 3).[5]

Bij de in tabel 4.5 vermelde waarden dient opgemerkt te worden dat bij het vaststellen hiervan is uitgegaan van het meest gevoelige criterium en het meest gevoelige product. Koper en zink bijvoorbeeld leiden niet snel tot kwaliteitsproblemen in agrarische producten, maar kunnen wel aanleiding geven tot productieverlies (ook in snijmaïs, van der Weiden e.a, 1984: 43). Omgekeerd geeft cadmium juist wel kwaliteitsproblemen, terwijl productieverlies niet relevant is (ibid: 15). Schapen zijn bijvoorbeeld veel gevoeliger voor koper dan runderen; spinazie

Figuur 4.5 Droogte schade in de landbouw



Bron: Ministerie van V&W in: Van der Meij e.a, 1991

is veel gevoeliger voor cadmium dan bonen.
Vergelijking van tabel 4.4 met tabel 4.5 leert dat op bouwland overschrijding van de referentiewaarde voor cadmium, koper, kwik en lood wordt waargenomen. Het 95% percentiel voor grasland is niet aangegeven. Uit het onderzoek van Van Toor en Van der Vleuten (1990) voor de situatie in 1986/1987 komt naar voren dat overschrijding van de referentiewaarde op grasland vooral optreedt voor koper en zink.
Een vergelijking tussen gemeten en maximaal toegestane gehalten in gewassen laat zien dat bij vollegrondsgroenten de maximaal toegestane gehalten voor arseen en lood soms worden overschreden en dat bij granen overschrijding van de maximaal toegestane gehalten arseen en cadmium is geconstateerd (Fraters, 1991). Een overzicht van de omvang van deze problematiek op het niveau van de pleistocene zandgronden ontbreekt.
Het feit dat de huidige gemiddelde aanvoer van zware metalen in veel gevallen de afvoer via gewas en grondwater overschrijdt, betekent volgens Ferdinandus e.a. (1989) dat door ophoping vroeg of laat aantasting van de productiefunctie en/of de kwaliteit van gewassen, grond- en opppervlaktewater is te verwachten. Naast de grootte van het saldo is ook de buffercapaciteit van de bodem bepalend voor de termijn waarop de problemen zich gaan voordoen. Uit berekeningen van Smilde (1989) blijkt dat bij een ongewijzigd beleid zich op de zandgronden

Tabel 4.4 Gemiddelde gehalten van een aantal zware metalen in zandgronden

	cadmium	koper	kwik	lood	zink	arseen
		mg/kg droge grond bouwland[1]				
1960-1980	0,3(0.8)	11(40)	0,2(0,4)	31(100)	44(78)	5(14)
1986/1987	0,2	13	.	16	26	.
1992[3]	0,24	14	0,04	16	30	2
		mg/kg droge grond grasland[2]				
1986/1987	0,29	13	.	21	39	.
1992[3]	0,26	13	0,05	20	27	2

[1]bemonsteringsdiepte 0-20/30 cm. Tussen haakjes het gehalte dat in 5% van de gevallen wordt overschreden (95% percentiel)
[2]bemonsteringsdiepte 0-5 cm
Bron: Fraters, 1991
[3]gemiddelde gehalten in de bovenste 10 cm. Bron: Onderdelinden e.a, 1992

Tabel 4.5 Referentie- en signaalwaarden[1] voor bouw- en grasland op zandgrond (mg/kg)

	Referentiewaarde[2]	Signaalwaarde		
		bouwland voedergew.	bouwland overig	grasland
cadmium	0.40-0.93	0.5	0.5	2
koper	15 - 33	50	50	30
kwik[3]	0.20-0.27	2	2	2
lood[3]	50 - 80	150	100	150
zink	50 -108	100	100	200
arseen	15 - 20	30	30	30
chroom	50 - 66	200	200	200
nikkel[3]	10 - 18	15	15	15

[1] bij optimale zuurgraad en bemestingstoestand
[2] berekende bovengrens 0-8% lutum en 0-22.5% org. stof
[3] geen uitsplitsing naar bodemgebruik i.v.m. ontbreken van voldoende gegevens
Bron: LAC, 1991

binnen 100 jaar problemen kunnen voordoen met cadmium en zink op bouwland en met koper en zink op grasland.

Als gevolg van met name het kunstmestgebruik en de aanvoer van krachtvoer is het van nature relatief geringe gehalte aan voedingsstoffen in de bodem geen beperking meer voor de landbouwkundige omvorming in de zandgebieden. De huidige landbouw in de pleistocene zandgebieden kampt juist met een mineralen-

overschot; de totale aanvoer van mineralen overtreft de afvoer in producten. Aarts e.a. (1988) hebben mineralenbalansen voor stikstof, fosfaat en kalium opgesteld voor gespecialiseerde melkveebedrijven, die representatief worden geacht voor de Nederlandse melkveehouderij (gegevens voor 1983-1986). Daarbij is onderscheid gemaakt naar grondsoort en naar melkproductie per hectare cultuurgrond. Tabel 4.6 geeft de mineralenoverschotten voor melkveebedrijven op zandgronden.

Tabel 4.6 Mineralenoverschotten op gemiddelde gespecialiseerde melkveebedrijven op zandgrond,

	Extensieve bedrijven	Intensieve bedrijven	Alle bedrijven
overschot N	401,5	592,2	486,2
overschot P	24,2	43,3	32,4
overschot K	72,8	185,5	125,2

gebaseerd op LEI-steekproefbedrijven over de jaren 1983-1986. Alle posten in kg zuiver N, P of K per ha cultuurgrond
Bron: Aarts e.a., 1988

Uit het onderzoek van Aarts e.a. blijkt dat ruim 80% van de aangevoerde stikstof 'verdwijnt' door vervluchtiging van ammoniak en/of uit- en afspoeling naar grond- en oppervlaktewater. Voor fosfaat en kalium is de benutting respectievelijk 30-35% en 15-20%. Doordat intensieve veehouderijbedrijven meestal veel minder grond hebben, zal het mineralenoverschot op deze bedrijven nog hoger zijn. De mineralenoverschotten doen zich vooral voor in het Centraal, Oostelijk en Zuidelijk zandgebied vanwege de concentratie aldaar van zowel hokdieren als graasdieren. Gegevens over het optreden van een afname van de chemische bodemkwaliteit als gevolg van overbemesting met stikstof en fosfaat ontbreken; de hoge mineraalgiften op maïs lijken in de functionele dimensie nog geen bedreiging voor de persistentie van agro-ecosystemen te vormen (Schröder, 1985).
Voor grasland is maximale bemesting vanuit landbouwkundig oogpunt afgestemd op kalium en bedraagt 360 kg K_2O per hectare per jaar. Dit komt overeen met een maximale veebezetting van 3.4 grootvee-eenheden. Zowel in beleid als onderzoek bestaat relatief weinig aandacht voor het kaliumoverschot. Ten onrechte, zoals uit recente gegevens blijkt (van der Linde, 1992). Met name op intensieve veehouderijbedrijven is al jaren sprake van een structureel kaliumoverschot. In de laatste tien jaar is in Nederland het areaal zandgrond met de kwalificaties 'ruim voldoende' tot 'zeer hoge' kaliumvoorziening gestegen tot vrijwel de helft van het totale areaal. Er zijn geen wettelijke beperkingen gesteld aan kalium. Het structurele overschot werd tot voor kort nog door de hoge uitspoeling bij toediening in herfst en winter gemaskeerd. Maar door de verplichting om de mest op een emissie-arme manier aan te wenden tijdens het groeiseizoen, sinds

begin 1992 met name op zandgronden van kracht, komt naast stikstof ook kalium nu beter beschikbaar voor het gewas. Hoge kaliumgehaltes als gevolg van hoge bemesting kunnen leiden tot een tekort aan magnesium in de bodem, hetgeen tot kopziekte bij koeien kan leiden. Het gevaar bestaat dat, als in 2000 aan de fosfaatnormen wordt voldaan, er een dermate grote buffer aan kalium in de bodem is opgebouwd dat de kaliumaanvoer uit landbouwkundig oogpunt nog drastisch zal moeten afnemen.

4.4.2 Bouwstenen in de biotische dimensie

In de biotische dimensie hebben vooral toename van bodemziekten, toename van ziekten van dier en/of gewas en toename van resistentie tegen bestrijdingsmiddelen een negatief effect op de productie. Het signaleren van ontwikkelingen in het optreden van ziekten wordt bemoeilijkt omdat ook in dit geval sprake is van uitbreiding dan wel vernieuwing van de regulatie: inzet van extra bestrijdingsmiddelen, resistente rassen (van der Weijden e.a., 1984) en geneesmiddelen. Een overzicht van deze problematiek op het niveau van de zandgebieden ontbreekt; hier worden slechts enkele voorbeelden genoemd.
Al eerder kwam de toename van bodemziekten in de akker- en tuinbouw als gevolg van bouwplanvernauwing en mechanische oogsttechnieken in het Noordelijk zandgebied en de Veenkoloniën aan de orde. Volgens Mulder e.a. (1990) wordt daarbij vaak te sterk de nadruk gelegd op de problemen met betrekking tot het aardappelcysteaaltje; ook andere bodemziekten en plagen (als bijvoorbeeld het bietecysteaaltje en het wortelknobbelaaltje) kunnen volgens hen in de toekomst in aantal en ernst toenemen.
Daarnaast vormt het sneller optreden van resistentie van onkruiden, schimmels en schadelijke insecten een probleem. Het jarenlange intensieve gebruik van bijvoorbeeld atrazin in de maïsteelt heeft tot gevolg gehad dat er op grote schaal resistentie is ontstaan bij onkruiden als melganzevoet en zwarte nachtschade. Deze resistentie breidt zich steeds verder uit, mede door verspreiding van zaad via kuilvoer en mest (Slettenhaar, 1988). Hierbij bestaat tevens het gevaar van kruisresistentie, hetgeen wil zeggen dat ook andere bestrijdingsmiddelen aan werkingskracht verliezen. De stelling van Dekker (1987) is dat door intensief en routinematig spuiten de selectiedruk wordt verhoogd en resistentie dus sneller optreedt. Een ander voorbeeld van resistentie tegen bestrijdingsmiddelen is de resistentie van vliegen in varkensstallen, waardoor de groeisnelheid kan afnemen.

Ook de weidebouw kan worden geconfronteerd met bodemziekten als gevolg van de continuteelt van Engels raaigras. De productiviteit van intensief bemeste graslanden kan bijvoorbeeld teruglopen door een toename van emelten (mond. med. van de Ven, CABO). Hoewel in de functionele dimensie het hoge bemestingsniveau nog niet tot een aantasting van de persistentie van agro-ecosystemen leidt, kan dit wel het geval zijn in de biotische dimensie. Een hoge stikstofgift kan leiden tot een toename van de gevoeligheid voor ziekten en plagen. Uit

Tabel 4.8 Ontwikkeling van de kwaliteit van het ondiepe grondwater onder bouwland en grasland 1981 -1991

	1981[1]		1987[1]		1991[2]	
	bouwland	grasland	bouwland	grasland	bouwland	grasland
	mg/l					
nitraat	19	1.7	23	2.6	25	3.3
kalium	13	7.6	13	6.4	15.1	7.6
fosfaat	0.6	0.3	0.1	0.2	0.1	0.16
pH	6	6.4	5.8	6.4	5.7	6.6

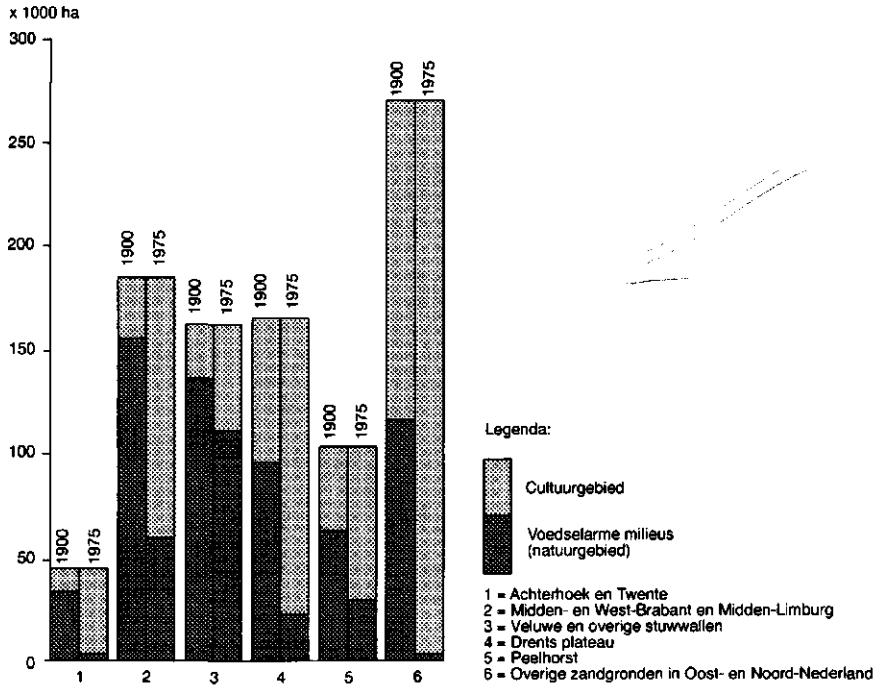
[1]grondwater op een diepte van 10 meter beneden maaiveld; Bron: Beugelink e.a., 1989
[2]grondwater op een diepte van 5 - 15 meter beneden maaiveld (meetnet uitgebreid met provinciale meetpunten); Bron: Van Duijvenbooden e.a., 1992

factor 2. Bij ca 70% van het areaal grasland is sprake van deze overschrijding (Beugelink, e.a., 1991). Onder bouwland worden ook hoge kaliumconcentraties aangetroffen, waarbij er volgens Beugelink e.a. sprake is van een kaliumfront dat zich naar de diepte verplaatst. Op basis van gegevens uit het Landelijk Meetnet is de uitspoeling van fosfaat op zandgronden beperkt. Wel worden in het bovenste grondwater (op het niveau van de grondwaterspiegel) plaatselijk hoge fosfaatgehalten gemeten, met name in gebieden met een hoge dierlijke mestgift en een relatief hoge grondwaterstand. In deze gebieden stroomt het bovenste grondwater ondiep naar greppels en sloten af, terwijl bij lagere grondwaterstanden de bouwvoor nog een fosfaatbindend vermogen bezit. Deze factoren verklaren volgens Willems en Hoogervorst (1991) waarom er in het diepere grondwater geen hoge fosfaatconcentraties worden aangetroffen.

4.6 Ontwikkelingen in natuur-ecosystemen

De huidige natuur-ecosystemen van de pleistocene zandgebieden betreffen deels natuurlijke ecosystemen, zoals vennen, hoogvenen en beken; deels zijn het restanten van het vroegere grondgebruik, zoals heiden, stuifzanden en voor een belangrijk deel ook bossen. Afgezien van het areaal bos is het areaal van natuur-ecosystemen in Nederland in de periode 1900-1960 zeer sterk afgenomen. Een uitgebreide beschrijving van de geschiedenis van de Nederlandse natuur-ecosystemen is bijvoorbeeld te vinden in Westhoff e.a. (1973) en in Gorter (1986).
Indicatief voor de zandgronden is de afname van de oppervlakte voedselarme natuurgebieden (de zogenaamde oligotrofe milieus - figuur 4.7). Alleen op de Veluwe en de overige stuwwallen is de afname relatief beperkt gebleven.
Grote delen van de zandgebieden waren vroeger bedekt met droge dan wel natte heide; figuur 4.2 gaf reeds de afname van het areaal sinds 1800 weer. Er resteert van de oorspronkelijke 800.000 ha nog 42.000 ha heide. Slechts 1000 hectare hiervan bestaat uit natte heide (Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer, 1988).

Figuur 4.7 Afname voedselarme natuurgebieden in verschillende zandgebieden



Bron: STOM, 1983

Sinds 1960 is de afname van het areaal natuur-ecosystemen enigzins gestabiliseerd. Daarentegen treedt de afname van de kwaliteit van het resterende areaal steeds sterker op de voorgrond (STOM, 1983). Vanuit de optiek van persistentie zijn veel ontwikkelingen in de verschillende dimensies van natuur-ecosystemen te typeren als storingen, dat wil zeggen dat ze geleid hebben tot een verandering in de soortensamenstelling van natuur-ecosystemen, tegengesteld aan het doel van regulatie. Zowel de veranderingen in de soortensamenstelling als de veranderingen in de verschillende bouwstenen worden in de volgende paragraaf besproken.

4.7 Persistentie van natuur-ecosystemen

Bij een beschouwing van de veranderingen in de soortensamenstelling van natuur-ecosystemen, als graadmeter voor de persistentie, is zowel het totaal aantal soorten als de diversiteit van belang (zie hoofdstuk 3). Vooral het voorkomen van soorten is relatief goed gedocumenteerd (Weinreich & Musters, 1989). Tabel 4.9 geeft een overzicht van de ontwikkeling van hogere planten in enkele voor de zandgronden kenmerkende ecosysteemtypen. De soorten, kenmerkend voor de zandgronden, zijn sterker achteruitgegaan dan het Nederlands gemiddelde, terwijl er weinig soorten zijn vooruitgegaan. Met name het aantal plantensoorten van voedselarme wateren, het aantal pioniers van vochtige, voedselarme bodems en het aantal plantensoorten van heiden zijn sterker achteruitgegaan dan andere soorten (ibid; Westhoff & Weeda, 1984). Figuur 4.8 geeft een ruimtelijk beeld van de achteruitgang van enkele schraallandsoorten; daarbij springt met name de achteruitgang in het Oostelijk en Centraal zandgebied in het oog.

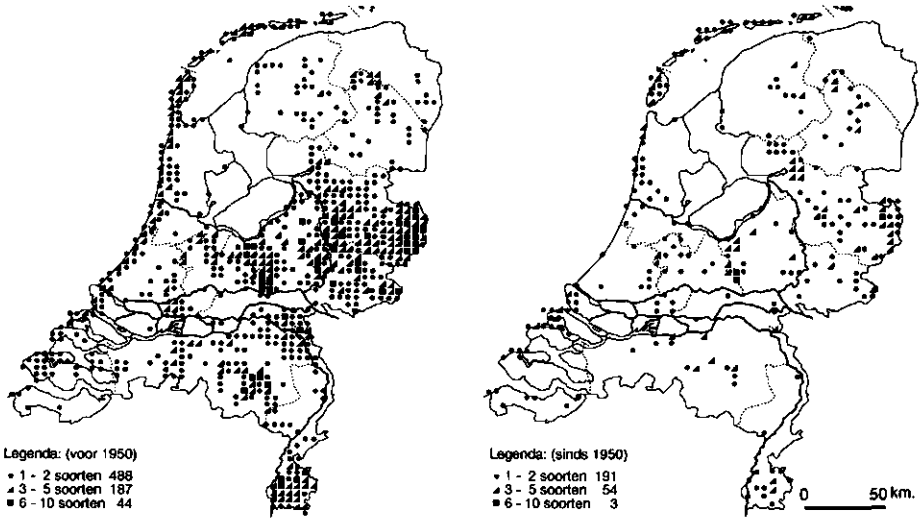
Tabel 4.9 Wijzigingen in het voorkomen van vaatplanten kenmerkend voor de zandgronden, 1930-1980

oecologische groep	totaal	soorten per ecologische groep					
		achteruit gegaan		gelijk gebleven		vooruit gegaan	
	abs		%		%		%
onkruiden van kalkarme akkers	37	20	54	15	41	2	5
pioniers van matig voedselarme vochtige grond	33	23	70	9	27	1	3
planten van voedselarme wateren	30	20	67	10	33	-	-
planten van droge, zure graslanden	28	14	50	12	43	2	7
planten van natte heiden	26	16	62	9	35	1	4
planten van droge heiden	35	23	66	10	29	2	6
planten van bossen op droge, zure grond	54	20	37	27	50	7	13
Totaal Nederland	1436	498	35	808	56	130	9

Berekening verandering in voorkomen op basis van uurhokfrequentieklassen
Bron: CBS, 1985: 12/13

De veranderingen in de samenstelling van de flora spelen een belangrijke rol bij de afname van karakteristieke diersoorten. Vooruitlopend op hoofdstuk 6 worden hier de algemene veranderingen in vennen, heiden en bossen besproken.

Figuur 4.8 Veranderingen in het voorkomen per uurhok van enkele schraallandsoorten



Gegevens van de volgende soorten zijn verwerkt: vlozegge, blonde zegge, melkviooltje, grote muggenorchis, harlekijn, spits havikskruid, parnassia, tweehuizige zegge, vetblad en breed wollegras. Bron: Kwartaalberichten milieu, CBS, 1985

De diversiteit aan plant- en diersoorten in *vennen* is zeer sterk afgenomen. Door vermesting en verzuring resteren slechts twee typen vennen: zeer voedselrijke, alkalische vennen (pH > 7) en geïsoleerde, voedselarme sterk verzuurde vennen (pH < 4,5) (van Dam, 1987). Goed ontwikkelde gemeenschappen van het oeverkruidverbond, karakteristiek voor voedselarme vennen, zijn nagenoeg verdwenen. Daarentegen is de abundantie van veenmossen toegenomen (Arts, 1987). Het aantal soorten sieralgen is met 80-90% afgenomen, evenals het aantal soorten kiezelwieren. In veel vennen domineert het kiezelwier Eunotia exigua, hetgeen wijst op zure omstandigheden (Weinreich & Musters, 1989; Van Dam & Mertens, 1990). De soortensamenstelling van ongewervelde dieren is sterk verschoven van planteneters naar afvaleters en carnivore soorten. Vooral de zeldzamere soorten zijn afgenomen.

Van het resterende areaal *heide* is ongeveer 20% (8000 ha) sterk vergrast (meer dan 75% grasbedekking) en 20% (eveneens 8000 ha) verbost (20-60% bedekking door bomen). Ook hier is de diversiteit aan soorten en levensgemeenschappen sterk afgenomen: van de vijf typen droge heide die bijvoorbeeld in de jaren '60 op de Veluwe werden onderscheiden zijn drie typen verdwenen en worden de resterende twee bedreigd door vergrassing (van Ree & Meertens, 1989). Tabel 4.9 liet reeds een afname van het voorkomen van heideplanten sinds 1950 zien:

62% van de soorten van natte heide en 66% van de soorten van droge heide is afgenomen in de periode van 1930 tot 1980.
Een belangrijk effect van de opgetreden vergrassing is een afname van de variatie binnen het ecosysteem (de ruimtelijke heterogeniteit in verticale zin, zie hoofdstuk 3) en met name het dichtgroeien van open plekken in de heide. De afname van reptielen die in heidevegetaties voorkomen, zoals bijvoorbeeld de zandhagedis, wordt volgens Verstegen e.a. (1992) ondermeer veroorzaakt door deze afname van open plekken. Reptielen hebben deze plekken nodig om hun lichaamstemperatuur te reguleren. Daarnaast gebruikt de zandhagedis open plekken om haar eieren te begraven. Alleen op de Veluwe komt de zandhagedis nog in enige aantallen voor (Roos & Vintges, 1991: 114).
Vergrassing is ook een belangrijke oorzaak van de afname van kenmerkende heidevlinders en -vogels. Het aantal gentiaanblauwtjes bijvoorbeeld is met 75% achteruitgegaan door het verdwijnen van de waardplant (klokjesgentiaan) en/of doordat de waardplant niet meer boven het gras uitkomt, waardoor de vlinder niet meer in staat is eitjes te leggen (Roos & Vintges, 1991: 114). Een karakteristieke vogel van heidevelden was het korhoen. Het aantal korhoenders is in twintig jaar tijd gedaald van 450 tot 71 hanen in 1987 en 37 in 1992; het aantal gebieden waar het korhoen voorkomt was in 1987 gedaald tot 13 (Niewold, 1987). De laatste levensvatbare populatie bevindt zich volgens Roos & Vintges (1991: 115) op de Holterberg en Sprengenberg bij Holten (Overijssel). Als de huidige trend zich doorzet, zal het korhoen binnen 5 jaar uit Nederland verdwenen zijn.
In tegenstelling tot andere natuur-ecosystemen is het areaal bos in de pleistocene zandgebieden toegenomen sinds 1900. De meest in het oog springende verandering in de *bossen* in de zandgebieden is de afname van de vitaliteit (zie hierna). Ook is de struik-, kruid- en moslaag van deze bossen sterk van samenstelling veranderd. In droge bossen op zure grond gingen 37 hogere planten achteruit en 13 vooruit (totaal 54 specifieke bossoorten); in natte bossen gingen 29 plantensoorten achteruit en 7 vooruit (totaal 42 bossoorten). Met name stikstofminnende soorten namen sterk toe; planten kenmerkend voor vochtige standplaatsen namen juist af (Roos & Vintges, 1991).

In hoofdstuk 3 werd een verandering in de soortensamenstelling van natuurecosystemen beschouwd als signaal voor een aantasting van de persistentie. Op basis van voorgaande beschrijving mag worden aangenomen dat de persistentie van natuur-ecosystemen in de pleistocene zandgebieden sterk is aangetast. De vraag in hoeverre grenzen aan de persistentie zijn overschreden, kan echter niet zo eenvoudig worden beantwoord. Daartoe ontbreekt nog een kwantitatieve invulling van de grenzen aan veranderingen in de graadmeter 'soortensamenstelling'. Bij deze kwantitatieve invulling gaat het erom de boven- en ondergrenzen aan veranderingen in de soortensamenstelling aan te geven: bij welke verschuivingen daarin is nog sprake van hetzelfde ecosysteem en bij welke veranderingen sprake is van overgang naar een ander type ecosysteem? Bij welk percentage vergrassing zijn bijvoorbeeld heide-ecosystemen nog persistent en wanneer niet

meer? Niet alleen is een dergelijke invulling van de graadmeter 'soortensamenstelling' verschillend voor diverse typen natuur-ecosysteem; de mate waarin de persistentie wordt bedreigd is ook afhankelijk van de specifieke omstandigheden van het afzonderlijke natuur-ecosysteem. In de studie op regionaal niveau in hoofdstuk 6 zal worden getracht voor specifieke natuur-ecosystemen veranderingen in de soortensamenstelling te relateren aan grenzen aan die veranderingen. Op het niveau van de zandgebieden als geheel moet worden volstaan met een kwalitatieve duiding van de aantasting van de persistentie.
Datzelfde geldt voor een deel ook voor de veranderingen in de verschillende dimensies van natuur-ecosystemen, die ten grondslag aan de geschetste veranderingen in de soortensamenstelling, de bouwstenen voor persistentie.
In de *functionele dimensie* betreffen de belangrijkste ontwikkelingen een toename van de concentratie voedingsstoffen en een daling van de grondwaterstand; deels veroorzaakt door de geschetste ontwikkelingen in agro-ecosystemen.
Het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit verschaft ook gegevens over de kwaliteit van het ondiepe grondwater in natuurgebieden (tabel 4.10). Zowel de nitraat- als de fosfaatconcentratie in het ondiepe grondwater zijn in de periode 1981-1991 toegenomen.

Tabel 4.10 Ontwikkeling van de kwaliteit van het ondiepe grondwater in natuurgebieden 1981-1991

	1981[1]	1987[1]	1991[2]
nitraat	1.5	2.2	2.8
kalium	2.4	2.4	2.6
fosfaat	0.1	0.2	0.07
pH	5.8	5.6	5.7

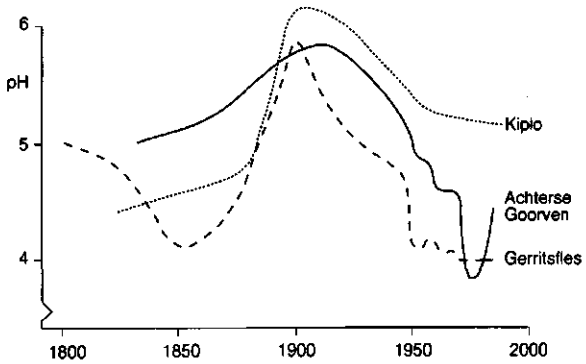
[1]grondwater op een diepte van 10 meter beneden maaiveld; Bron: Beugelink, e.a., 1989
[2]grondwater op een diepte van 5 - 15 meter beneden maaiveld; Bron: Van Duijvebooden e.a., 1992

Een deel van de toename van de nitraatconcentratie is toe te schrijven aan de depositie van NH_3 en NO_y; in vennen en natte heide kan vermesting ook optreden als gevolg van aanvoer van verontreinigd grondwater van elders. Hiervan zijn echter weinig meetgegevens bekend (Denneman & Torenbeek, 1987: 58). De kwaliteit van het oppervlaktewater is sterk veranderd door onder andere de toevoer van nitraat, fosfaat en bestrijdingsmiddelen vanuit agro-ecosystemen en organische micro-verontreinigingen uit ongezuiverd rioolwater (van der Gaag e.a., 1991). Een overzicht op het niveau van de zandgebieden als geheel ontbreekt.

De huidige atmosferische depositie van stikstof (ca. 50 kg N/ha/jaar; Onderdelinden e.a., 1992) overtreft met circa 60% de jaarlijkse opname en fixatie van heide-ecosystemen (Denneman & Torenbeek, 1987: 59). De mate waarin vergrassing van heide-ecosystemen optreedt is afhankelijk van de hoogte van de N-depositie, de bodemgesteldheid en het beheer (van Ree & Meertens, 1989).
Uit door Denneman en Torenbeek (1987) verzamelde gegevens blijkt een verhoogde depositie op bossen ten opzichte van de gemiddelde depositie in Nederland. Berekeningen voor Douglassparren op holtpodzolgronden laten zien dat de stikstofconcentraties in naalden[11)] in 1990 het hoogst waren in het Oostelijk en Zuidelijk zandgebied, de gebieden waar het meeste bos voorkomt. In een groot aantal gebieden wordt de kritische waarde van 1,8% N overschreden (Bakema e.a, 1991). Verzurende depositie versterkt de invloed van vorst, droogte, ziekten en plagen op de gezondheid van het bos. De grootste zorg geven volgens Bakema e.a. (ibid: 207) de veranderingen in de bodem die optreden als gevolg van de uitputting van de aluminiumbuffer (zie ook figuur 3.3). Deze uitputting en de daarmee samenhangende pH-daling op langere termijn leiden waarschijnlijk tot grote veranderingen in de functionele dimensie en als gevolg daarvan tot veranderingen in vegetatie en bodemfauna. Modelberekeningen laten zien dat, behalve op de Veluwe, in 1990 op meer dan 50% van de oppervlakte bos op zandgrond de als kritisch gekozen Al/Ca-verhouding van 1 werd overschreden.
In vennen heeft depositie van ammoniak en ammonium zowel een vermestend als een verzurend effect. Vennen behoren tot de stilstaande, zwakgebufferde wateren welke door een arme ondergrond vaak een oligotroof tot mesotroof karakter hebben. In kalkarme, voedselarme wateren is de concentratie ammonium en nitraat van nature zeer laag. 60% van de Nederlandse vennen en andere binnenlands gelegen zwak gebufferde wateren is verzuurd, vooral in de provincies Drenthe en Noord-Brabant. Gemiddeld is de zuurgraad in deze verzuurde wateren gedaald van 5.5 in de oorspronkelijke situatie naar 4.4 in de periode 1983-1985 (Arts, 1987)[12)]. Op zich is verzuring van vennen vaak een natuurlijk proces; dit proces is echter enorm versneld (Leuven & Schuurkes, 1987). Figuur 4.9 illustreert het verloop van de zuurgraad vanaf 1800 voor een drietal vennen, welke volgens Van Dam (1987) alle een uiterste van de biologische en chemische variatie in geïsoleerde vennen vertegenwoordigen. In de periode tot ca 1850 was de zuurgraad laag als gevolg van organische zuren; de huidige lage zuurgraad wordt veroorzaakt door anorganische zuren als salpeter- en zwavelzuur, hetgeen ook invloed heeft op het voorkomen van soorten kiezelwieren. De stijging van de pH tussen ca 1850 -1900 is volgens Van Dam mede het gevolg van menselijk gebruik van de vennen, zoals het wassen van schapen en het roten van vlas, en/of de aanvoer van landbouwwater.

Ook een daling van de grondwaterstand leidt tot veranderingen in de soortensamenstelling van natuur-ecosystemen. Door de ontginning en ontwatering van de woeste gronden nam de waterafvoer in de zandgebieden toe. Om de waterafvoer

Figuur 4.9 Verloop van de zuurgraad van het water in drie vennen

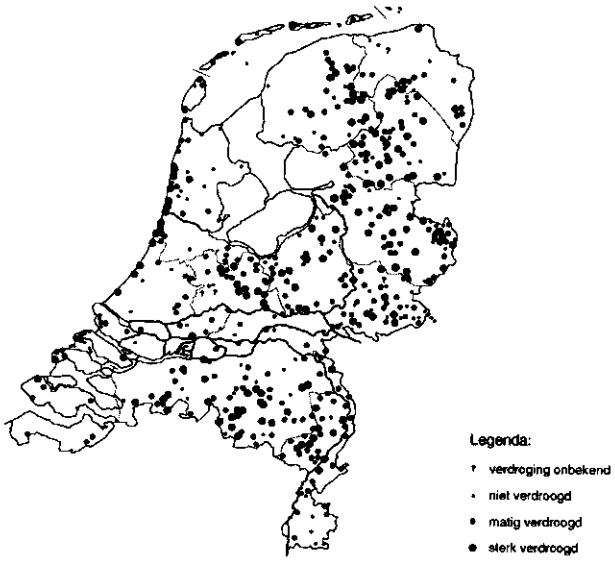


Bron: Van Dam, 1987

te verbeteren werden beken vaak rechtgetrokken, uitgediept en verbreed en werden stuwen aangebracht. De kenmerkende erosieverschijnselen en meandering verdwenen. De algemene verlaging van de grondwaterstand (zie paragraaf 4.1.4) heeft geleid tot een wijziging van kwel- en infiltratiestromen en tot een afname van het debiet, waardoor bovenlopen van beken 's zomers soms droogvallen. Sinds 1950 zijn een groot aantal natuurgebieden met vochtige en natte omstandigheden verdroogd (van Amstel e.a., 1989; zie figuur 4.10). Naast beekdalen gaat het daarbij om vochtige graslanden, heide, hoogveen, vennen en bronbossen. Van de natte heiden en hoogvenen is 90% verdroogd; van de schraalgraslanden 50% (Roos & Vintges, 1991). Vooral het grensgebied van Friesland en Drenthe, het dekzandgebied in Midden-Overijssel en grote delen van Brabant en Limburg zijn matig tot sterk verdroogd. De stuwwallen zijn matig verdroogd.
Een belangrijk probleem bij het vaststellen van verdroging in natuur-ecosystemen is het (nog) ontbreken van een goede meetmethode. Een dergelijke methode zou zowel elementen uit de functionele dimensie (hydrologische aspecten) als uit de biotische dimensie in hun onderlinge samenhang moeten bezien (Pellenbarg en Beugelink, 1991). Tevens ontbreken vaak historische metingen van vóór 1950, welke als referentie kunnen fungeren.

Een belangrijke bouwsteen in de *biotische dimensie* is de populatie-omvang van met name kenmerkende soorten. In tabel 4.9 werd de afname van het voorkomen van plantensoorten weergegeven; tevens kwam reeds een aantal voorbeelden van veranderingen in de soortensamenstelling van de fauna aan de orde. Echter, slechts weinig van deze inventarisatiegegevens geven inzicht in de mate waarin de daling van de populatie-omvang de kritische grens van de minimale omvang

Figuur 4.10 Verdroging in natuur- en bosterreinen



Bron: Van Amstel e.a., 1989

nadert dan wel overschrijdt (zie ook hoofdstuk 3). De gegevens met betrekking tot soortenaantallen zijn geaggregeerd op het niveau van de zandgebieden; een overzicht van de ontwikkelingen van de afzonderlijke populaties op het niveau van de zandgebieden ontbreekt. Voor veel soorten is dit schaalniveau ook niet geschikt voor een dergelijke kwantitatieve benadering.

Vaak berust een daling van de populatie-omvang op een afname van het voedselaanbod en/of van het voortplantingssucces. Hiervoor werden reeds het voorbeeld van het gentiaanblauwtje en de zandhagedis gegeven; de afname van (kritische) weidevogels is een ander, bekend voorbeeld (zie bijvoorbeeld van den Aarsen e.a., 1985).
Een daling van het voortplantingsucces blijkt ook de meest bepalende factor voor het verdwijnen van de korhoender uit Nederland. Door de vermindering van het areaal met geschikte broedmogelijkheden treedt gebrek aan goede nestelmogelijkheden op. Daarnaast is door de vergrassing van de heide en door de afname van geschikt voedsel in omringende agro-ecosystemen (met name akkeronkruiden) het verlies van eieren toegenomen, evenals de sterfte van zowel hennen als kuikens (Niewold, 1987, 1993). Vergrassing van de heide maakt het vinden van voedsel ook moeilijk voor soorten 'met kleine pootjes' als leeuwerik en roodborsttapuit.

Als de belangrijkste oorzaak van de afname van de vitaliteit van de Nederlandse bossen wordt de verzuring van de neerslag beschouwd. Sinds 1984 wordt ieder jaar een inventarisatie van de vitaliteit van het Nederlandse bos uitgevoerd, aan de hand van een representatieve steekproef. In 1991 behoorde bijna éénvijfde deel van het Nederlandse bos tot de categorieën 'weinig vitaal' en 'niet vitaal' (tabel 4.11). Uit het overzicht van de vitaliteit van het bos in de bosrijke provincies (Drenthe, Overijssel, Gelderland, Utrecht, Noord-Brabant en Limburg) komt naar voren dat de vitaliteit van het bos in Gelderland en vooral in Noord-Brabant onder het Nederlands gemiddelde ligt. In Noord-Brabant behoorde in 1991 éénvierde deel van het bos tot de categorieën 'weinig vitaal' en 'niet vitaal'.

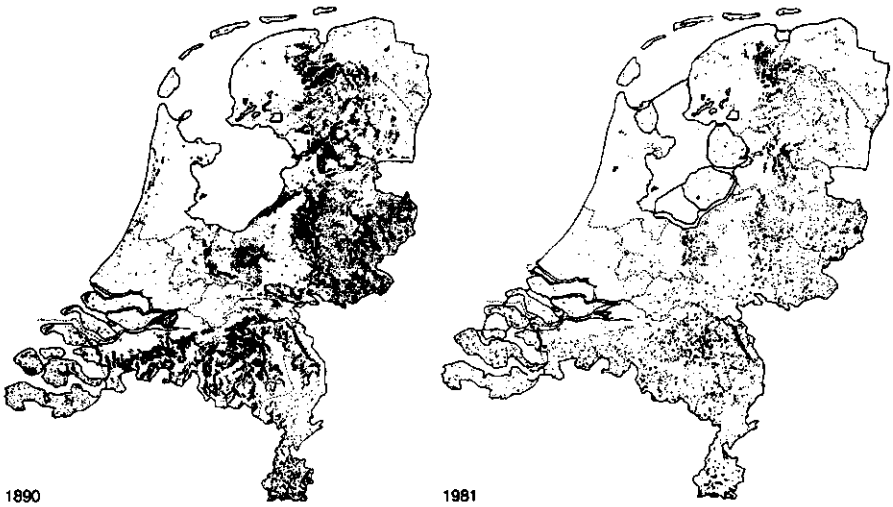
Tabel 4.11 Vitaliteit van het Nederlandse bos 1984-1991

Inventarisatie jaar	Vitaal %	Minder Vitaal %	Weinig Vitaal%	Niet Vitaal%
1984	50.8	39.7	8.0	1.5
1985	49.9	35.0	13.0	2.1
1986	46.9	32.0	16.0	5.1
1987	42.6	36.1	16.6	4.7
1988	50.9	28.1	16.0	5.0
1989	50.1	30.7	15.8	3.4
1990	52.5	28.7	15.3	3.5
1991	52.0	30.2	14.7	3.1

Bron: Ministerie van LNV, directie NBLF, 1991

Belangrijke bouwstenen in de *ruimtelijke dimensie* zijn de grootte van natuur-ecosystemen, de ligging ten opzichte van gelijksoortige ecosystemen en de ligging ten opzichte van agro-ecosystemen. In het kader van de reeds aangehaalde studie naar de ontwikkelingen op lange termijn van voedselarme milieus en grondwater van de pleistocene zandgronden (STOM, 1983) is tevens onderzoek verricht naar de versnippering van de oligotrofe milieus. Naast een afname van het totale areaal is ook de oppervlakte van de afzonderlijke gebieden afgenomen. De resterende oligotrofe milieus op de zandgronden zijn sterk versnipperd tot kleine, niet aaneengesloten gebieden. Kalkhoven (1992) geeft een schatting van het bedreigd zijn door versnippering van Nederlandse ecosystemen op basis van het uitgangspunt, dat weinig-dynamische systemen doorgaans veel plaatstrouwe soorten bevatten in tegenstelling tot sterk-dynamische systemen. Volgens deze hypothetische benadering zijn vooral hoogvenen, schraallanden, heide en - in mindere mate - het bos in West-Nederland versnipperd.
Bij de toegenomen isolatie van natuur-ecosystemen speelt de afname van de ruimtelijke heterogeniteit in horizontale zin in het algemeen en het verdwijnen van houtwallen, heggen, kleine bosjes, poeltjes e.d. als 'stepping stones' tussen

Figuur 4.11 Achteruitgang kleine landschapselementen



Bron: Broekhuizen, 1986

grotere natuurgebieden in het bijzonder, een belangrijke rol. Figuur 4.11 geeft een indruk van de achteruitgang van de kleine landschapselementen. Sinds 1940 is de lengte van beplantingsstroken smaller dan 10 meter met 75% afgenomen. Uit onderzoek in een drietal ruilverkavelingsgebieden (van Noorden, 1988; de Jonge, 1988; Hazendonk & Veen, 1989) komt naar voren dat veel van de resterende landschapselementen een slechte toekomstverwachting hebben, uitgaande van vitaliteit en onderhoudstoestand.
Als gevolg van verzuring, verdroging en vermesting, maar ook als gevolg van grootschalige beheersmaatregelen is de ruimtelijke heterogeniteit in verticale zin, de variatie binnen natuur-ecosystemen afgenomen. Voorbeelden zijn het reeds genoemde verdwijnen van open plekken en het afnemen van de structuurvariatie in de heide als gevolg van intensieve begrazing (Verstegen e.a., 1992).

De effecten van natuur-ecosystemen op andere ecosystemen treden niet zo duidelijk voor het voetlicht als de eerder besproken ruimtelijke effecten van landbouw op natuur-ecosystemen. Natuurlijke ecosystemen als trage elementen in een dynamische omgeving kunnen wellicht een belangrijke rol spelen in het opvangen van storingen in agro-ecosystemen, omdat de processen in natuurlijke ecosystemen zich op een grotere tijd-ruimteschaal afspelen. Hierbij kan worden gedacht aan voorbeelden als mogelijkheden voor waterberging en het inzetten van

roofvogels bij het bestrijden van plaagorganismen ten behoeve van het functioneren van agro-ecosystemen.

Samenvattend heeft zich een sterke afname in zowel het aantal soorten als de diversiteit van natuur-ecosystemen in de pleistocene zandgebieden voorgedaan. Hoewel een compleet overzicht voor de verschillende typen natuur-ecosystemen ontbreekt, kan worden aangenomen dat, gezien de veranderingen in de soortensamenstelling, de persistentie van natuur-ecosystemen in de pleistocene zandgebieden zeer sterk is aangetast. De oorzaken zijn vooral storingen op verschillende niveaus in de functionele en ruimtelijke dimensie, waardoor in de biotische dimensie de levensvatbaarheid van de samenstellende populaties is afgenomen. De veranderingen in processen op het macroniveau van de functionele dimensie hebben geleid tot storingen in de lokale omstandigheden op het microniveau. Deze zijn op hun beurt mede de oorzaak van storingen op het niveau van de afzonderlijke populaties van natuur-ecosystemen, het microniveau van de biotische dimensie. De levensvatbaarheid van deze populaties wordt tevens beïnvloed door storingen op de verschillende niveaus van de ruimtelijke dimensie, waarbij het gaat om een afname van de oppervlakte, van de ruimtelijke heterogeniteit (in horizontale en verticale zin) en van de mogelijkheden voor dispersie.
In termen van het theoretisch kader uit hoofdstuk 2 kan worden aangenomen dat als gevolg van de (cumulatie van) verschillende storingen de meeste natuur-ecosystemen nog slechts over één evenwichtstoestand of attractiedomein beschikken. Bij verdergaande storing (oplopende nutriëntconcentraties, verdergaande verzuring e.d.) kan het ecosysteem overgaan in een ander type ecosysteem, tegengesteld aan de doelen van regulatie. Voorbeelden zijn vergrassing en verbossing van heidevelden. Gatto en Rinaldi (1989: 85) interpreteren zelfs de sterfte van bossen als een attractiedomein, O'Neill e.a (1986) spreken hier van degeneratie of aftakeling.
Zoals aangegeven ontbreekt nog een kwantitatieve invulling van zowel grenzen aan veranderingen in de graadmeter zelf als een kwantitatieve duiding van grenzen aan veranderingen in de verschillende bouwstenen.
De invulling van de graadmeter 'soortensamenstelling' verschilt per type natuur-ecosysteem. Doelstellingen ten aanzien van de regulatie van natuur-ecosystemen moeten dus expliciet aangeven welk type ecosysteem wordt nagestreefd; pas dan kunnen de relevante graadmeters en de daarmee verbonden ecologische randvoorwaarden worden geformuleerd. Ook deze randvoorwaarden behoeven nog een kwantitatieve invulling; voor de verschillende natuur-ecosysteemtypen moet worden aangegeven wat de maximale toevoer van nutriënten en potentieel zuur is, wat de minimale populatie-omvang van de samenstellende populaties is en welke minimale oppervlakte daartoe nodig is en/of welke eisen de verschillende soorten aan verbindingszones stellen.

4.8 Persistentie als opgave voor planning

In hoofdstuk 1 werd ervan uitgegaan dat, om te komen tot een ecologisch duurzame ontwikkeling van de leefomgeving, planning een ecologische invalshoek behoeft. In dit onderzoek zijn grenzen aan de persistentie van ecosystemen opgevat als grenzen aan duurzaamheid in ecologische zin.[13)]
Als graadmeter voor de persistentie van agro-ecosystemen werd de productie per dier dan wel per hectare gewas beschouwd. Echter, deze graadmeter bleek in praktische zin niet goed te voldoen. Het teruglopen dan wel een stagnatie van de productie in agro-ecosystemen is slecht onderzoekbaar vanwege continue uitbreiding en vernieuwing van de menselijke regulatie van agro-ecosystemen. De afname van de productie per hectare in de akkerbouw is een van de weinige signalen met betrekking tot een eventuele aantasting van de persistentie van agro-ecosystemen. Grenzen aan de persistentie van agro-ecosystemen kunnen berusten op een afname van de bodemkwaliteit, op problemen ten aanzien van de gezondheid van vee en gewas, op een beperking van de gebruiksmogelijkheden in ruimtelijke zin of op een combinatie daarvan. Ook gegevens met betrekking tot deze problemen bleken schaars.
Door de uitbreiding en vernieuwing van de regulatie van de huidige agro-ecosystemen is het de vraag of het relevant is om te spreken van evenwichtsdomeinen voor het kenmerk 'productie', zoals bedoeld in hoofdstuk 2. De ecologische ondergrens aan de persistentie van agro-ecosystemen wordt overschreden als de productie van specifieke dieren en gewassen door storingen tot nul terugloopt. Dergelijke grenzen, als bijvoorbeeld de maximum kaliumgift vanuit het oogpunt van de gezondheid van het vee, worden in acht genomen. Met betrekking tot de bovengrenzen aan de agrarische productie lijkt het plafond van het wetenschappelijk en technisch kunnen nog niet bereikt (zie paragraaf 4.4). In termen van de persistentietheorie verkeren de huidige agro-ecosystemen van de pleistocene zandgronden waarschijnlijk in een toestand buiten evenwicht. Treedt er een storing op die wijst op het teruglopen van de productie, dan wordt gereageerd met meer en/of andere regulatie zoals extra bekalking om de effecten van verzuring tegen te gaan, uitbreiding van de beregening en/of de toepassing van nieuwe bestrijdingsmiddelen. Beperkingen aan deze uitbreiding of vernieuwing van de regulatie zijn vooral van economische aard.
Toch mag mijns inziens uit het voorgaande niet de conclusie worden getrokken dat de persistentie van agro-ecosystemen geen onderwerp van zorg is. Juist vanuit het perspectief van planning is het van belang dat bijvoorbeeld de flexibiliteit van het grondgebruik in de toekomst gehandhaafd blijft, hetgeen noodzaakt tot het in acht nemen van grenzen op langere termijn. De gesignaleerde ophoping van zware metalen is vanuit dit opzicht een belangrijk aandachtspunt, evenals de problemen verbonden met het nauwe bouwplan in de akkerbouw.
Zijn de ecologische grenzen aan het functioneren van agro-ecosystemen door de mogelijkheden tot regulatie nog niet in zicht, de grenzen aan de persistentie van natuur-ecosystemen zijn dat inmiddels wel. De karakteristieke samenhang tussen

de verschillende dimensies van natuur-ecosystemen verandert en daarbij spelen invloeden vanuit agro-ecosystemen een belangrijke rol. Bij de beschrijving van natuur-ecosystemen in zandgebieden is weinig aandacht besteed aan de rol van het interne beheer, hoewel er signalen zijn dat grootschalige beheersmaatregelen of het achterwege blijven van adequaat beheer ook kunnen bijdragen aan veranderingen in de soortensamenstelling van natuur-ecosystemen. Deze bijdrage valt naar verwachting in het niet bij de aantasting van de persistentie door de beinvloeding vanuit agro-ecosystemen. Als gevolg van ontwikkelingen in de functionele dimensie van agro-ecosystemen is vooral de ruimtelijke rangschikking van ecosystemen ten opzichte van elkaar en ten opzichte van kenmerken van het natuurlijk substraat van groot belang geworden voor de persistentie van natuur-ecosystemen. Vanuit het perspectief van planning, gericht op coördinatie en integratie van de realisatie van maatschappelijke doelstellingen, vormt het duurzaam voortbestaan van natuur-ecosystemen op korte termijn dan ook een dringerder opgave dan dat van agro-ecosystemen.

Als graadmeter voor de persistentie van natuur-ecosystemen werd de soortensamenstelling beschouwd. Een kwantitatieve beschouwing van de veranderingen hierin op het niveau van de zandgebieden bleek niet mogelijk. In hoofdstuk 6 wordt daarom het onderzoek op regionaal niveau voortgezet. Gezien het voorgaande is deze case-studie toegespitst op de vraag naar de ecologische randvoorwaarden voor de persistentie van natuur-ecosystemen en de gevolgen daarvan voor de landbouwkundige regulatie: welke grenzen aan de landbouwkundige omvorming dienen in acht te worden genomen bezien vanuit de persistentie van natuur-ecosystemen? Daartoe is het in de eerste plaats noodzakelijk dat de doelstellingen met betrekking tot natuur-ecosystemen nader gepreciseerd worden: in hoofdstuk 1 werd reeds aangegeven dat ecologische theorieën instrumenten zijn en geen doelen in zich dragen. In hoofdstuk 5 worden daarom eerst de beleidsintenties ten aanzien van natuurlijke kwaliteit op nationaal niveau besproken.

Noten

1. Naast de landbouw dragen ook industrie, verkeer e.d. bij aan de afname van de kwaliteit van het natuurlijk substraat. Deze blijven in dit onderzoek buiten beschouwing.
2. Volgens Bieleman (1987) was de fixatie van het gebruik van deze verschillende onderdelen van het agro-ecosysteem minder groot dan in de traditionele beschrijvingen werd aangenomen. Ook op het grasland en de hogere heidegronden vond al vroeg soms akkerbouw plaats, waarbij het 'dries' laten liggen van deze gronden een belangrijke rol speelde.
3. Van oudsher zijn er veel (absoluut en relatief) kleine bedrijven in de zandgebieden: 'het kleine-boeren-vraagstuk'. In de vijftiger en zestiger jaren nam de veredelingsproductie al een belangrijke plaats in in deze gebieden: op de kleine bedrijven was behoefte aan inkomensaanvulling, er waren veel 'overtollige' boerenzoons met kennis van varkens en pluimvee (waarvoor een groeiende afzetmarkt, vooral gericht op de export, bestond) én er was een goede infrastructuur voor aanvoer van grondstoffen en afvoer van producten aanwezig. De uitbreiding van de intensieve veehouderij in de zeventiger jaren hing samen met de groeiende mechanisatie in de melkveehouderij en de daarmee gepaard gaande

noodzaak tot specialisatie. Kleine bedrijven hebben beperkte mogelijkheden om arbeidsbesparende technieken toe te passen en schakelden vaak over naar de intensieve veehouderij (Bauwens & van Driel, 1981).

4. Voorbeelden zijn de afname van het kopergehalte in varkensvoer en de afname van de aanvoer van arseen als gevolg van een verbod op arseenhoudende bestrijdingsmiddelen (Fraters, 1991: 333).

5. In de 'Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water' (VROM, 1990) zijn ook voor een aantal stoffen streefwaarden opgesteld. Deze streefwaarden verschillen per bodemtype en zijn afhankelijk van organische-stof- en kleigehalte. Deze streefwaarden komen nauw overeen met de aangegeven LAC-referentiewaarden (RIVM, 1991: 332 - zie ook tabel 4.5).

6. Stikstof in de vorm van nitraat is uitermate mobiel, waardoor het overschot direct kan uitspoelen naar het grondwater. Denitrificatie vermindert deze uitspoeling. Dit proces verloopt het snelst in de humushoudende bovengrond, waarbij een hoog organische stofgehalte en anaërobe omstandigheden een gunstige invloed hebben. Deze factoren zijn nauw gekoppeld aan de aanwezigheid van grondwater en de doorlatendheid van de bodem.

7. Van Drecht e.a. (1991) komen na toetsing van negen verschillende modellen op proefveldmetingen tot de conclusie dat op grond van proefveldgegevens de nitraatuitspoeling moeilijk nauwkeurig te voorspellen is, zelfs voor grasland waar toch het meeste onderzoek aan is verricht. Geen van de modellen kan de uitspoeling onder snijmaïs goed voorspellen, waarschijnlijk omdat nog te weinig inzicht bestaat in veranderingen in de mineralisatie op maïsland in continuteelt. Voor bouwland (rotatieteelten) is geen toetsing uitgevoerd, vanwege een gebrek aan toetsingsgegevens. In deze modellen wordt de N-huishouding van de grond meestal niet dynamisch gesimuleerd. Dit houdt in dat de berekende nitraatuitspoeling hoort bij een veronderstelde evenwichtssituatie met betrekking tot de voorraad organisch gebonden stikstof in de grond.

8. Daarbij is fosfaatverzadiging gedefinieerd als die toestand van de grond waarin de fosfaatverzadigingsgraad tot aan de gemiddelde hoogste grondwaterstand meer dan 25% bedraagt. Dan is al sprake van een te grote uitspoeling van fosfaat, in die zin dat de aanvaardbare fosfaatconcentratie van 0.10 mg orto-P per liter op het niveau van de GHG wordt overschreden (Breeuwsma e.a., 1990: 17-18).

9. In genoemde berekening kan een aanzienlijke fout zitten. Het areaal fosfaatverzadigde gronden kan te laag uitvallen door een onderschatting van het totale gebruik van kunstmest en dierlijke mest voor 1970; het areaal kan ook te hoog uitvallen doordat geen rekening is gehouden met de effecten van grondwaterstandsdaling, de spreiding van het fosfaatbindend vermogen van bodemtypen en verschillen in fosfaatbelasting per bodemgebruiksvorm.

10. De grenswaarde voor de nitraatconcentratie bedraagt 11,3 mg N/l; de streefwaarde 5,6 mg N/l.

11. De stikstofconcentratie in naalden wordt als indicator voor de gevoeligheid voor droogte,vorst en plagen gebruikt (Heij & Schneider, 1991; zie ook hoofdstuk 6).

12. In het onderzoek van Arts (1987) zijn alleen wateren onderzocht waarin één of meerdere van de waterplanten oeverkruid, waterlobelia, biesvaren en stekelvaren hebben gegroeid of nog groeiden. Van nature zure wateren ontbraken in de steekproef.

13. In de analyse van het functioneren van agro-ecosystemen in de pleistocene zandgebieden is de uitputting van grondstoffen ten behoeve van de productie van bijvoorbeeld kunstmest en bestrijdingsmiddelen en de uitputting van landbouwgronden in de tropen niet meegenomen: mijns inziens gaat het daarbij om een beoordeling vanuit een andere, eveneens relevante invulling van duurzaamheid (zie bijvoorbeeld Milieudefensie, 1990). In het maatschappelijk debat over duurzaamheid (zie hoofdstuk 1) mogen deze aspecten van het vraagstuk niet ontbreken; in dit onderzoek staat de persistentie van de agro-ecosystemen in de Nederlandse zandgebieden centraal.

5 BELEIDSINTENTIES TEN AANZIEN VAN NATUURLIJKE KWALITEIT

5.1 Inleiding

De in hoofdstuk 4 gesignaleerde afname van natuurlijke kwaliteit deed zich ook voor in andere gebieden dan de pleistocene zandgebieden en vormde een belangrijke aanleiding voor een herziening van het overheidsbeleid. De belangrijkste beleidsintenties ten aanzien van natuurlijke kwaliteit, als onderdeel van de kwaliteit van de leefomgeving in brede zin, zijn neergelegd in het Natuurbeleidsplan, het Nationaal Milieubeleidsplan en het NMP+, de Derde Nota Waterhuishouding, de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening, de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening Extra en de Structuurnota Landbouw. In al deze beleidsdocumenten staat het streven naar duurzame ontwikkeling centraal. In hoofdstuk 1 van dit onderzoek werd duurzaamheid in ecologische zin omschreven als een zodanige kwaliteit van het natuurlijk substraat, dat realisatie van verschillende maatschappelijke doelstellingen ten aanzien van die natuurlijke kwaliteit langdurig mogelijk is. Grenzen van natuurlijke kwaliteit werden daarbij opgevat als grenzen aan het duurzaam voortbestaan van respectievelijk agro- en natuur-ecosystemen.
In dit hoofdstuk worden de verschillende beleidsdocumenten besproken. Daarbij wordt ingegaan op de geformuleerde intenties ten aanzien van (aspecten van) natuurlijke kwaliteit en de invulling van het begrip duurzaamheid. Welke graadmeter voor duurzaamheid wordt (al dan niet impliciet) gehanteerd en wat zeggen de verschillende nota's over de grenzen die in acht moeten worden genomen om het duurzaam behoud danwel ontwikkeling van de gewenste kwaliteit te realiseren? Het accent ligt daarbij op intenties ten aanzien van agro- en natuur-ecosystemen in pleistocene zandgebieden.

5.2 Het Natuurbeleidsplan

intenties
De voortschrijdende achteruitgang van natuurwaarden en veranderde inzichten vormen een belangrijke achtergrond voor het Natuurbeleidsplan (Min. LNV, 1990), waarmee het natuurbeleid een meer zelfstandige positie in de planning krijgt ten opzichte van ruimtelijke ordening, milieubeleid en waterbeheer (van der Vlist, 1991: 89). De hoofddoelstelling van het NBP luidt: "duurzame instandhouding, herstel en ontwikkeling van natuurlijke en landschappelijke waarden" (ibid: 36)[1]. Hier wordt alleen ingegaan op doelstellingen ten aanzien van natuurwaarden.
Het NBP richt zich vooral op de bijzondere, voor Nederland kenmerkende natuurwaarden. Prioriteit wordt gegeven aan negen categorieën van ecosystemen die kenmerkend voor Nederland zijn, waarbij de verscheidenheid, afgemeten aan

de zeldzaamheid van soorten en ecosystemen, het belangrijkste criterium is. Van belang voor de pleistocene zandgronden zijn beken, stuifzanden, heiden, vennen, oudere bossen, schraalgraslanden, moerassen en hoogveengebieden. Voor een duurzame instandhouding van deze ecosystemen zijn volgens het NBP in het algemeen natuurlijke processen een voorwaarde en zullen in veel gevallen specifieke milieucondities nodig zijn, zoals bijvoorbeeld voedselarme tot matig voedselrijke omstandigheden.
Aanvullend op het beleid met betrekking tot de prioritaire ecosystemen worden maatregelen, gericht op het instandhouden of ontwikkelen van populaties van zogenaamde aandachtssoorten[2], uitgewerkt in het soortenbeleid. In het kader van dit soortenbeleid zal ook een belangrijk deel van het beleid met betrekking tot behoud dan wel ontwikkeling van algemene natuurwaarden dienen te worden gerealiseerd. Daarbij gaat het ondermeer om de minder kritische weidevogel- en ganzesoorten, en specifiek voor zandgebieden om akkerkruiden, ree, kleine zoogdieren en zangvogels als geelgors en gekraagde roodstaart (ibid: 102/105).

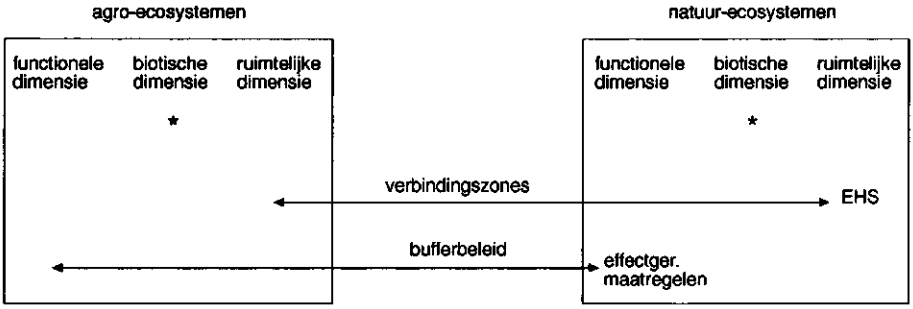
Duurzame instandhouding van de prioritaire ecosystemen kan volgens het NBP het best worden verzekerd door het beleid te concentreren op een ruimtelijk stabiele en samenhangende ecologische hoofdstructuur (ehs). De aandacht voor de zandgebieden daarbij is groot. Het NBP signaleert echter wel dat zowel de fysieke gesteldheid als de sterke veranderingsdruk vanuit de landbouw de mogelijkheden voor het natuurbeleid in de pleistocene zandgebieden beperken.
De ehs bestaat uit kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingszones. *Kerngebieden* zijn gebieden met bestaande natuurwaarden van internationale of nationale betekenis die een voldoende omvang hebben. De ondergrens varieert, afhankelijk van het soort gebied, van circa 250 ha tot 1000 ha voor naaldbossen. Ook zijn in een aantal gevallen de biotopen van kenmerkende diersoorten als kerngebied opgenomen. Een groot deel van de pleistocene zandgronden is aangeduid als kerngebied; het betreft de aanwezige restanten van (half)natuurlijke levensgemeenschappen als heide en vennen, stuifzanden en boscomplexen.
Natuurontwikkelingsgebieden zijn gebieden die reële perspektieven bieden voor het ontwikkelen van natuurwaarden of voor het verhogen van bestaande natuurwaarden. Ze hangen ruimtelijk samen met kerngebieden. Met het ontwikkelen van deze gebieden komt vooral een netwerk van natte natuurgebieden binnen bereik: (natte) schraallanden, moerassen, (broek)bossen, beekdalen en kwelzones op de hogere zandgronden. Dit sluit aan op de positie van ons land als onderdeel van een internationale keten van *wetlands*. In de zandgebieden worden mogelijkheden voor natuurontwikkeling aanwezig geacht in gradiëntzones en met name in de beekdalen. "Beekdalen vormen een belangrijke bouwsteen voor een ehs omdat ze vaak nog zeer hoge waarden herbergen, omdat ze natuurlijke verbindingswegen in het landschap vormen en tenslotte omdat ze laaggelegen delen van het landschap zijn, die een belangrijke rol kunnen spelen bij het tegengaan van verdroging." (ibid: 58).

Verbindingszones, gedefinieerd als gebieden of structuren die verbreiding, migratie en uitwisseling van soorten tussen de verschillende kerngebieden mogelijk maken (in de vorm van corridors en/of stepping stones), zijn aangegeven voor een aantal soorten, waarvan bekend is welke eisen zij aan verbindingen stellen (otter, das, edelhert en enkele vissoorten). Er wordt vanuit gegaan dat de voorzieningen voor deze soorten ook van positieve betekenis zullen zijn voor tal van andere soorten in de kerngebieden.

De duurzame instandhouding van de ecologische hoofdstructuur wordt ondersteund door een bufferbeleid, gericht op het wegnemen dan wel minimaliseren van negatieve externe invloeden. Daarnaast is, vooruitlopend op of aanvullend op het generieke beleid uit het Nationaal Milieubeleidsplan en de 3e Nota Waterhuishouding, gebiedsgericht beleid nodig. Hiertoe zijn verschillende projecten geformuleerd, waaronder het Beerze-project in Midden-Brabant. Dit gebiedsgericht beleid is in eerste instantie gericht op een 'stand still' van de belasting van ecosystemen van natuurgebieden. Later kan door middel van bufferzones een afname van deze belasting worden gerealiseerd. Daarnaast kunnen op heideterreinen, in vennen en mogelijk ook in bossen effectgerichte maatregelen van belang zijn, ter overbrugging van de periode dat nog niet aan natuurgerichte normen voor de kwaliteit van de atmosfeer wordt voldaan.
Figuur 5.1 geeft de plaats van doelstellingen en maatregelen van het NBP in het hiervoor ontwikkelde analysemodel weer.
In het Meerjarenprogramma Natuur en Landschap 1992-1996 (Min. LNV, 1991) wordt de inhoudelijke ecologische afweging van het natuurbeleid verder uitgewerkt. Om aan te geven wat voor soort beek, bos, heide e.d. waar gerealiseerd moet te worden, wordt per ecosysteemtype een ecosysteemvisie vastgesteld, waarin natuurdoeltypen en de gewenste verdeling worden omschreven. Een natuurdoeltype wordt gedefinieerd als een kenmerkend en samenhangend geheel van vegetatie, flora en fauna, dat tot ontwikkeling komt onder specifieke milieucondities en dankzij bepaalde inrichtings- en beheersmaatregelen (ibid: 8). Het gaat daarbij om 12 ecosysteemtypen, die ieder nader onderverdeeld kunnen worden in circa 5 natuurdoeltypen[3]. Deze ecosysteemvisies moeten vertaald gaan worden in gebiedsvisies met natuurbeleidsdoelstellingen. Per gebied moet een ruimtelijke toedeling van de natuurdoeltypen plaatsvinden als grondslag voor en als onderdeel van natuurbeleidsdoelstellingen, welke tevens het complex van afgeleide voorwaarden omvatten waaraan moet worden voldaan om de ruimtelijke keuze te realiseren.

duurzaamheid
De belangrijkste graadmeter voor duurzaamheid van natuur-ecosystemen in het NBP is het behoud van de verscheidenheid aan kenmerkende, zeldzame soorten en ecosystemen. Deze graadmeter wordt uitgewerkt in natuurdoeltypen, uitgaande van referentiebeelden. Daarbij ligt de nadruk op de biotische dimensie.

Figuur 5.1 Natuurbeleidsplan



* =intentie

De beperkte duurzaamheid van natuurwaarden waar momenteel sprake van is, komt volgens het NBP vooral voort uit de beperkte oppervlakte en de verspreide ligging van natuurgebieden, alsmede uit de grote gevoeligheid voor de sterk toegenomen invloeden van buitenaf (verzuring, vermesting en verdroging). Daarmee komen ook de ecologische randvoorwaarden voor duurzaamheid in respectievelijk de functionele en de ruimtelijke dimensie in zicht: specifieke milieucondities en een ruimtelijk stabiele, samenhangende en 'robuuste' structuur. Daarbij zijn natuurlijke processen als bijvoorbeeld kwel/infiltratie en migratie in het algemeen een randvoorwaarde (NBP: 41).
Het totaal aan randvoorwaarden of eisen die soorten en ecosystemen aan de omgeving stellen met het oog op hun duurzaam voortbestaan, wordt in het NBP samengevat onder het begrip *natuurgerichte normstelling*. In het Meerjarenprogramma Natuur en Landschap 1992 -1996 wordt aangegeven dat uitwerking van de natuurgerichte normstelling plaats zal vinden door ontwikkeling van een natuurgericht risico-beleid ten behoeve van de algemene milieukwaliteit[4]. Met betrekking tot (kwantitatieve) grenzen aan verzuring, vermesting en verdroging worden in het NBP respectievelijk een streefwaarde van 400 zuurequivalenten per ha, 1 mg NO_3per liter voor voedselarme ecosystemen, het bereiken van evenwichtsbemesting voor kwel-afhankelijke en eutrofiëringsgevoelige wateren, verscherping van de algemene milieukwaliteitseisen (zie 5.3) voor kwetsbare oppervlaktewateren en herstel of instandhouding van de natuurlijke kwelstroom alsmede een voldoende hoog waterpeil in moerassen, natte schraallanden, vennen, plassen, beken en watergangen genoemd. Versnippering is ondermeer het gevolg van infrastructurele barrières en landbouwkundige ontwikkelingen; het thema behoeft echter nog nadere uitwerking (NBP: 131). Met betrekking tot grenzen in de biotische dimensie, als bijvoorbeeld grenzen aan de populatie-omvang (zie hoofdstuk 3), wordt verwezen naar het soortenbeleid en de in het kader daarvan op te stellen soortbeschermingsplannen.

5.3 Het Nationaal MilieubeleidsPlan (Plus)

intenties

De basis van het Nationaal Milieubeleidsplan (Min. VROM, 1989) wordt gevormd door het rapport 'Our Common Future' van de commissie Brundtland en het rapport 'Zorgen voor Morgen' (Langeweg, 1988). De hoofddoelstelling van het milieubeleid wordt in het NMP geformuleerd als "het in stand houden van het draagvermogen van het milieu ten behoeve van een duurzame ontwikkeling". Op regionaal niveau moet daartoe een zodanige milieukwaliteit worden gerealiseerd dat onder andere duurzame vormen van landbouw niet worden belemmerd en productie van kwalitatief hoogwaardige landbouwproducten mogelijk is zonder effectgerichte maatregelen, dat belangrijke ecosystemen vitaal blijven en dat in bepaalde gebieden oorspronkelijke ecosystemen met gericht beheer in stand kunnen worden gehouden. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen *algemene* en *bijzondere milieukwaliteit*. De algemene milieukwaliteit (amk) als basiskwaliteit moet een goed milieu voor Nederland als geheel waarborgen en is er op gericht 95% van de soorten te beschermen (Min. VROM, 1991). Daarnaast zijn in bepaalde delen van het land specifieke condities nodig om bijzondere levensgemeenschappen of soorten, dan wel vormen van gebruik te beschermen of kansen voor ontwikkeling te bieden. Hiervoor wordt de bijzondere milieukwaliteit (bmk) nagestreefd. De feitelijke operationalisatie van deze globale doelstellingen ontbreekt echter volgens Van der Schraaf en Nieuwdorp (1990) veelal nog.
Vanuit de optiek van dit onderzoek zijn vooral de milieukwaliteitsdoelstellingen, gericht op het tegengaan van verzuring, vermesting en verdroging als gevolg van landbouwkundig grondgebruik, van belang. Realisatie van de geformuleerde kwaliteitsdoelstellingen kan geschieden door het nemen van effectgerichte of brongerichte maatregelen[5].

De doelstellingen met betrekking tot het tegengaan van verzuring (tabel 5.1) zijn vooral gericht op het voorkomen van de ernstigste effecten. Als streefwaarde voor de depositie van totaal zuur - ter voorkoming van alle schade - wordt in het NMP en het Bestrijdingsplan Verzuring 400 mol H+/ha/jaar aangehouden. Dit

Tabel 5.1 Depositiedoelstellingen potentieel zuur

jaar	tot H+ in mol/ha/jaar	waarvan totaal N in mol/hajaar
1994	4000	
2000	2400	max 1600
2010	1400	max 1000

betekent volgens het NMP bij de huidige depositieniveaus een emissiereductie van 80 - 90% (NMP: 107). De doelstellingen zijn echter voorlopig gericht op het voorkomen van de ernstigste schade; overeenkomend met een depositiedoelstelling van 1400 mol H+/ha/jaar, te realiseren vóór 2010. De beleidsintensiveringen in het NMP+ zijn erop gericht om de verzuringstussendoelstelling van 2400 zuurequivalenten per hectare per jaar enkele jaren eerder dan 2000 te bereiken.
Naast het algemene beleid dient voor ammoniak een regionaal gedifferentieerd beleid te worden gevoerd en moet na het bereiken van de doelstelling voor 2000 nog een verdere reductie plaatsvinden.
Extra aandacht wordt besteed aan het treffen van effectgerichte maatregelen in bossen en natuurterreinen, onder andere in de vorm van objectgericht beleid (NMP+: 27). Hiertoe moeten onder andere de brongerichte maatregelen uit het 'Plan van aanpak beperking ammoniak-emissie van de landbouw' (1989) met de grootste spoed worden uitgevoerd[6]. In dit Plan van Aanpak wordt gesteld dat een een landelijk gemiddelde reductie van de NH_3-emissie ten opzichte van 1980 met in elk geval 50% in 2000 mogelijk wordt geacht. Alle inspanningen zijn erop gericht een reductie van 70% technisch en economisch haalbaar te doen zijn.

Vóór 2000 moet volgens het NMP op verschillende schaalniveaus een evenwicht tussen de toevoer en de afvoer van stikstof en fosfor worden bereikt. Hiertoe is een emissiereductie van 70 à 90% van vermestende stoffen nodig. Door naijling van de uitspoeling van reeds opgehoopte P en N zal de gewenste milieukwaliteit echter pas lange tijd na het bereiken van het evenwicht worden gehaald. Tabel 5.2 geeft een overzicht van de kwaliteitsdoelstellingen voor stikstof en fosfor in zoet grond- en oppervlaktewater. Hierbij zijn de kwaliteitsdoelstellingen voor grond- en oppervlaktewater nog niet op elkaar afgestemd en zijn voor stikstof- en fosforgehalten in de bodem en voor kalium geen doelstellingen geformuleerd. Als indicatie voor de toelaatbare concentratie kalium in grond- en oppervlaktewater wordt wel de drinkwaternorm van 12 mg K/l gehanteerd (Willems & Hoogervorst, 1991).
Voor het tegengaan van vermesting door de landbouw zijn de wettelijk vastgelegde normen[7] met betrekking tot het gebruik van dierlijke mest van belang (tabel 5.3). Evenals het ammoniakbeleid kent ook het mestbeleid een gefaseerde aanpak. De doelstellingen in het Besluit 'Gebruik Dierlijke Meststoffen' zijn gebaseerd op fosfaat. Bij de eindnorm mag er jaarlijks niet meer dierlijke mest worden opgebracht dan het gewas aan fosfaat aan de bodem onttrekt. De hoogte van de eindnorm kon nog niet definitief worden vastgesteld omdat door teeltoptimalisatie de fosfaatonttrekking mogelijk kan toenemen in de toekomst. Een indicatie van deze eindnorm betrof ongeveer 110 kg P_2O_5/ha/jaar voor grasland, 75 kg P_2O_5/ha/jaar voor snijmaïs en 70 kg P_2O_5/ ha/jaar voor de overige gewassen. Om fosforophoping in de bodem te stoppen zouden de eindnormen 10-20% lager moeten zijn dan de normen voor P-gevoelige gronden (zie tabel 5.3), afhankelijk van de mate waarin gewasresten als stro, loof en vertrapt gras op het

Tabel 5.2 Kwaliteitsdoelstellingen voor N en P in zoet grond- en oppervlaktewater

	Grondwater	Oppervlaktewater grote wateren[1]	Oppervlaktewater kleine wateren[2]
	mg P/l		
Totaal-fosfaat	variabel[3]	< 0,15	< 0,08
ortho-fosfaat	< 0,10[4]		
Totaal stikstof	mg N/l		
grenswaarde	< 11,3[5]	< 2,2	< 1,5
streefwaarde	< 5,6[5]		

[1]alleen grote eutrofiëringsgevoelige wateren
[2]idem voor kleine wateren met natuurdoelstelling
[3]referentiewaarden bodemkwaliteit: < 0,4 mg/l voor zandgebieden en < 3 mg/l voor klei- en veengebieden (Milieuprogramma 1988-1991)
[4]Advies TCB voor fosfaatverzadigde zandgronden (TCB, 1990)
[5]op een diepte van 2 meter onder de grondwaterspiegel

Bron: Willems en Hoogervorst, 1991

Tabel 5.3 Normstelling voor het gebruik van dierlijke mest in kg fosfaat (P_2O_5) per ha per jaar

Grondgebruik	grasland	snijmaïs	bouwland
		kg P_2O_5/ha	
Periode			
1987-1990	250	350	125
1991-1994	200	250	125
1995-2000	±175[1]	±125[1]	±125[1]
na 2000	eindnorm: bemesting = opname[1]		
P-gevoelige grond	110[1]	75[1]	70[1]

[1]van toepassing op fosfaat in kunstmest en dierlijke mest tezamen

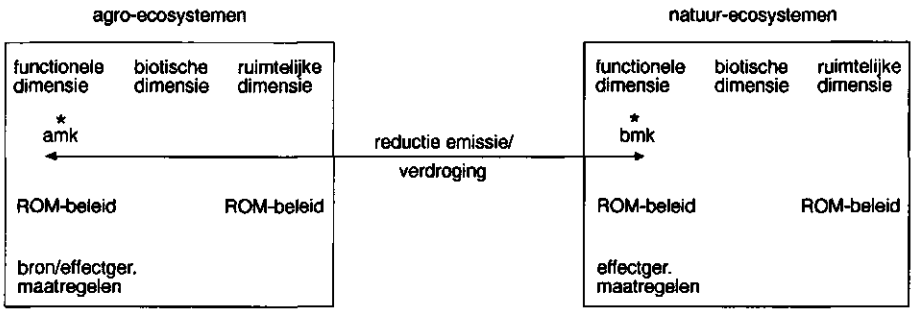
Bron: Ministerie van LNV en Ministerie van VROM, 1987

land achterblijven (Willems & Hoogervorst, 1991). Oorspronkelijk zou voor fosfaatverzadigde gronden de eindnorm direct van toepassing zijn; gezien de omvang van de problematiek wordt in de concept-notitie mest- en ammoniakbeleid derde fase gekozen voor een versnelde aanscherping van de generieke normen[8)].
Vanuit het oogpunt van de belasting van bodem en grondwater is vooral vermesting met stikstof het grootste probleem. Ook bij de eindnorm voor fosfaat zal er

nog veel stikstof blijven uitspoelen. De accumulatie van zware metalen in de bodem wordt vertraagd, maar niet tot staan gebracht. Tot slot geldt voor fosfaat dat, zolang de eindnorm niet van kracht is, de bemesting hoger ligt dan de onttrekking. De norm van 350 kg fosfaat voor snijmais in de eerste fase ligt bijvoorbeeld ruim vier keer zo hoog als de onttrekking van 75 kg fosfaat (van Geleuken, 1990: 66). De Commissie Stikstof (Goossensens & Meeuwissen, 1990) heeft voorlopige normen voor de belasting van de bodem met stikstof opgesteld. De in 1991 aangenomen EG-nitraatrichtlijn houdt in dat de jaarlijkse stikstofgift uit dierlijke mest maximaal 70 kg/ha mag bedragen.
Het areaal met tekenen van verdroging in 2000 mag niet groter zijn dan genoemd areaal in 1985. Tijdens de behandeling van het NMP in de Tweede Kamer is een motie aangenomen waarin gestreefd wordt naar vermindering van het areaal 'verdroogde bodem' in het jaar 2000 met tenminste 25% ten opzichte van 1985. Als brongerichte maatregel om deze doelstelling te realiseren wordt bijvoorbeeld beperking van het watergebruik in de landbouw genoemd. Ook dienen effectgerichte maatregelen de ernstigste schade voor natuurgebieden, drinkwatervoorziening en de voedingsmiddelenindustrie weg te nemen.

Langs drie sporen wordt getracht de doelstellingen van het milieubeleid te realiseren: via een effectgericht spoor, via het spoor van het doelgroepenbeleid en tot slot via het spoor van het gebiedsgericht milieubeleid. De reeds aangegeven doelstellingen per thema behoren tot het spoor van het effectgerichte beleid. Het gebiedsgerichte milieubeleid is in eerste instantie bedoeld als aanvulling van het algemene milieubeleid in de vorm van bijvoorbeeld gebiedsgericht ammoniakbeleid en beleid met betrekking tot bodembeschermingsgebieden, grondwaterbeschermingsgebieden en gebieden met fosfaatverzadigde gronden[9]. Naast dit 'sectoraal gebiedsgericht beleid' wordt 'geïntegreerd gebiedsgericht beleid' nagestreefd. Een vorm hiervan is het ROM-beleid, de geïntegreerde gebiedsgerichte benadering via ruimtelijk en milieubeleid, waarbij ernaar wordt gestreefd hetzij in bepaalde gebieden de algemene milieukwaliteit te realiseren, hetzij in enkele relatief schone gebieden een bijzondere milieukwaliteit in stand te houden of te verbeteren (NMP: 178).
Figuur 5.2 geeft de plaats van het NMP/NMP+ in het analysemodel weer. Was de aandacht in het milieubeleid vanouds vooral gericht op stof- en energiestromen (elementen uit de functionele dimensie), nu komen ook biotische categorieën uitdrukkelijk aan de orde en wordt gestreefd naar een ecosysteembenadering (Opschoor & Van der Ploeg, 1990). De aandacht voor de ruimtelijke dimensie, de ruimtelijke rangschikking van ecosystemen ten opzichte van elkaar en ten opzichte van water- en luchtstromen, is nog beperkt: "Tussen bronnen en effecten lopen oorzaak-gevolg ketens: emissies van stoffen en afvalstromen, verspreiding door het milieu, verandering van milieukwaliteit en als gevolg daarvan verandering van de gezondheid van mensen, dieren, planten en ecosystemen" op verschillende schaalniveaus (NMP: 45). De invulling van het voorgestelde ROM-beleid zal echter in belangrijke mate bepaald worden door de ligging van agro- en

Figuur 5.2 Nationaal Milieubeleidsplan (+)



* =intentie

natuur-ecosystemen ten opzichte van elkaar en ten opzichte van water- en luchtstromen.

duurzaamheid

Duurzaamheid wordt in het NMP(+) opgevat als díe milieukwaliteit waarbij de functies die het milieu, nu of in de toekomst, kan vervullen zo goed mogelijk behouden blijven en waarbij de opties voor toekomstige generaties zo groot mogelijk zijn (NMP: 12). Het draagvermogen van het natuurlijk substraat wordt geacht te worden aangetast als de milieukwaliteit binnen een generatie kan leiden tot onomkeerbare effecten als bijvoorbeeld het doodgaan of ziek worden van mensen, het uitsterven van planten en dieren in ecosystemen of het aantasten van watervoorraden en bodemvruchtbaarheid (NMP: 77). Als graadmeter fungeren de geformuleerde milieukwaliteitseisen, welke een indicatie vormen voor de kritische grens of grenzen aan aantasting van het draagvermogen (Klein Tank & Cuperus, 1992)[10]. De milieukwaliteit wordt in het NMP/NMP+ beschouwd als een belangrijke randvoorwaarde voor het duurzaam behoud van zowel agro-ecosystemen als voor de biotische kwaliteit van natuur-ecosystemen. Ten aanzien van deze biotische kwaliteit kan ook het genoemde beschermingsniveau van 95% van de soorten als (aanvullende) graadmeter worden beschouwd.

Grenzen aan verzuring, vermesting en verdroging zijn hiervoor aan bod gekomen, waarbij echter geen kwantitatieve grenzen aan de daling van de grondwaterstand werden genoemd. Over grenzen in de ruimtelijke dimensie wordt gesteld dat de milieukwaliteit op lokaal en regionaal niveau in 2010 zodanig moet zijn dat ondermeer "de bodemkwaliteit geen beperkingen oplegt aan wijzigingen van de bestemming van gronden" (NMP: 98). Hiermee lijkt het NMP te verwijzen naar het begrip 'multifunctionaliteit' uit de Wet Bodembescherming.[11]

5.4 De Derde Nota Waterhuishouding

intenties

De hoofddoelstelling van de Derde Nota Waterhuishouding (Min. V&W, 1989) luidt: "het hebben en houden van een veilig en bewoonbaar land als primaire randvoorwaarden en het ontwikkelen en instandhouden van gezonde waterhuishoudkundige systemen die een duurzaam gebruik garanderen (Derde Nota WHH: 14). Onder een waterhuishoudkundig systeem of watersysteem wordt verstaan "het samenhangend geheel van oppervlaktewateren en grondwatervoorkomens, waarbij .. met oppervlaktewater wordt bedoeld: het samenhangend geheel van water, waterbodem, oevers, technische infrastructuur, en de biologische component" (ibid: 12).

Een aanwijzing voor de invulling van het begrip duurzaamheid in de Derde Nota WHH wordt gevormd door de beschrijving van de huidige problemen in watersystemen. Er heeft een verschuiving plaatsgevonden van langlevende soorten als otter en zeehond naar kortlevende soorten als algen en wormen. Veel soorten zijn uitgestorven of sterk in aantal afgenomen; andere soorten hebben zich ontwikkeld tot plagen. Als tekenen van verhoogde stress worden de groeistoornissen en de afnemende vruchtbaarheid en gezondheid van dieren als de zeehond en de purperslak genoemd. Oorzaken van deze problemen zijn de som van de hoge belasting van water en waterbodems met verontreinigende stoffen (fosfaat, nitraat, PCB's, PAK's[12] en andere organische microverontreinigingen), de onevenwichtige inrichting door ontgrondingen, afdammingen e.d. en tot slot het overmatig gebruik. De basiskwaliteit voor oppervlaktewater en voor de waterbodem voldoet op veel plaatsen niet aan de normen en water dat wel aan de basiskwaliteitsnormen voldoet, blijkt ecotoxisch te zijn voor veel waterorganismen (ibid: 33).

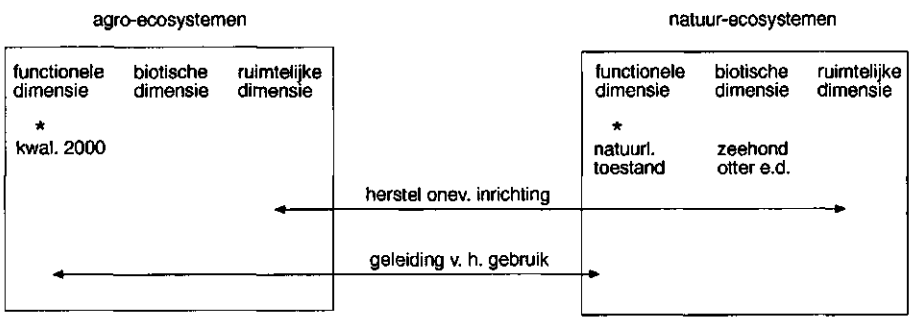
Gezien deze problemen ten aanzien van de gezondheid van watersystemen wordt in de nota een voorlopige nieuwe invulling van de algemene milieukwaliteit voor water en waterbodem gegeven, de 'kwaliteitsdoelstelling 2000'. Vooral de normen met betrekking tot het gehalte aan zware metalen, PAK's en andere organische micro-verontreinigingen (waaronder bestrijdingsmiddelen) zijn aangevuld dan wel aangescherpt[13]. Voor stikstof en fosfaat geldt dat het zoete oppervlaktewater niet meer dan 2,2 mg N per liter en niet meer dan 0,15 mg P per liter mag bevatten (ibid: 275).

Met deze kwaliteitsdoelstelling wordt een zodanige kwaliteit van water, waterbodems en oevers beoogd, dat deze ter plaatse of elders o.a. levenskansen bieden voor aquatische levensgemeenschappen waarvan ook hogere organismen, zoals diverse vissoorten, deel uit kunnen maken, en tevens ecologische belangen buiten het water (bijvoorbeeld vogels en zoogdieren die waterdieren consumeren) beschermen. Op dit kwaliteitsniveau "dienen de verschillende ecosysteemcomponenten aanwezig te zijn met een zekere soortsdiversiteit. Systeemvreemde invloeden dienen geen sterfte te veroorzaken en de voortplanting en groei van organismen van verschillende trofische niveaus niet te hinderen. Waar dit voor

het handhaven van een organisme noodzakelijk is, dienen migratiemogelijkheden aanwezig te zijn" en "Passend in de algemene milieukwaliteit is het zoveel mogelijk aanwezig zijn van systeemeigen kenmerken van watertypen" (ibid: 87).
Met betrekking tot het probleem van verdroging is in de derde Nota Waterhuishouding als tussendoel voor 1995 geformuleerd, dat omvang en intensiteit van de verdroging in Nederland niet mogen zijn toegenomen ten opzichte van de situatie in 1989. Voorts dient een begin te zijn gemaakt met het herstel van verdroogde bos- en natuurgebieden, zoals aangegeven in het NBP.

Om de hoofddoelstelling, het streven naar duurzaamheid, te concretiseren zijn voor de belangrijkste watersystemen streefbeelden geformuleerd. "Het bereiken van streefbeelden betekent dat er aanvaardbare garanties zijn voor een duurzame ecologische ontwikkeling van waterhuishoudkundige systemen en dat er aanvaardbare garanties zijn voor een duurzaam gebruik ervan door de mens" (Derde Nota WHH: 49). Om deze abstracte ecologische doelstellingen concreet en toetsbaar te maken, wordt de AMOEBE-benadering[14] gehanteerd. Hierin worden streefbeelden of ecologische doelstellingen voor verschillende watersystemen gebaseerd op een beschrijving van een of meerdere referentiesystemen.
De gewenste ontwikkeling moet per gebied worden geconcretiseerd door het toekennen van functies aan waterhuishoudkundige systemen en het vastleggen van normen. Aanknopingspunten voor het toekennen van gebruiksvormen aan de verschillende waterhuishoudkundige systemen zijn o.a. de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening (Nederland Waterland), het NBP (ecologische hoofdstructuur) en het gebiedsgerichte beleid uit Vierde Nota RO en het NMP. Voor elk systeem geldt in ieder geval de algemene milieukwaliteit voor 2000 (het laagste niveau). Voor wateren met een natuurfunctie gelden doelstellingen op hogere niveaus. Het hoogste niveau komt overeen met de natuurlijke situatie van bedoelde systemen.
Figuur 5.3 plaatst de intenties en voorgestelde maatregelen van de Derde Nota Waterhuishouding in het analysemodel.

Figuur 5.3 Derde Nota Waterhuishouding



* =intentie

duurzaamheid
Aan duurzame ontwikkeling worden in de Derde Nota Waterhuishouding twee aspecten onderscheiden: duurzame ecologische ontwikkeling van watersystemen en duurzaamheid van het maatschappelijk gebruik. Duurzaamheid in ecologische zin omvat behoud van de productie en oogst, diversiteit in soorten en zelfregulering. Graadmeters hiervoor zijn de verschillende streefbeelden, waarin de nadruk ligt op biotische aspecten, de doelvariabelen (zie noot 9). Aangenomen wordt dat hoe dichter een streefbeeld het referentiebeeld benadert, des te groter de garantie voor een duurzame ecologische ontwikkeling is. Er wordt echter geen motivatie voor een eventuele discrepantie tussen streefbeeld en referentiebeeld gegeven. Het landelijk streefbeeld wordt geacht gerealiseerd te zijn als het voor de doelvariabelen gekozen referentiebeeld wordt *benaderd*. Voor zoete wateren wordt bijvoorbeeld als doel gesteld dat de aantallen van de ecologische doelvariabelen een niveau hebben bereikt van tenminste 50% en ten hoogste 200% van de aantallen in 1930. "Op genoemde niveaus zijn er aanvaardbare garanties voor gezonde waterhuishoudkundige systemen en een duurzaam gebruik" (Derde Nota WHH: 57).
Als randvoorwaarden voor de duurzame realisatie van de streefbeelden wordt een aantal 'conditionerende variabelen' of stuurmogelijkheden genoemd, welke zowel de waterkwaliteit in de functionele dimensie als elementen uit de ruimtelijke dimensie omvatten ("ecologische infrastructuurrelaties", ibid: 283).
Met betrekking tot (kwantitatieve) grenzen aan vermesting en verdroging wordt verwezen naar het NMP(+) en het NBP.

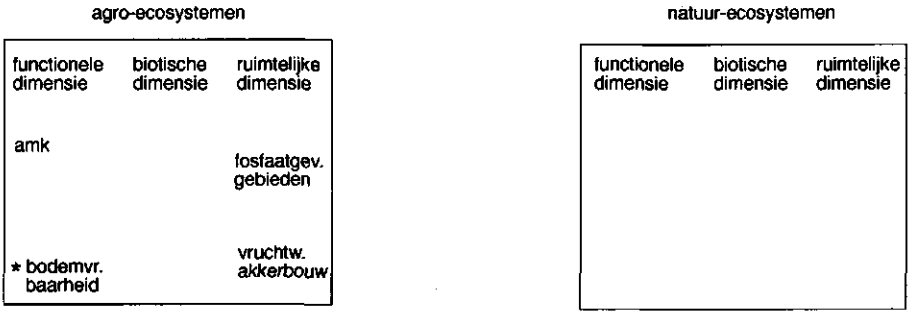
5.5 Structuurnota Landbouw

intenties
De hoofddoelstelling van de Structuurnota Landbouw (1990) luidt: "het bevorderen van een concurrerende, veilige en duurzame landbouw" (SNL: 63). Vanuit de optiek van dit onderzoek is vooral de intentie om te komen tot een duurzame landbouw van belang: "Duurzame landbouw wordt bevorderd zowel door het te voeren markt- en prijsbeleid en structuurbeleid in de landbouw, als door het realiseren van de algemene milieukwaliteit" (ibid: 69). Het eerste deel van de intentie is gericht op economische, het tweede deel op ecologische continuïteit. Samenhangend met het streven naar de algemene milieukwaliteit wordt gestreefd naar emissiereductie, met name door de invoering van duurzame bedrijfssystemen. Daarbij wordt alleen aandacht geschonken aan reductie van de belasting van bodem, water en lucht met (residuen van) chemische gewasbeschermingsmiddelen, de uit- en afspoeling van fosfaat en nitraat en de uitstoot van ammoniak. Echter, de afweging van agrarisch nut tegenover ongewenste effecten als gevolg van de toepassing van meststoffen en chemische gewasbeschermingsmiddelen zal in sommige gevallen onvermijdelijk leiden tot een tijdelijke overschrijding van de maximaal toelaatbare risiconiveaus, die gelden voor de algemene milieukwaliteit.

Voor agrarische gebieden zal daarom uitwerking worden gegeven aan een vorm van gebiedsgedifferentieerde risicogrenzen (ibid: 55).
Aan realisatie van de bijzondere milieukwaliteit voor bepaalde gebieden worden in de Structuurnota Landbouw twee voorwaarden verbonden: er moet een aantoonbare relatie tussen regionale oorzaak en gevolg zijn en het moet duidelijk zijn dat de gewenste bijzondere beschermingsniveaus niet via andere maatregelen (zoals bijvoorbeeld inrichtingsmaatregelen) kunnen worden gerealiseerd.
Over de in hoofdstuk 4 geconstateerde droogteschade zegt de Structuurnota dat deze doorgaans niet opweegt tegen de nadelen van wateroverlast in de winter en dat door middel van aanvullende watervoorziening de droogteschade afdoende kan worden bestreden (ibid: 56). Voor het door de landbouw te gebruiken water zijn geen specifieke kwaliteitsdoelstellingen geformuleerd. Bij de bespreking van duurzame bedrijfssystemen komt de behoefte aan kwalitatief goed water aan de orde bij de vollegrondsgroenteteelt, de bollenteelt en de glastuinbouw; er wordt echter geen invulling aan gegeven.
Verdere operationalisatie van het beleid vindt plaats door invoering van duurzame bedrijfssystemen per productiesector. De algemene strekking hierbij is dat door middel van de maatregelen gericht op het verminderen van het gebruik van bestrijdingsmiddelen (vooruitlopend op het Meerjarenplan Gewasbescherming), de uitstoot van nitraat, fosfaat en ammoniak en door toepassing van technologische vernieuwingen (emissie-arme stalsystemen, aangepaste bouwplannen) de door de landbouw veroorzaakte problemen teruggedrongen kunnen worden (Kleefmann & van der Vlist, 1989). Gestreefd wordt naar een vermindering van het gebruik van bestrijdingsmiddelen met 50% tussen 1985 en 2000; het gebruik van grondontsmettingsmiddelen zal met 80% moeten dalen. Met betrekking tot de uit- en afspoeling van fosfaat en nitraat wordt respectievelijk verwezen naar het Besluit dierlijke meststoffen (zie 5.3), de norm voor de basiskwaliteit van oppervlaktewater uit de Derde Nota Waterhuishouding en naar de Notitie Mestbeleid Tweede Fase. Onderdeel van deze Notitie is het aanwijzen van 60.000 - 80.000 ha, waar het risico van verhoogde fosfaatuitspoeling groot is en de uitspoeling direct nadelige gevolgen heeft voor waardevolle, eutrofiëringsgevoelige watereco-systemen. Voor deze gebieden geldt de eindnorm voor fosfaat. Daarnaast wordt de landelijke norm voor snijmaïs versneld verlaagd. Ten aanzien van de uitstoot van ammoniak tot slot, wordt verwezen naar het Plan van Aanpak Beperking Ammoniakemissie door de landbouw (zie 5.3).
Figuur 5.4 plaatst de intenties van de Structuurnota Landbouw in het analysemodel.

duurzaamheid
Aan het begrip duurzaamheid worden in de Structuurnota Landbouw twee aspecten onderscheiden: een sociaal-economisch aspect en een milieu-aspect. "Het milieu-aspect houdt in een duurzame instandhouding en ontwikkeling van het fysieke (productie)milieu als natuurlijke hulpbron" (ibid: 63). De belangrijkste graadmeter daarbij is de bodemvruchtbaarheid. Belangrijke randvoorwaarde voor

Figuur 5.4 Structuurnota Landbouw



* =intentie

realisatie van een duurzame landbouw is invulling van de algemene milieukwaliteitseisen in de landbouw. "Voor de landbouw betekent het bereiken van een algemene milieukwaliteit een zuiniger gebruik van grond- en hulpstoffen, zoals energie, meststoffen en chemische gewasbeschermingsmiddelen" (ibid: 55).
Het streven naar realisatie van de algemene milieukwaliteit lijkt echter ook voor een belangrijk deel te zijn ingegeven door de afname van de kwaliteit van de leefomgeving die de landbouw veroorzaakt (ibid: 25/26). De invulling van duurzaamheid bij de 'duurzame bedrijfssystemen' heeft vooral betrekking op reductie van de emissie van stoffen. Zowel problemen ten aanzien van de duurzaamheid van agro-ecosystemen als gevolg van externe verontreiniging (zie ook hoofdstuk 4) als problemen ten gevolg van afname van de bodemvruchtbaarheid door bijvoorbeeld structuurbederf, de ophoping van zware metalen en beperkingen in het grondgebruik in ruimtelijke zin blijven grotendeels buiten beschouwing (zie ook Kleefmann & van der Vlist, 1989). Wel wordt de toename van de ziektedruk als gevolg van het nauwe bouwplan in de akkerbouw (aardappelmoeheid) vermeld. Het terugdringen van het gebruik van chemische bestrijdingsmiddelen en het toepassen van een ruimere vruchtwisseling moeten bijdragen aan oplossing van deze problemen.

5.6 Vierde Nota Ruimtelijke Ordening (Extra)

intenties
Het in de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening (4NRO, 1988) en de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening Extra (VINEX, 1990) geformuleerde ruimtelijke beleid is gericht op het in stand houden en ontwikkelen van ruimtelijke kwaliteit. Ruimtelijke kwaliteit wordt bepaald door de gebruikswaarde, de belevingswaarde en de toekomstwaarde van de ruimtelijke structuur.
Vanuit de optiek van dit onderzoek zijn vooral de intenties ten aanzien van het landelijk gebied van belang. De samenhang van functies in het landelijk gebied,

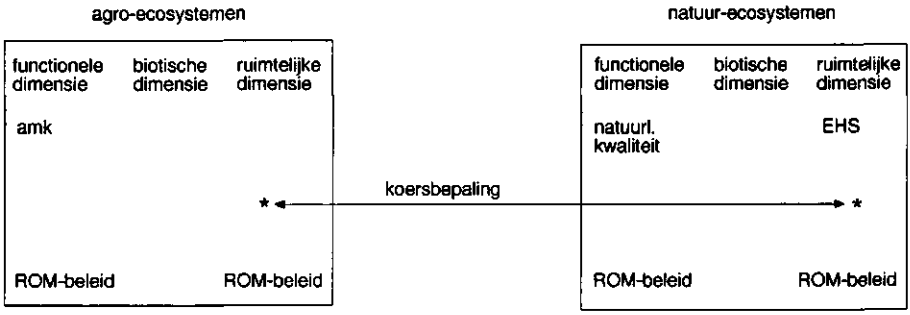
de aard van de veranderingsprocessen en de zorg voor een goede kwaliteit van lucht, bodem, grond- en oppervlaktewater dwingen volgens de Vierde Nota (deel d: 18) tot een zorgvuldige ruimtelijke inpassing en onderlinge afstemming van de verschillende functies. Het is echter nog onzeker wanneer en op welke plaats de verwachte veranderingen zich voor zullen doen; ze zijn in ieder geval sterk gekoppeld aan ontwikkelingen in de agrarische sector. Als een belangrijk hulpmiddel bij het handhaven van de ruimtelijke kwaliteit in deze onzekere omstandigheden ziet de Vierde Nota het instrument van *casco-planning*. "Casco-planning is in principe heel geschikt om ontwikkelingen in een kleinschalig landschap zo te geleiden dat veranderingen in de ruimtelijke structuur mogelijk zijn, maar de wezenlijke eigenschappen van een gebied niet veranderen" (ibid: 72).
In de Vierde Nota Ruimtelijke ordening Extra wordt de zonering uit de Structuurschets Landelijke Gebieden vervangen door een nieuwe koersbepaling. Een belangrijke reden hiervoor is dat de genoemde zonering geen rekening hield met de milieu- en watercomponent; de uitspraken in de Structuurschets over ruimtelijke menging van landbouw en natuur vormden een te beperkte kijk op het landelijk gebied (VINEX: 64; Hetsen & Hidding, 1991: 204). Belangrijke processen als respectievelijk intensivering, schaalvergroting en concentratie van met name de niet-grondgebonden landbouw, verbreding van de plattelandseconomie, extensivering van de grondgebonden landbouw en natuurontwikkeling doen zich in verschillende delen van het landelijk gebied in verschillende mate voor. Teneinde zo optimaal mogelijk op deze ruimtelijke processen in te spelen, worden in de VINEX vier mogelijke ontwikkelingskoersen onderscheiden, gericht op het duurzaam handhaven en/of ontwikkelen van de ruimtelijke kwaliteit.
Per koers wordt een ruimtelijk streefbeeld in hoofdlijnen aangegeven. In de *groene koers* zijn ecologische kwaliteiten richtinggevend voor de ruimtelijke ontwikkeling: natuurlijke ecosystemen worden ontwikkeld en ecologische relaties worden hersteld. Het beleid is vooral gericht op optimalisering van hydrologische omstandigheden: herstel van kwelstromen en waterretentie en terugdringen van de verontreiniging " tot niveaus die weinig verschillen van wat van nature aanwezig is. Ook verontreiniging door de lucht door regionale bronnen wordt tegengegaan" (VINEX: 68). In de zandgebieden is de groene koers vooral van toepassing op bestaande natuurgebieden als de Veluwe, de Utrechtse Heuvelrug, delen van Midden-Brabant en de Grote Peel.
In gebieden waarvoor de *gele koers* geldt, in de zandgebieden de Peel en de Gelderse Vallei, is de ontwikkeling van de agrarische productiefuncties, geconcentreerd in regionale complexen, richtinggevend voor de ruimtelijke ontwikkeling. Het beleid is gericht op optimalisering van de technisch-hydrologische productievoorwaarden voor de landbouw. Voor deze gebieden geldt de algemene milieukwaliteit.
In gebieden met een *blauwe koers* vindt een sterke ruimtelijke en in delen ook economische integratie van functies plaats, waarbij de specifieke regionale kwaliteiten richtinggevend zijn. Tevens neemt in deze gebieden de ontwikkeling van de ecologische hoofdstructuur een belangrijke plaats in. Waar mogelijk wordt

gestreefd naar een versnelde realisatie van de algemene milieukwaliteit. De blauwe koers is van toepassing op grote delen van de kleinschalige zandgebieden van Friesland en Drenthe, Twente, NO Achterhoek en Midden-Brabant.
In gebieden met een *bruine koers* tenslotte wordt een ontwikkeling van de landbouw in een ruimtelijk mozaïekpatroon met andere functies voorgestaan, waarbij landbouw de overheersende functie zal zijn. Voor gebieden met de bruine koers geldt de algemene milieukwaliteit als voldoende (ibid: 74). In de pleistocene zandgebieden is de bruine koers van toepassing op het zuidelijk deel van de Friese Wouden, de Graafschap en de zuidelijke Achterhoek en delen van Noord-Brabant.

Zowel in de Vierde Nota als in de VINEX wordt veel aandacht besteed aan de relaties tussen milieu en ruimtelijke ordening. Voor een aantal gebieden die zijn opgenomen in het ruimtelijk ontwikkelingsperspectief, wordt in dit verband een *geïntegreerd gebiedsgericht ruimtelijk en milieubeleid* voorgestaan (zie paragraaf 5.3). In deze geïntegreerde gebiedsgerichte benadering zullen per geografisch afgebakend gebied zowel de ruimtelijke organisatie als aspecten van natuur-, milieu- en waterbeleid worden aangepakt. Er zijn tien gebieden[15] geselekteerd. In dit ROM-beleid staat centraal "het bereiken van een zodanige, met de basiswaarde corresponderende milieukwaliteit dat de betrokken functies zich in hun onderlinge samenhang duurzaam kunnen ontwikkelen. Het gaat dus niet om bijzondere kwaliteiten voor specifieke functies, maar om een milieukwaliteit die in principe op termijn overal aanwezig moet zijn" (Vierde Nota RO: 62). In het beleidsvoornemen van de Vierde Nota lag het accent op enkele gebieden waar ernstige milieuproblemen de ruimtelijke ontwikkelingsmogelijkheden beperken (o.a. de Peel en de Gelderse Vallei). In de regeringsbeslissing is aan deze lijst een viertal 'relatief schone gebieden' toegevoegd, waaronder Midden Brabant. Voor deze gebieden, zo stelt de Nota, is het gevaar niet denkbeeldig dat er voorlopig nog achteruitgang plaatsvindt. "Milieuvervuiling zou kunnen worden uitgesmeerd over relatief schone gebieden of in deze gebieden zouden mogelijkheden kunnen worden gezien voor een toename van de milieubelastende aktiviteiten, omdat de landelijke norm onvoldoende bescherming biedt. Het rijk wil daarom de ontwikkeling van plannen ondersteunen welke er op zijn gericht ook in deze relatief schone gebieden de milieukwaliteit te verbeteren of in stand te houden" (ibid: 61). Midden-Brabant bijvoorbeeld "heeft te kampen met verzuring, mestoverschotten, aantasting van de kwaliteit van het grondwater en ruimtelijke versnippering. Voor dit gebied is het plan van aanpak wat het rijk betreft gericht op een versnelde verbetering van de milieukwaliteit" (ibid: 64).
Deze problemen zijn wellicht de reden waarom in de VINEX (119) Midden-Brabant als een relatief vuil gebied wordt aangeduid.
Figuur 5.5 plaatst de Vierde Nota en de Vinex in het analysemodel.

duurzaamheid
Ruimtelijke kwaliteit omvat de gebruikswaarde, belevingswaarde en

Figuur 5.5 Vierde Nota Ruimtelijke Ordening (Extra)



toekomstwaarde van de ruimtelijke structuur. Daarbij refereert met name het begrip toekomstwaarde aan duurzaamheid in ecologische zin: "De toekomstwaarde van de landelijke gebieden is gebaat bij het duurzaam in stand houden van een goede kwaliteit van het milieu, opdat ook op langere termijn de ruimte bruikbaar blijft voor uiteenlopende maatschappelijke activiteiten" (VINEX: 65). Als graadmeter voor duurzaamheid treedt daarmee vooral de flexibiliteit van het grondgebruik in de ruimtelijke dimensie op de voorgrond, met de milieukwaliteit als randvoorwaarde. De invulling van deze 'toekomstwaarde' wordt in belangrijke mate afhankelijk gesteld van realisatie van de algemene milieukwaliteit uit het NMP; slechts voor gebieden met een groene koers wordt een verdergaande afname van de milieubelasting nagestreefd "tot niveaus die weinig verschillen van wat van nature aanwezig is". De nadruk ligt daarbij sterk op de waterkwaliteit. Met betrekking tot de randvoorwaarden in de ruimtelijke dimensie die het duurzaam behoud van natuur-ecosystemen stelt, verwijzen de Vierde Nota RO en de VINEX naar de ecologische hoofdstructuur uit het NBP.

5.7 Discussie

intenties

De besproken beleidsdocumenten richten zich op verschillende aspecten van natuurlijke kwaliteit. Veel aandacht gaat uit naar duurzaam behoud dan wel ontwikkeling van de natuurlijke kwaliteit van *natuur-ecosystemen*. De intenties leggen het accent op de biotische dimensie; aspecten van natuurlijke kwaliteit in de functionele en ruimtelijke dimensie worden vooral beschouwd als randvoorwaarden voor deze biotische kwaliteit. Daarbij zijn twee belangrijke invalshoeken te onderscheiden, te typeren als het streven naar oorspronkelijke respectievelijk kenmerkende natuurwaarden (zie ook paragraaf 3.3 waar onderscheid werd gemaakt tussen een natuurontwikkelingsvisie en een klassieke natuurvisie). Enerzijds wordt 'oernatuur', de natuur zonder invloed van de mens in volledige en

ongestoorde ecosystemen, als duurzame natuur gezien, anderzijds wordt het referentiebeeld bepaald door de zogenaamde half-natuurlijke ecosystemen, de natuur van rond 1900. Waar de Nota Natuurontwikkeling (uitgebracht als achtergrondstudie voor het NBP) kiest voor 'oernatuur', kunnen in het NBP beide invalshoeken worden onderscheiden. De uitwerking van natuurdoeltypen voor de verschillende ecosysteemtypen moet nog plaatsvinden. In het Meerjarenplan Natuur en Landschap 1992-1996 (Min. LNV, 1991) wordt tevens verder onderzoek aangekondigd, gericht op het ontwikkelen van referenties, doelsystemen en de benodigde randvoorwaarden voor het realiseren van natuurontwikkeling, evenals onderzoek naar het gebiedsgericht vertalen van deze kennis (zie ook noot 3). De Derde Nota Waterhuishouding gaat uit van de natuur van 1930 als referentie. Het NMP spreekt zowel van 'belangrijke ecosystemen' als van 'oorspronkelijke ecosystemen'. De aandacht voor behoud van kleinschalige gebieden in de Vierde Nota en de Vinex lijkt aan te sluiten bij het streven naar halfnatuurlijke ecosystemen; voor een nadere invulling van het streven naar natuurontwikkeling in beekdalen wordt verwezen naar het NBP. Zowel in de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening als in het NBP wordt natuurontwikkeling geconcentreerd in beekdalen, onder andere omdat deze vaak nog zeer hoge waarden herbergen en omdat ze natuurlijke verbindingswegen in het landschap vormen. Echter, de meeste beekdalen staan sterk onder druk van storingen als vermesting en verdroging, waardoor zowel de actuele waarden als de mogelijk te ontwikkelen waarden onzeker zijn.

In de natuurontwikkelingsvisie staan zelfregulatie, oorspronkelijkheid van processen en volledigheid of compleetheid van ecosystemen centraal. De nadruk op natuurontwikkeling, ontsproten aan nieuwe, inspirerende voorbeelden als de Oostvaardersplassen, weerspiegelt het gegroeide vertrouwen in de maakbaarheid van natuur en is een voorbeeld van veranderde inzichten met betrekking tot de regulatie van natuur-ecosystemen (van den Aarsen & Eweg, 1992). Vanuit wetenschappelijke hoek is het beeld van oernatuur o.a. bekritiseerd door Hengeveld en Dekker. Hengeveld (1990) beargumenteert, dat het beeld van zelfregulerende complete ecosystemen te statisch en abstract is. Hij trekt vooral het gebruik van ecologische referenties in twijfel: de huidige lokale ecosystemen zijn volgens hem niet meer representatief voor gemeenschappen in andere tijden en op andere plaatsen (ibid: 50).

Dekker (1990) gaat vooral in op verschillen in theorievorming rondom het begrip 'compleetheid' en in het verlengde daarvan de zin van 'lege niches'. Sommige ecologen vatten het begrip 'niche' op als een soort- of populatiekenmerk dat de rol of functie van een soort binnen de levensgemeenschap uitdrukt. Anderen beschouwen de niche als een kenmerk van de levensgemeenschap of het systeem als geheel dat min of meer overeenkomt met de (micro)habitat van een soort. Vanuit de eerste opvatting is volgens Dekker de 'lege niche' een wetenschappelijk zinloos begrip. Aansluiting bij deze opvatting betekent dat introductie van soorten leidt tot verandering van het systeem: dat kan, indien gewenst, maar hoeft niet! De natuurontwikkelingsvisie sluit aan bij de tweede theoretische opvatting. Hier

roept een lege niche de noodzaak tot opvulling op, zoals Dekker het formuleert: "De roep om grote beesten is nu opeens ecologisch gerechtvaardigd" (ibid: 59). De theoretische plaatsbepaling lijkt ook van invloed op de soortskeuze: voldoen vanuit het eerste perspectief moderne melkkoeien als grazers, het tweede perspectief vereist soorten als de Schotse Hooglanders die van nature in het ecosysteem zouden thuishoren.
De aandacht voor de natuurlijke kwaliteit van *agro-ecosystemen* betreft het behoud van de bodemvruchtbaarheid (NMP/NMP+ en Structuurnota Landbouw), verbetering van de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater (Derde Nota WHH) en behoud van de meer algemene plant- en diersoorten (NBP). Deze natuur buiten de ehs krijgt echter relatief weinig aandacht. Verboom e.a. (1991) concluderen op basis van modelmatig onderzoek dat "een grote nadruk op kerngebieden die tot verdere achteruitgang van landschapselementen (snippers en lijnvormige elementen) in het cultuurlandschap leidt, geen verstandige strategie is. Verbindingszones tussen kerngebieden zijn van groot belang voor veel meer soorten dan das, otter en edelhert. Een stelsel van goed beheerde kerngebieden èn een cultuurlandschap dat voldoende kleine landschapselementen bevat, kunnen samen een goed uitgangspunt zijn voor behoud van door versnippering bedreigde soorten: de ehs kan een gunstige invloed hebben op de soortenrijkdom in de kleine landschapselementen (uitstralingseffect), terwijl aan de andere kant deze elementen de ehs kunnen versterken door verschillende onderdelen van de ehs met elkaar te verbinden en aantalsfluctuaties in de kerngebieden te bufferen" (ibid: 13).
Ook Schotman (1991) wijst erop dat de nadelige gevolgen van een scheiding van landbouw en andere functies van het landelijk gebied onvoldoende onderkend worden. "Ondanks de achteruitgang in kwantiteit en kwaliteit van kleine landschapselementen en extensief beheerde percelen leven er in Nederland nog steeds soorten die het vooral moeten hebben van het landbouwgebied en niet van de voedselarme natuurgebieden en bossen uit de ehs van de zandgronden" (ibid: 25). Als voorbeeld geeft Schotman aantallen van broedvogels in houtwallen, die volgens hem de moeite waard zijn. "Ook het feit dat houtwallen voor veel vogels tweede keus zijn (behalve bijvoorbeeld voor de geelgors) en dat van de meeste vogels ook grote populaties in het bos broeden doet daar niets aan af." In Twente bleek intensief grondgebruik tussen kleine landschapselementen geen belemmering voor een rijke avifauna, mits aan bepaalde voorwaarden met betrekking tot de ruimtelijke rangschikking en kwaliteit van de houtwallen is voldaan.

Als belangrijkste oorzaken van de afname van de kwaliteit van natuur-ecosystemen in pleistocene zandgebieden kwamen in hoofdstuk 4 enerzijds versnippering en anderzijds verzuring, vermesting en verdroging naar voren. Oplossingen hiervoor worden gezocht in de realisatie van een ecologische hoofdstructuur en de realisatie van tenminste de algemene milieukwaliteit.
De keuze voor het casco-concept als basis voor de ehs grijpt in eerste instantie aan op processen en kenmerken in de ruimtelijke dimensie van natuur-ecosyste-

men. Daarbij gaat het zowel om de grootte van de gebieden als om de ligging van de natuur-ecosystemen ten opzichte van elkaar en ten opzichte van agro-ecosystemen. Door de bestaande grote natuur-ecosystemen (kerngebieden) met elkaar te verbinden door natuurontwikkelingsgebieden en verbindingszones wordt beoogd het opgetreden areaalverlies en de versnippering van het resterende areaal te herstellen. Een gedegen analyse van het probleem van versnippering ontbreekt echter volgens Opdam (1989), evenals duidelijkheid over de vraag voor welke organismen de ontworpen verbindingszones een functie moeten dan wel kunnen hebben. Zo is de rol van beekdalen als verbindingszone in het algemeen beperkt tot soorten die gebonden zijn aan beken en beekbegeleidende ecosystemen. Opdam wijst erop dat het creëren van verbindingszones en corridors en het min of meer vastleggen van een groen raamwerk niet zonder meer een invulling van ecologische kwaliteit is. Kalkhoven (1992) geeft bijvoorbeeld een indicatie van de door versnippering bedreigde broedvogels van de zandgronden. Slechts twee van de negen door hem aangeduide soorten zijn aandachtssoorten in het NBP. Onduidelijk is volgens Kalkhoven of de in het NBP genoemde soorten wel de aangenomen indicatiefunctie vervullen.
Daarnaast wil men door het aanwijzen van een ruimtelijk stabiele structuur de natuurlijke dynamiek in natuur-ecosystemen herstellen door deze 'laag-dynamische' processen te scheiden van de 'hoog-dynamische' vormen van grondgebruik als met name de landbouw. Daarmee wordt met de ehs expliciet gekozen voor een strategie die berust op scheiding van functies en een tweedeling van de natuur in bijzondere en algemene natuur. Er kan gesproken worden van een trendbreuk, aan de intentie van het beleid van de jaren zeventig is een duidelijke wending gegeven (Dekker & van Leeuwen, 1991). In de Nota Natuurontwikkeling wordt gesteld dat het duurzaam voortbestaan van planten en dieren (waar mogelijk in complete, zelfregulerende ecosystemen) eigenlijk alleen kan worden gegarandeerd bij scheiding oftewel bij een andere verhouding tussen natuurbehoud en -ontwikkeling en andere maatschappelijke activiteiten. De scheiding is noodzakelijk door het verschil in 'dynamiek' tussen de verschillende vormen van grondgebruik. Natuur heeft tijd en ruimte nodig om duurzaam voort te blijven bestaan; landbouw heeft vanuit de economische achtergronden behoefte aan flexibiliteit.
Deze analyse in termen van verschil in dynamiek grijpt aan op de storingen in de functionele dimensie van natuur-ecosystemen: de effecten van verzuring, vermesting en verdroging als gevolg van het landbouwkundig grondgebruik doorbreken de beperkingen van de voor natuur-ecosystemen relevante processen op een hogere tijd-ruimteschaal. Met de ehs wordt beoogd deze storingen te voorkomen. Ter ondersteuning van de ehs is een bufferbeleid aangekondigd dat zal moeten resulteren in het aanwijzen van zones rond de ehs, waar negatieve externe invloeden weggenomen dan wel geminimaliseerd moeten worden. De vraag is of een complete afgrendeling van natuur-ecosystemen nodig én mogelijk is. Vanuit het persistentiebegrip zou juist gezocht moeten worden naar díe fluctuaties in invloeden van buitenaf die het systeem nog kan opvangen (zie ook hoofdstuk 2).

Met behulp van ruimtelijke maatregelen kunnen ook niet alle effecten van de regulatie in agro-ecosystemen worden uitgeschakeld (van den Aarsen & Willems, 1991). Met name de positionering van natuur-ecosystemen ten opzichte van het stromingspatroon van grond- en oppervlaktewater krijgt in de verschillende plannen veel aandacht, waardoor storingen als gevolg van vermesting en verdroging vooral voor natuur-ecosystemen van de hogere gronden (infiltratiegebieden) teruggedrongen kunnen worden. Deze gebieden blijven echter gevoelig voor storingen als gevolg van verzuring. Het terugdringen van de invloeden van agro-ecosystemen op natuur-ecosystemen in de lager gelegen delen van de zandgebieden zoals de kwelgebieden en de beken vereist beschermende maatregelen in het gehele stroomgebied.

Met betrekking tot de kwantitatieve en kwalitatieve aspecten van relaties via water en lucht verwijst het NBP naar de bron- en effectgerichte maatregelen uit het NMP en het NMP+. Het voorgestelde streven naar realisatie van tenminste de algemene milieukwaliteit bevindt zich op het snijvlak van de functionele en biotische dimensie van ecosystemen. De Nota Natuurontwikkeling zegt hierover vanuit de optiek van het streefbeeld 'oernatuur': "Ten aanzien van de na te streven milieukundige uitgangssituatie zou het wenselijk zijn zo dicht mogelijk de 'oorspronkelijke' kwaliteit en de 'oorspronkelijke' materiestromen in bodem, water en lucht te benaderen. Dat zijn immers de condities waaronder de ecosystemen zich hebben kunnen ontwikkelen en waaronder ze gedurende lange tijd in stand zijn gebleven" (Nota Natuurontwikkeling: 53). De in het NMP en NMP+ geformuleerde milieukwaliteitseisen worden verondersteld een indicatie te geven van de relatie tussen duurzaamheid en de te behouden ecosystemen. In het Meerjarenprogramma Natuur en Landschap 1992-1996 wordt evenwel onderzoek aangekondigd naar de vraag of de algemene milieukwaliteit wel voldoende bescherming biedt voor de ecosysteemtypen binnen de ehs. Het NMP (1989: 90) is daar duidelijker over: "De algemene milieukwaliteit zal in het komende decennium zeker niet voldoende zijn om het voortbestaan van alle ecosystemen te kunnen garanderen. Voor bepaalde ecosystemen en soorten is aanvullend beleid nodig, mede gericht op het doen overleven tot het moment dat die algemene milieukwaliteit ook voor die ecosystemen en soorten toereikend zal zijn."
Voor sommige milieukwaliteitsdoelstellingen ligt dit voor de hand. Met betrekking tot verzuring is bijvoorbeeld uitgegaan van de streefwaarde van 400 mol H+/ha/jaar. De depositiedoelstellingen op korte termijn komen vooral voort uit afwegingen van maatschappelijke en technische haalbaarheid. De depositiedoelstelling voor 2000 van 2400 mol H+/ha/jaar zal voor de meeste ecosystemen van de ehs veel te hoog liggen. Er zijn geen specifieke doelstellingen ten aanzien van de ammoniakdepositie geformuleerd. Gezien het grote aandeel van NH_x in de verzurings- en vermestingsproblematiek is dit teleurstellend. Op regionaal en lokaal niveau kunnen volgens het NMP wel aanvullende maatregelen voor ammoniak worden getroffen. Behalve de verwijzing naar effectgerichte maatregelen worden hiervoor op nationaal niveau geen richtlijnen gegeven. Door Van Oers

e.a. (1990) wordt in dit verband het formuleren van een deelnorm voor NH_x genoemd als mogelijkheid om te komen tot een redelijke verdeling van de emissiebeperking over de verschillende verzurende en vermestende stoffen.
De doelstelling voor de kwaliteit van het oppervlaktewater uit het NMP voor stikstof (maximaal 11,3 mg N per liter) komt niet overeen met de doelstelling uit de derde Nota Waterhuishouding (maximaal 2,2 mg N per liter). Daarbij is onduidelijk in hoeverre deze waarden corresponderen met de ecologische randvoorwaarden, verbonden aan bijvoorbeeld het behoud van voedselarme, natte ecosystemen.
Daarnaast bestaan er grote twijfels over de 'haalbaarheid' van de geformuleerde kwaliteitsdoelstellingen. Van Geleuken (1990: 107) stelt dat de vermindering van de ammoniakemissie met 70% in 2000 ten opzichte van 1986 zonder aanvullend beleid niet te bereiken is. De maatregelen uit het Plan van aanpak beperking ammoniak-emissie van de landbouw, waarin overigens een reductie van 67% ten opzichte van 1986 wordt nagestreefd, leiden volgens hem slechts tot een reductie van circa 34%. De oorzaken hiervoor zijn ondermeer een tegenvallende reductie van de uitstoot uit stallen en van de emissie bij het uitrijden door onderwerken van de mest. Oudendag en Wijnands (1989: 10) komen op basis van een modelstudie tot de conclusie dat een daling met 40-60% mogelijk lijkt; een grotere daling van de emissie is volgens hen alleen mogelijk als men bio-filters toepast of de veestapel inkrimpt.
Van Geleuken (1990) wijst er verder op dat een landelijk cijfer voor de reductie geen recht doet aan regionale verschillen in belasting met ammoniak. Hierop wordt in het volgende hoofdstuk teruggekomen: gebieden met een hoge belasting als een groot gedeelte van de pleistocene zandgebieden (zie hoofdstuk 4) bereiken zelfs met 70% reductie van de ammoniakemissie de depositiedoelstellingen niet.
Willems en Hoogervorst (1991) geven aan dat het vastgestelde beleid slechts een beperkte invloed zal hebben op de nitraatbelasting van het grondwater. Scenarioberekeningen wijzen uit dat in 2010 de streefwaarde op 68% van de landbouwgronden overschreden wordt en de grenswaarde op 41%. Zij stellen dat aanvullend op stikstof gebaseerd mestbeleid nodig is om de milieukwaliteitsdoelstellingen te realiseren. De kwaliteit van het diepere grondwater zal ondanks het voorgestelde beleid verslechteren vanwege een naijlingseffect van de belasting uit het verleden. Ook zal na 2000 nog ophoping van fosfaat in landbouwgronden plaatsvinden. De huidige bemestingsnormen voor fosfaatgevoelige gronden zijn volgens Willems en Hoogervorst niet scherp genoeg om dit te voorkomen.
Hoewel de omvang van het verdrogingsprobleem in algemene zin wel duidelijk is, kan volgens Pellenbarg en Beugelink (1991) nog niet worden aangegeven wat de meest effectieve maatregelen zijn en of een terugdringing van het verdroogde areaal met 25% voor het jaar 2000 gehaald zal worden.
De nagestreefde basisbescherming voor kerngebieden (en in mindere mate ook voor ontwikkelingsgebieden) wordt verondersteld voor een groot deel verankerd te zijn in het vigerend ruimtelijk beleid. Er wordt derhalve van uitgegaan dat de basisbescherming geen nieuwe beperkingen inhoudt. Onderzoek wijst echter uit

dat het met de bescherming van natuur en landschap via bestemmingsplannen bijzonder slecht gesteld is (van Schaik & Wingens, 1986).

duurzaamheid

In de besproken beleidsdocumenten wordt het begrip duurzaamheid nergens scherp gedefinieerd of helder uitgewerkt (Kleefmann & van der Vlist, 1989: 112). In de meeste nota's wordt ook niet expliciet aangegeven welke graadmeter voor het duurzaam behoud dan wel ontwikkeling van de gewenste natuurlijke kwaliteit, en daaraan gekoppeld de gewenste ecosystemen, wordt gehanteerd. In hoofdstuk 1 werden graadmeters gedefinieerd als díe kenmerken van het natuurlijk substraat aan de hand waarvan een indicatie van het al dan niet duurzaam functioneren daarvan kan worden gegeven. Met betrekking tot natuur-ecosystemen moet de uitwerking van de verschillende natuurdoeltypen die als basis voor een dergelijke graadmeter kunnen fungeren, voor een groot deel nog plaatsvinden. De verschillende streefbeelden uit het waterbeleid kunnen worden beschouwd als graadmeters voor de duurzaamheid van watersystemen, hoewel volgens Klein Tank en Cuperus (1992) de relatie tussen streefbeeld, onderliggende waarden (behoud van productie-capaciteit, diversiteit en zelfregulering) en duurzaamheid voorlopig voornamelijk arbitrair is bepaald. De algemene milieukwaliteit, als graadmeter voor duurzaamheid in het milieubeleid, is erop gericht 95% van de soorten te beschermen; uitwerking van de voor natuur-ecosystemen zo belangrijke bijzondere milieukwaliteit moet nog plaatsvinden.

Ook de vraag welke ecologische randvoorwaarden, in dit onderzoek de bouwstenen voor persistentie genoemd, de nagestreefde ecosystemen aan hun duurzaam voortbestaan stellen, komt niet in alle nota's expliciet aan bod. Meestal fungeert een beschrijving van de oorzaken van problemen die zich momenteel voordoen als een indicatie voor genoemde randvoorwaarden. Het totaal aan eisen die soorten en ecosystemen aan de omgeving stellen, wordt in het NBP samengevat onder het begrip 'natuurgerichte normstelling'. Aldus geformuleerd komt dit begrip overeen met wat in dit onderzoek 'ecologische randvoorwaarden' worden genoemd. De ecologische normen ten aanzien van natuurontwikkeling, formeel als intentie opgenomen in de Nota Natuurontwikkeling (1989), betreffen echter een ander type normstelling dan die ten behoeve van soorts- en gebiedsbescherming. Voor natuurontwikkeling zijn ecologische referenties als maatstaf van te verwachten ontwikkelingstadia nodig. Van der Schraaf en Nieuwdorp (1990) stellen dat de ontwikkeling van een ecologische normstelling ten behoeve van het natuurbeleid stagneert, ondermeer als gevolg van verschillen in visie op natuurbehoud en -ontwikkeling en gebrek aan kennis omtrent ecosystemen en relevante parameters.

In vergelijking met de normstelling uit het milieubeleid is natuurgerichte normstelling breder: naast functionele zijn ook biotische en ruimtelijke aspecten (oppervlakte, inrichting en ruimtelijke relaties) van belang. Echter, zowel de invulling van de natuurgerichte normstelling als de invulling van normen in het milieubeleid is vooralsnog beperkt. In het waterbeleid worden ecologische

randvoorwaarden afgeleid uit het relevante streefbeeld; ook hier is de duiding van wat 'conditionele variabelen' worden genoemd, beperkt. Met betrekking tot grenzen aan vermesting, verzuring, verdroging in de functionele dimensie en grenzen aan de versnippering in de ruimtelijke dimensie van natuur-ecosystemen worden alleen voor verzuring en vermesting kwantitatieve grenzen vermeld.

Conclusie

In de besproken beleidsdocumenten is nog slechts in beperkte mate sprake van een ecologische invalshoek. In de eerste plaats zijn de intenties met betrekking tot natuurlijke kwaliteit nog zeer globaal geformuleerd. De uitwerking hiervan moet plaatsvinden op regionaal en lokaal niveau. Dit geldt zowel voor de ruimtelijke toedeling van verschillende natuurdoeltypen, voor de invulling van het generieke milieubeleid (bijvoorbeeld de uitwerking van het bodembeschermingsbeleid), voor de concrete toekenning van functies aan waterhuishoudkundige systemen met bijbehorende kwaliteitsdoelstellingen, voor de uitwerking van het ROM-beleid als voor de invulling van de koersen uit de VINEX. Daarnaast wordt op het niveau van de intenties nog te weinig aandacht besteed aan de samenhang tussen functionele, biotische en ruimtelijke randvoorwaarden aan het functioneren van ecosystemen. Duurzaam behoud dan wel ontwikkeling van natuur-ecosystemen bijvoorbeeld vereist een voldoende oppervlakte, onderlinge verbinding én een adequate kwaliteit van het leefgebied voor de verschillende levensgemeenschappen. Het een kan niet zonder het ander.

In de tweede plaats ontbreken vaak expliciete graadmeters voor het nagestreefde duurzaam behoud dan wel de ontwikkeling van natuurlijke kwaliteit, waarmee de relatie tussen het streven naar duurzame ontwikkeling van (delen van) de leefomgeing en de geformuleerde kwaliteitsdoelstellingen en beleidsmaatregelen onduidelijk blijft. In de voorgaande analyse tekenen zich twee belangrijke problemen af. In de eerste plaats moet de uitwerking van genoemde randvoorwaarden in de vorm van een ecologische normstelling grotendeels nog plaatsvinden. In de tweede plaats lijkt het gevaar voor een grote discrepantie tussen beleidsintenties en realiseerbare natuurlijke kwaliteit, met name de kwaliteit in de functionele dimensie, zeer groot: vooral realisatie van de doelstellingen ten aanzien van het terugdringen van verzuring en vermesting lijkt twijfelachtig.

Vanuit de optiek van planning bleek in hoofdstuk 4 het duurzaam behoud van natuur-ecosystemen de meest dringende opgave. In hoofdstuk 6 wordt gezocht naar een kwantificering van de randvoorwaarden, verbonden met het duurzaam voortbestaan van verschillende natuur-ecosystemen in het Beerze-Reuselgebied. Deze randvoorwaarden worden vervolgens geconfronteerd met de in beleidsdoelstellingen geformuleerde natuurlijke kwaliteit. Tevens komen in hoofdstuk 6 de implicaties van het in acht nemen van deze randvoorwaarden voor de landbouw in het gebied aan de orde.

Noten

1. In het NBP wordt gesteld dat het duurzaamheidsbegrip vanuit de doelstelling om de verscheidenheid aan soorten en ecosystemen in stand te houden moet worden losgekoppeld van het eventuele nut van de natuur voor de mens (intrinsieke waarde).
2. Als aandachtssoorten worden beschouwd bedreigde of kwetsbare soorten, soorten waarvoor Nederland een internationale verantwoordelijkheid heeft, soorten die door biotoopverlies sterk zijn achteruitgegaan en soorten die in klein aantallen in voor ons land kenmerkende biotopen voorkomen (NBP, 1990:41). In de planperiode zullen soortenbeschermingsplannen worden uitgebracht voor noordse woelmuis, lepelaar, kerkuil, ijsvogel, patrijs, kraanvogel, korhoen, beek- en zeeforel, geelbuikvuurpad en vroedmeesterpad, boomkikker, akkerkruiden en orchideeën. Voor andere soorten (o.a. das en zeehond) zullen gerichte beheersactiviteiten plaatsvinden, voorlichtingsactiviteiten worden ontwikkeld en onderzoek worden verricht (ibid: 179)
3. Referentiebeelden vormen een belangrijke bouwsteen voor deze natuurdoeltypen. Als voorbeeld voor uitwerking van de natuurdoeltypen van de verschillende ecosysteemtypen wordt verwezen naar de bosdoeltypen uit het Meerjarenplan Bosbouw en naar de nota 'De heide heeft toekomst' (Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer, 1988). Het onderzoek naar de uitwerking van ecosysteemvisies met daarbij behorende natuurdoeltypen is volop in beweging: eind oktober 1993 verscheen de Ontwerp-Nota Ecosysteemvisies EHS (Jansen e.a., 1993).
4. Het natuurgerichte risicobeleid zal - analoog aan de risicobenadering in het milieubeleid - gericht zijn op het formuleren van maximale en verwaarloosbare risico-niveaus, waarbij de aandacht vooral uitgaat naar aandachtssoorten met een brede verspreiding en soorten die aan het einde van de voedselketen staan. Tevens zal in samenhang met het bufferbeleid worden onderzocht of de algemene milieukwaliteit voldoende bescherming biedt aan ecosystemen binnen de ehs.
5. Brongerichte maatregelen kunnen bestaan uit maatregelen gericht op reductie van de emissie, maatregelen gericht op reductie van (het gebruik van) productiefactoren of uit structurele maatregelen (verandering van productie- en consumptieprocessen zelf). Effectgerichte maatregelen zijn vooral op middellange termijn van belang, als bijvoorbeeld brongerichte maatregelen op deze termijn onvoldoende gerealiseerd kunnen worden. Als voorbeelden van effectgerichte maatregelen noemt het NMP (p. 99) ondermeer natuurbeschermingsmaatregelen, milieuzonering, drinkwaterzuivering, bekalking landbouwgronden.
6. Dit Plan van Aanpak is een voorbeeld van uitwerking van het milieubeleid via het doelgroepenspoor. In dit plan worden de maatregelen en acties aangegeven, die nodig zijn om de vastgestelde NH_3-reduktiedoelstelling voor de landbouw te realiseren. De aanpak richt zich voornamelijk op het individuele veehouderijbedrijf. Het gaat om maatregelen als optimale benutting van stikstof in het veevoer, emissie-arme stalsystemen, afgedekte mestopslagen, be- en verwerking van dierlijke mest en emissie-arme aanwending van dierlijke mest.
7. De normen met betrekking tot het gebruik van dierlijke mest zijn aangegeven in het 'Besluit gebruik dierlijke meststoffen' (mei 1987). Dit Besluit maakt deel uit van de Wet Bodembescherming. Tevens omvat het 'Besluit gebruik dierlijke meststoffen' een regeling voor fosfaatverzadigde gronden, regels met betrekking tot de periode waarin uitrijden van dierlijke mest is verboden en een onderwerkverplichting voor dierlijke mest. Samen met de Meststoffenwet uit 1987 vormt de Wet Bodembescherming de basis van het huidige mestbeleid. De Meststoffenwet verbiedt uitbreiding van veehouderijbedrijven als de mestproductie (daardoor) groter is dan 125 kg fosfaat per ha per jaar. Daarnaast bevat de Meststoffenwet een registratiebesluit, een besluit mestbank en mestboekhouding en een verplaatsingsbesluit.

8. In de concept-Notitie Derde Fase mest- en ammoniakbeleid (1993) wordt gesteld dat een generieke norm voor het niveau van evenwichtsbemesting met fosfaat niet is aan te geven omdat dit niveau sterk afhankelijk is van de specifieke bedrijfssituatie. De evenwichtsbemesting kan volgens de conceptnotitie pas worden geëffectueerd als het instrumentarium van de mineralenboekhouding beschikbaar is. Een voorlopige indicatie berust op gewogen gemiddelden van de huidige fosfaatonttrekking en betreft ca 65 kg fosfaat/ha/jaar voor maïs- en bouwland en ca 85 kg fosfaat/ha/jaar voor grasland, waarbij rekening is gehouden met een acceptabel verlies van 5 kg/ha/jaar. Voor stikstof wordt in de notitie aangegeven dat voor grasland de maximale gift in werkzame N in de rede ligt van 150 - 250 kg op hogere zandgronden en van 250 - 350 kg/ha/jaar voor andere zandgronden, uitgaande van de doelstelling ten aanzien van grondwaterkwaliteit. Voor bouw- en maïsland noemt de notitie een gift van respectievelijk 150 kg en 50 kg N/ha/jaar. De gebruiksnormen voor 1995 zijn bepaald op 110 kg fosfaat per hectare bouwland en maïsland en 150 kg per hectare grasland.

9. Het beleid ten aanzien van de bodembeschermingsgebieden is echter door het ontbreken van financiële middelen niet van de grond gekomen; het beleid ten aanzien van de fosfaatverzadigde gronden is sterk ingeperkt (Warmerdam, 1991).

10. Invulling van milieukwaliteitseisen geschiedt op basis van de risicobenadering, waarbij uit de te beschermen waarden (mogelijke) negatieve effecten van bepaalde stoffen worden afgeleid. Vervolgens wordt bepaald bij welke kans op optreden van effecten gesproken kan worden van onaanvaardbare risico's. Uit die risico's worden milieukwaliteitseisen afgeleid, waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen grenswaarde (het niveau waarop het risico ten hoogste toelaatbaar is) en streefwaarde (het niveau waarop het risico verwaarloosbaar klein is).

11. Multifunctionaliteit van de bodem houdt in dat de bodem de verschillende functies als teeltdrinkwater- en ecologische functies moet kunnen blijven vervullen. Daartoe mag de bodemkwaliteit niet onomkeerbaar en onherstelbaar worden aangetast.

12. PCB staat voor PolyChloorBifenyl, PAK voor Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen; beide groepen stoffen behoren tot de organische microverontreinigingen.

13. In een bijlage van de nota worden getalswaarden voor deze algemene milieukwaliteit gegeven. Deze beogen op grond van de beschikbare ecotoxicologische gegevens een eerste schatting te geven van een minimaal algemeen beschermingsniveau. Beneden dit niveau zijn effecten echter nog niet uit te sluiten. Daarvoor zijn er te weinig organismen in beschouwing genomen en ontbreken voor veel stoffen toxicologische gegevens (derde NWHH: 88).

14. AMOEBE staat voor Algemene Methode voor OEcosysteem Beoordeling. Hierbij worden referentiesystemen gebruikt als ijkpunt of graadmeter voor duurzame ontwikkeling én als instrument om de huidige toestand van watersystemen te beschrijven (Ten Brink e.a., 1990). Uit de referentiesystemen worden biotische doelvariabelen geselecteerd. In relatie tot deze doelvariabelen worden conditionerende of stuurvariabelen onderscheiden. Hierbij ligt de nadruk op de reeds eerder genoemde aspecten van de functionele dimensie. Vervolgens wordt een ontwikkelingsbeeld opgesteld dat bestaat uit de te realiseren doelvariabelen tezamen met de invulling van maatregelen die daarbij horen. Confrontatie van dit ontwikkelingsbeeld met andere functies en belangen leidt tot de daadwerkelijke ecologische doelstelling.

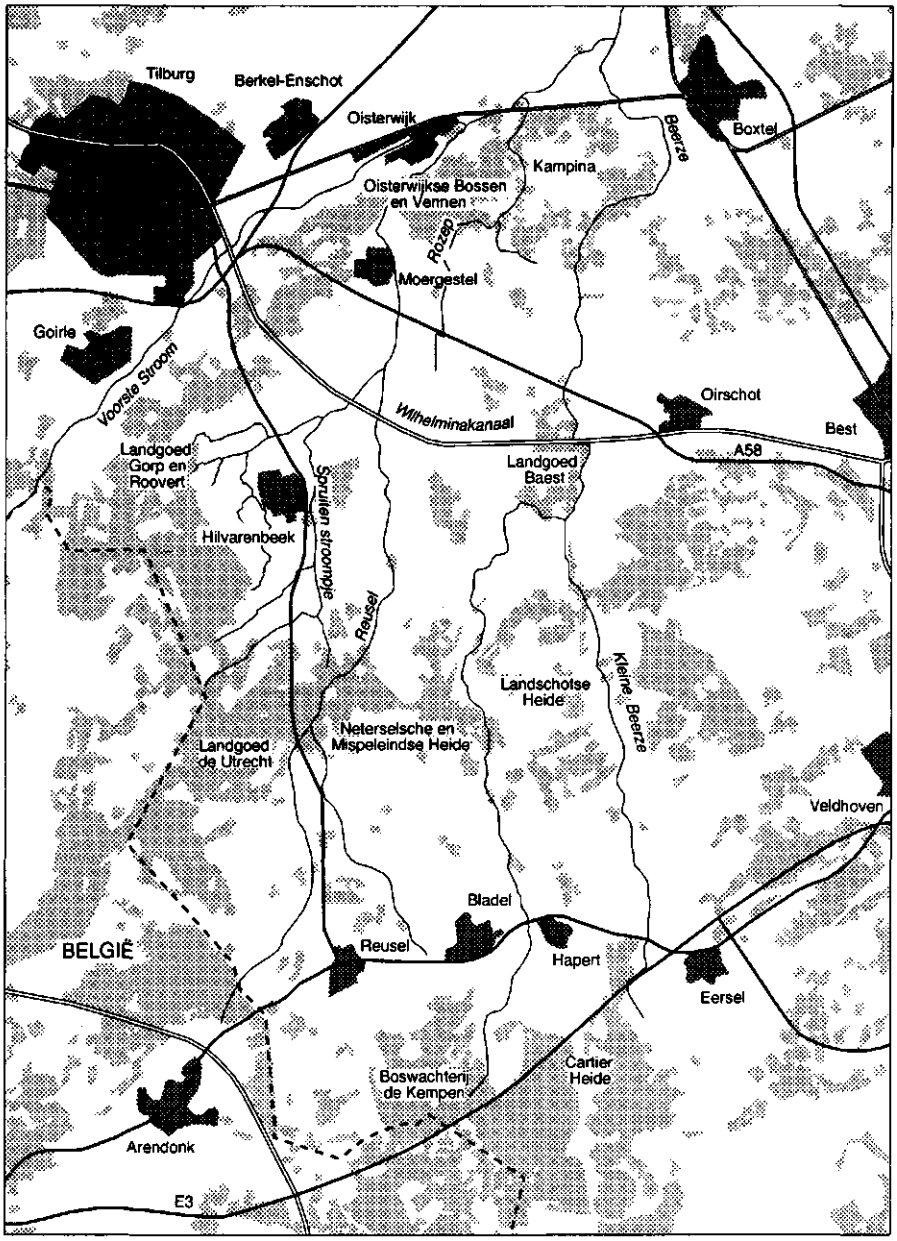
15. In de VINEX worden Z.O. Friesland en het Drents Plateau als twee gebieden genoemd.

6 OP ZOEK NAAR RANDVOORWAARDEN VOOR NATUURLIJKE KWALITEIT IN DE STROOMGEBIEDEN VAN BEERZE EN REUSEL

6.1 Inleiding

In hoofdstuk 1 werd planvorming omschreven als de fase van planning waarin in een cyclisch proces nieuwe toestanden van de leefomgeving worden ontworpen en de consequenties van deze ontwikkelingsperspectieven worden geanalyseerd. In dit hoofdstuk staat de vraag centraal of het beleid ten aanzien van natuur-ecosystemen adequaat is vanuit de optiek van persistentie van deze systemen. Het in hoofdstuk 2 en 3 geconstrueerde kader wordt hierbij ingezet als een evaluatie-instrument: leiden de plannen tot duurzaam behoud dan wel ontwikkeling van de gewenste soortensamenstelling? Welke ecologische randvoorwaarden in functionele, biotische en ruimtelijke zin zijn daarbij in het geding en in hoeverre komen de aan de geformuleerde intenties gekoppelde beleidsmaatregelen hieraan tegemoet? In termen van de in hoofdstuk 1 aangeduide fasen in het planningsproces worden de beleidsvoorstellen opgevat als (deel van) een ontwerp voor de leefomgeving en is de casestudie onderdeel van de analysefase: beoordeling van de planvoorstellen in het licht van de intenties en beoordeling van de consequenties voor andere aspecten van de leefomgeving, in casu de landbouw.
Als studiegebied is gekozen voor de stroomgebieden van Beerze en Reusel, laaglandbeken in Midden-Brabant (figuur 6.1). De beken met hun zijlopen liggen in een gebied tussen de drie grote steden Tilburg, Den Bosch en Eindhoven. Dit gebied wordt gekarakteriseerd door een lichte zuid-noord helling en een drietal oost-west verlopende dekzandruggen. De dekzandruggen worden doorsneden door de in noordelijke richting stromende beken. Ze zijn grotendeels bedekt met bossen, heiden en vennen; het gebied tussen deze ruggen is vrij vlak en grotendeels in gebruik als cultuurgrond. Het gebied is van belang voor zowel de landbouw als de natuurbescherming en krijgt van beleidswege veel aandacht[1].
Ook in de provinciale beleidsintenties staan duurzaam behoud dan wel herstel van kerngebieden, de aanleg van ecologische verbindingszones en realisatie van natuurontwikkelingsgebieden, onderling samenhangend in een 'groene hoofdstructuur', centraal (zie figuur 6.2). Met het begrip groene hoofdstructuur worden in het streekplan Noord-Brabant (Provincie Noord-Brabant, 1992: 47) gebieden bedoeld waar "in de planologische afweging aan aanwezige of te ontwikkelen natuurwaarden zoveel mogelijk prioriteit wordt toegekend. Dit in tegenstelling tot de "Ecologische Hoofdstructuur uit het Nationaal Natuurbeleidsplan, waar het een meer sectoraal begrip is, gericht op de inzet van natuur- en landschapsinstrumentarium". De aanwijzing van de kern- en ontwikkelingsgebieden van de provinciale groene hoofdstructuur is gebaseerd op het voorkomen van zeldzame en/of bedreigde soorten (Cleveringa & Keeman, 1990). Naast natuurkerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en ecologische verbindingszones kent het provinciale

Figuur 6.1 Het Beerze-Reuselgebied



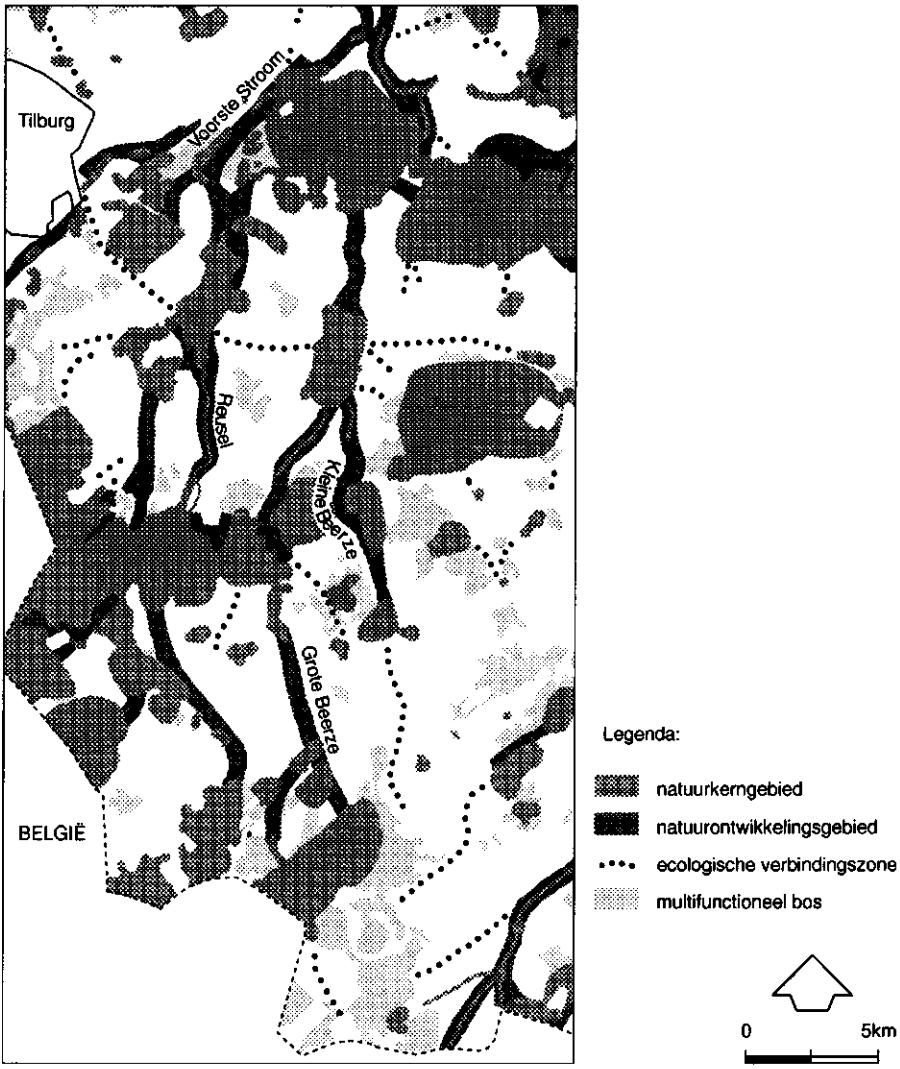
LEGENDA:

bebouwing

bossen

0 5km

Figuur 6.2 De groene hoofdstructuur in het Beerze-Reuselgebied



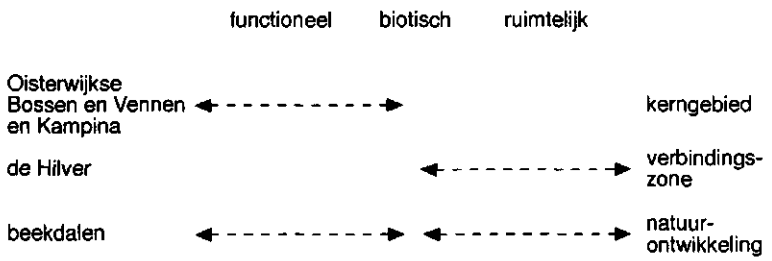
Bron: Provincie Noord-Brabant, 1992

beleid de categorie 'multifunctionele bossen', waarmee in beginsel alle bossen zijn aangeduid waarin geen zeldzame en/of bedreigde soorten voorkomen.

6.2 Opzet van de case-studie

In hoofdstuk 4 werd geconcludeerd dat, gezien de veranderingen in de soortensamenstelling, de persistentie van natuur-ecosystemen in de pleistocene zandgebieden zeer sterk is aangetast. De oorzaken zijn vooral storingen in de functionele en de ruimtelijke dimensie, waardoor in de biotische dimensie de levensvatbaarheid van de samenstellende populaties is afgenomen. De intentie tot duurzaam behoud van natuur-ecosystemen noodzaakt in ieder geval tot het wegnemen van deze storingen. Als gevolg van de samenhang die tussen de verschillende dimensies bestaat, vereist het duurzaam behoud van natuur-ecosystemen dat alle relevante randvoorwaarden in acht worden genomen. Het gewicht van de verschillende storingen kan echter per natuur-ecosysteem verschillen. De hier volgende evaluatie van de planvoorstellen ten aanzien van natuur-ecosystemen is onderverdeeld in drie sub-cases, verbonden zowel met verschillende beleidsintenties als met de verschillende storingen die zich voordoen. Het schema van figuur 6.3 geeft dit weer.

Figuur 6.3 Samenhang sub-cases, dimensies en intenties



Een van de belangrijke kerngebieden in de provinciale groene hoofdstructuur is het complex van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina, waarbij een deel van de Oisterwijkse Bossen en Vennen is aangeduid als multifunctioneel bos. In het ontwerp-natuurbeleidsplan van de Provincie Noord-Brabant is het ontwikkelingsperspectief van dit gebied gericht op 'behoud en omvorming van bossen en natuurgebieden' (Provincie Noord-Brabant, 1991b: 20); in het ontwerp-streekplan wordt gesproken van 'revitalisering van de bossen en ecologisch herstel van natuurkerngebieden', waarbij de belangrijkste natuurgebieden droge en natte heide, vennen en de meer gevarieerde bossen betreffen (Provincie Noord-Brabant, 1991a). In paragraaf 6.3 ligt de nadruk op veranderingen in de soorten-

samenstelling van heide en vennen als gevolg van storingen in de functionele dimensie. Gegevens met betrekking tot grenzen aan verzuring, vermesting en verdroging zijn afkomstig uit de literatuur.
In paragraaf 6.4 komen ecologische randvoorwaarden in de ruimtelijke dimensie aan de orde. Deze randvoorwaarden hebben betrekking op de grootte en de isolatie van natuur-ecosystemen. Grenzen aan de isolatie betreffen de eisen die de belangrijk geachte soorten stellen aan verbinding tussen kerngebieden onderling en tussen kerngebieden en eventuele stapstenen: is er sprake van een adequate ecologische infrastructuur voor de betreffende soorten? De door de Provincie Noord-Brabant als kerngebied aangewezen natuur-ecosystemen in het Beerze-Reuselgebied vervullen met name een functie voor planten van heide- en boslandschappen, voor bos-, heide- en struweelvogels, dagvlinders, amfibieën en reptielen en - in beperkte mate - voor rheofiele macrofauna. De verbindingszones tussen kerngebieden dienen om soorten in de gelegenheid te stellen zich te verplaatsen tussen, of te verspreiden naar geschikte biotopen (Provincie Noord-Brabant, 1989b). Daarbij komt een onderscheid naar voren tussen beken en waterlopen ('natte infrastructuur') en houtwallen, bosstroken, singels en bermen als verbindingszones ('droge infrastructuur').
In 6.4 worden de relaties tussen het complex van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en Kampina en andere natuurgebieden in het studiegebied onderzocht. Daarbij staat de noodzaak voor verbetering van de ecologische infrastructuur door middel van verbindingszones voor bos- en struweelvogels centraal, als representant van 'droge' ecosystemen. Kwantitatieve gegevens met betrekking tot grenzen aan versnippering bleken (nog) niet direct uit de relevante literatuur afgeleid te kunnen worden. Daarom is in 6.4 eerst ingegaan op een methode voor een zo goed mogelijke indicatie van deze grenzen op gebiedsniveau.
De aangewezen natuurontwikkelingsgebieden hebben, naast het verbinden van natuurkerngebieden, een functie ten aanzien van het ontwikkelen van nieuwe natuur en het verhogen van de kwaliteit van de bestaande natuur (Provincie Noord-Brabant, 1991b, 1992). De selectie van natuurontwikkelingsgebieden heeft vooral plaatsgevonden op basis van het voorkomen van aandachtssoorten (minder algemene maar niet bedreigde soorten) in gebieden aansluitend aan kerngebieden en op basis van functionele aspecten als het voorkomen van kwel en gradiënten. Daarmee komen in het Beerze-Reuselgebied vooral de beekdalen met de overgangen naar aanliggende dekzandruggen in het vizier. In paragraaf 6.5 worden de randvoorwaarden, verbonden aan het streven naar natuurontwikkeling, nader beschouwd. Voor twee verschillende streefbeelden ten aanzien van natuurontwikkeling in beekdalen wordt nagegaan wat de ecologische randvoorwaarden voor realisatie van die streefbeelden inhouden. Daarbij komen ook de eisen aan de orde die de rheofiele macrofauna, als representant van 'natte ecosystemen', aan verbinding stellen.
Paragraaf 6.6 bespreekt de conclusies met betrekking tot de ecologische randvoorwaarden, verbonden met duurzaam behoud en ontwikkeling van de besproken natuur-ecosystemen. Het in acht nemen van deze randvoorwaarden zal naar

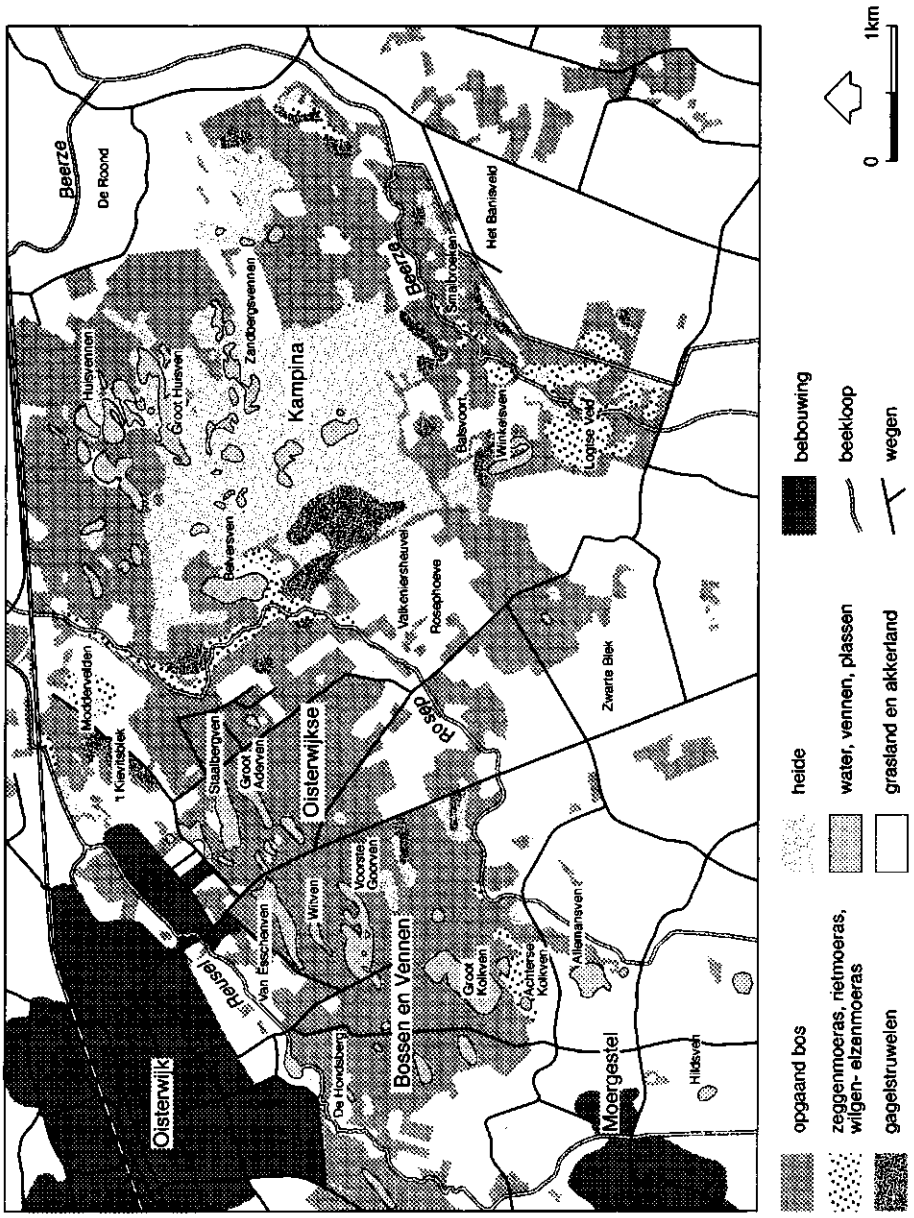
alle waarschijnlijkheid belangrijke gevolgen voor de landbouw in het Beerze-Reuselgebied hebben. Deze consequenties voor agro-ecosystemen komen in paragraaf 6.7 aan de orde; in paragraaf 6.8 worden deze samengevat.

6.3 Kerngebied Oisterwijkse Bossen en Vennen en Kampina

6.3.1 Gebiedsbeschrijving

De Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina zijn gelegen tussen Oisterwijk en Boxtel, ten zuiden van de spoorlijn Tilburg- Eindhoven (figuur 6.4). Ze vormen samen een van de grootste en belangrijkste natuurgebieden in Noord-Brabant. De gezamenlijke oppervlakte bedraagt ongeveer 2200 ha. Het uitgestrekte complex van bos, heide, vennen en beekdalen is voor een groot deel in handen van natuurbeschermingsorganisaties (Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten en Stichting het Noord-Brabants Landschap). Het gebied wordt doorsneden door de Reusel (in het westen), de Rosep en de Beerze (in het oosten); aan de zuidwestzijde zijn de Oisterwijkse Bossen verbonden met de bosgebieden van landgoed Gorp en Rovert en landgoed de Utrecht. Het complex van natuurgebieden wordt verder omringd door landbouwgronden.
Het gehele gebied wordt gekenmerkt door een zwak golvend dekzandlandschap. De Oisterwijkse bossen en vennen zijn sinds 1913 in eigendom van Natuurmonumenten. De voornamelijk uit grove den bestaande bossen zijn aangeplant (vanaf ca 1840); alleen in de oudste percelen is de ondergroei van zomereik, lijsterbes, amerikaanse vogelkers en beuk goed ontwikkeld (van Diermen, 1990). Verspreid in het gebied wordt droge en natte heide aangetroffen. Het gebied is vooral bekend door de Oisterwijkse vennen, waaronder de Centrale Vennen.
De Kampina vormt een restant van het half-natuurlijke Kempense heidelandschap, dat in 1929 door Natuurmonumenten werd aangekocht en later werd uitgebreid. Centraal in de Kampina ligt de Kampinase Heide. Deze wordt vooral gekenmerkt door het feit dat naast droge gedeelten een grote oppervlakte wordt ingenomen door zeldzame vochtige en natte heide met dopheide, klokjesgentiaan e.d. Ten noorden van de heide ligt het complex van de Huisvennen, welke voornamelijk zijn ontstaan door turfwinning. Naar het westen en zuiden toe gaat de vegetatie van droge struikheide over in een vochtige vegetatie van dophei met pijpestrootje en gagelstruweel. Dit laatste vormt de overgang van de heide naar het beekdal van de Beerze.
De heide is vooral omgegeven door bos. Aan de noord- en oostzijde van de Kampina wordt droog, voedselarm bos met grove den en zomereik aangetroffen; langs het dal van Rozep en Beerze bevindt zich moerasbos en vochtig loofbos. Langs het niet-gekanaliseerde deel van de Beerze ten zuidoosten van de Kampinase heide liggen de Smalbroeken: met name op die gedeelten die niet werden beïnvloed door inundatie van voedselrijk beekwater, kwamen blauwgrasland-

Figuur 6.4 Oisterwijkse Bossen en Vennen en Kampina



Bron: Post e.a, 1990

vegetaties voor. De lagere delen waar wel inundatie plaatsvond, werden gekenmerkt door vegetaties van het dotterverbond.
In 1989 is echter het Logtse Veld, waar de Beerze het bosgebied instroomt, omgebouwd tot retentiebekken: hierdoor treden geen inundaties in de Smalbroeken meer op. Het Logtse Veld vormt nu een moeras met liesgras, riet, wilg en els. Ten noorden van de beek bevindt zich een vrij open zeggemoeras. De bossen in het beekdal van de Beerze zijn doorgeschoten hakhoutbossen met beuken-eikenbos op de hoger gelegen delen en bosjes van het elzen-vogelkersverbond en elzenverbond op de drassigere, voedselrijkere delen.
Als gevolg van de grote variatie aan biotooptypen is de Kampina faunistisch zeer rijk. De relatief grote oppervlakte die wordt ingenomen door overgangen tussen open en gesloten gebied, alsmede de grote randlengte daarvan, hebben ertoe geleid dat veel broedvogels aanwezig zijn. Over zoogdieren is weinig bekend. Waargenomen zijn onder andere ree, vos, muskusrat, wezel, hermelijn, bunzing, egel, konijn, haas, dwergvleermuis, eekhoorn en steenmarter (Margry en Minkenberg, 1984). Verstegen (1987) trof ondermeer heidevlinder, groot dikkopje, kommavlinder en heideblauwtje aan.
In het complex van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina liggen zo'n 60 grotere en kleinere vennen, welke zeer verschillend van karakter zijn. De waterhuishouding van deze vennen hangt in sterke mate samen met de bodemgesteldheid. Niet alle vennen worden gekenmerkt door een min of meer ondoorlatende ondergrond of oerbank. Wanneer dit wel het geval is - met name bij de kleinere - zijn de vennen aangewezen op regenwater. Doordat de ondoorlatende laag in de loop der tijd vaak vergraven is, vallen sommige kleine vennen in de zomer droog. De grotere vennen met een meer open bodem hebben in principe een waterstand die gelijk is aan de grondwaterstand. Als gevolg van de ondiepe grondwaterstroming met een overheersend noordelijk tot noord-oostelijke stromingsrichting kan in de herfst en winter kwel optreden aan de zuidzijde van de vennen, terwijl in de zomer wegzijging aan de noordzijde kan optreden (Roelofs & Vos, 1979). Sommige vennen zijn via sloten verbonden met de beken in het gebied. Veel vennen vervulden een functie in het oude landbouwsysteem: ze werden onder andere gebruikt als turfleverancier, om schapen te wassen, om vlas te roten en als viskweekvijver (Van Dam, 1988).

6.3.2 Veranderingen in de soortensamenstelling

Ondanks de status van beschermd natuurgebied is ook het complex van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina niet ontsnapt aan de algemene aantasting van de persistentie van natuur-ecosystemen, onder andere als gevolg van veranderingen in het landbouwkundig grondgebruik. De veranderingen in de soortensamenstelling zijn echter niet voor alle ecosysteemtypen uitputtend gedocumenteerd (van den Bosch, 1991).
heide: In de periode 1960-1970 heeft de vergrassing van de Kampina een aanvang genomen. In 1966 werd melding gemaakt van een grote oppervlakte bochtige

smele en van het voorkomen van pijpestrootje op restanten van oude weggetjes en brandgleuven; in 1979 komen grote vlakten met pijpestrootje voor (Beije & Lichthart, 1980).
In 1988 is voor het eerst een gedetailleerde vegetatiekartering van de Kampina uitgevoerd ten behoeve van een nieuw beheersplan (Jonkheer, 1989). Uit dit onderzoek blijkt dat driekwart van de heide voor meer dan 50% vergrast is. 60% van de heide is voor meer dan 80% vergrast (zie tabel 6.1).

Tabel 6.1 Vergrassingspercentage van de heide in de Kampina

mate van vergrassing	oppervlakteverhouding (afgerond op 5%)
0- 5%	5%
5-25%	10%
25-50%	10%
50-80%	15%
>80%	60%

Bron: Jonkheer, 1989

De vergrassing bestaat voornamelijk uit pijpestrootje, maar ook bochtige smele komt voor. Delen waar beheersmaatregelen als plaggen en 'chopperen'[2] zijn uitgevoerd, laten een iets gunstiger beeld zien. Plaggen van natte delen wordt bemoeilijkt door het voorkomen van greppels in de heide. De vochtige en natte heide werd daardoor minder intensief beheerd, wat een (deel)verklaring voor de sterke vergrassing kan zijn. Naast verzuring spelen ook verdroging en het achterwege blijven van beheersmaatregelen, zoals het niet meer begrazen van de heide, een rol.
In het gebied kwam in 1988 nog een aantal zeldzame soorten voor als beenbreek, blauwe bosbes, galigaan, gevlekte orchis, jeneverbes, klokjesgentiaan, lavendelhei, moeraswolfsklauw, veenbies en kleine veenbes. In 1954 kwamen daarnaast ook zeldzame soorten van vochtige en natte heide voor als malaxis, sturmia, eenarig wollegras en middelst blaasjeskruid. De zeldzaamste soorten zijn echter verdwenen, met name de grondwaterafhankelijke soorten (van den Bosch, 1991).
Gegevens over de veranderingen in de faunistische samenstelling van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina zijn schaars. In 1989 heeft een uitgebreide broedvogelinventarisatie plaatsgevonden (van Diermen, 1989). Het aantal broedparen van soorten van vennen als dodaars, fuut en kuifeend bleek sterk gestegen te zijn sinds 1961-1965. Sommige typische soorten van heide als wulp en roodborsttapuit zijn in aantal toegenomen; de korhoen is echter verdwenen. In april 1989 werd voor het laatst een haan waargenomen, terwijl er nog drie hennen waren; de populatie-omvang vóór 1981 bedroeg 20-30 korhoenders (Niewold, 1993)[3]. In 6.4 zal worden ingegaan op de bos- en struweelvogels.

De *vennen* werden in het verleden gekenmerkt door een zeer rijke en gevarieerde vegetatie van voedselarme (oligotrofe) en matig voedselrijke (mesotrofe) milieus. Ieder ven had een eigen karakter, hetgeen vooral tot uiting kwam in een typische soortensamenstelling van de micro-flora (met name van de groepen desmidiaceeën of sieralgen en diatomeeën of kiezelwieren) en de macro-fauna. De grote variatie werd veroorzaakt door variatie in voedselrijkdom, ionenconcentraties, temperatuurverloop, diepte, oppervlakte, toegankelijkheid en menselijk gebruik. Ook in de Oisterwijkse Vennen en de vennen van de Kampina is echter sprake van een achteruitgang in de oorspronkelijke variatie in levensgemeenschappen, waarbij vooral de zeldzame en karakteristieke soorten zijn verdwenen. Met name de veranderingen in de water- en oevervegetatie van de vennen en de veranderingen in het voorkomen van desmidiaceeën en diatomeeën zijn uitgebreid onderzocht. De volgende beschrijving is gebaseerd op Van Dam (1980, 1983, 1987) en Arts (1987).

In 1920 waren de meeste vennen nog oligotroof tot mesotroof. Kenmerkend voor vennen van het oligotrofe type was het voorkomen van het Oeverkruidverbond met soorten als grote biesvaren, moerashertshooi, oeverkruid en waterlobelia. Vennen van het mesotrofe type werden gekenmerkt door soorten uit het verbond van Ongelijkbladig Fonteinkruid als ongelijkbladig fonteinkruid, teer vederkruid en ondergedoken moerasscherm.

De Centrale Vennen ten zuiden van Oisterwijk, bestaande uit het Voorste Goorven, het Groot Kolkven, het Witven en het Van Esschenven, behoren tot de bekendste vennen in Nederland. Bij de veranderingen die zich in deze vennen hebben voorgedaan, speelt de ontginning van het Moergestels Broek, een van oorsprong voedselarm moerasgebied, een belangrijke rol. In het Moergestels Broek ontspringt de Rozep, welke in verbinding stond met verschillende vennen als het Hildsven, het Allemansven en het Kolkven. Ook de andere vennen waren sinds 1860 via sloten met elkaar verbonden. Door de aanvoer van voedselrijk water door de Rozep in combinatie met voedselarme kwel, ontstonden in de Centrale Vennen een complexe aaneenschakeling van voedselrijke en voedselarme milieus met allerlei overgangen daartussen, hetgeen weerspiegeld werd door de vegetatie.

Na de ontginning van het Moergestels Broek in de jaren dertig van deze eeuw zijn het Kolkven, het Hildsven en het Allemansven geëutrofieerd door de toegenomen aanvoer van voedingsstoffen via de Rozep. Deze vennen zijn nu hypertroof. In 1950 is de verbinding tussen het Kolkven en de andere Centrale vennen verbroken en zijn het Voorste Goorven en het Witven schoongemaakt[4]. Na 1957 zijn de Centrale Vennen, op het Kolkven na, verder verzuurd en verarmd. Ten dele is dit het gevolg van de uitspoeling van nutriënten, maar ook de verzuring van het regenwater speelt een belangrijke rol. De vegetatie is sterk verarmd: in 1976 kwamen alleen relatief minder gevoelige soorten als waterdrieblad, knolrus en moerashertshooi nog voor, naast indifferente soorten als bijvoorbeeld pitrus, waterlelie en gewone wederik. De variatie in desmidiaceeën en diatomeeën is sterk afgenomen. In 1916-1925 werden in de Centrale Vennen 195

soorten desmidiaceeën aangetroffen; in 1976 nog 68 soorten. Het aantal soorten diatomeeën nam in deze periode af van 187 tot 164 soorten; het aantal hogere planten in en om de vennen van 224 tot 166 soorten. Bij het verdwijnen van de plantensoorten uit het Oeverkruidverbond speelt ook de beplanting met grove den rond de vennen een rol. In andere vennen in de omgeving van Oisterwijk, zoals het Groot Aderven en het Staalbergven, is de aanvoer van nutriënten door recreatie van belang.
Ook de vennen op de Kampina zijn verzuurd dan wel geeutrofieërd. Het Groot Huisven, een van de Huisvennen ten noorden van de centrale Kampinase Heide, was vegetatiekundig een van de interessantste vennen van Nederland. De oorspronkelijke vegetatie van het Oeverkruidverbond is door verzuring en verarming vervangen door knolrus en waterlelie. Hierbij heeft de vermindering van kwel de effecten van de toegenomen zure depositie versterkt. Het Belversven en het Winkelsven zijn geëutrofieerd door aanvoer van nutriënten via respectievelijk de Rozep en de Beerze. Het Winkelsven is een stroomdalven, gelegen op de overgang van voedselarme podzolgrond naar lemige beekeerdgrond. De combinatie van deze gradiënt en overstroming met mesotroof water uit de Beerze leidde tot een complex milieu met bijzondere levensgemeenschappen. De vermesting van het beekwater, de aanleg van dammen én de daling van de grondwaterstand hebben geleid tot een sterke toename van de voedselrijkdom, waardoor de bijzondere soorten uit het Oeverkruidverbond grotendeels verdwenen zijn.

Het *bos* in de Oisterwijkse Bossen en Vennen bestaat grotendeels uit grove den, douglas- en fijnspar, het aanwezige loofbos voornamelijk uit zomereik. In de beekdalen van Reusel en Rozep komen naast droge loof- en naaldbossen ook elzenbroekbossen en wilgenbroekstruweel voor. Het bos in de Kampina bestaat uit droog bos met grove den en zomereik; in het beekdal van de Beerze komen hakhoutbossen en elzenbroekbossen voor. In beide gebieden neemt de vitaliteit van het bos af: in tabel 6.2 is de ontwikkeling in de vitaliteit van zomereik en grove den aangegeven. Uit deze tabel blijkt bijvoorbeeld dat in 1992 in vergelijking met het Nederlands gemiddelde een groot percentage van de zomereiken weinig tot niet vitaal is. Ook de vitaliteit van grove dennen is minder dan het Nederlands gemiddelde.

6.3.3 Storingen in de functionele dimensie

Bij de voorgaande beschrijving van de veranderingen in soortensamenstelling en vitaliteit werden verschillende oorzaken reeds kort aangestipt. Belangrijke storingen in de functionele dimensie zijn een daling van de grondwaterstand, verzuring en toename van de voedselrijkdom.
Hoewel er op basis van veranderingen in de vegetatie sprake lijkt te zijn van *verdroging*, met name in de Kampina, zijn er onvoldoende kwantitatieve gegevens beschikbaar. Verschillende onderzoeken naar de grondwaterstandsdaling in de Kampina komen tot verschillende conclusies: globaal is de grondwaterstand

Tabel 6.2 Vitaliteit van zomereik en grove den in het complex van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina

Het vitaliteitsonderzoek van NM verschilt van het landelijk vitaliteitsonderzoek in de manier waarop de steekproef is genomen. In een cirkel met een diameter van 15 m. worden alle bomen op vitaliteitsaspecten beoordeeld. Hierdoor kan (in tegenstelling tot landelijke inventarisatiemethode) het aantal bomen per plot meer of minder zijn dan 25. (Duyverman, NM).
Tevens wordt een onderverdeling in 5 klassen gemaakt: klasse 1-4 zijn gelijk aan landelijke indeling (vitaal, minder, weinig, niet vitaal); klasse 5 omvat dode bomen.

zomereik Oisterwijkse Bossen en Kampina

klasse	1	2	3	4	5
	percentage bomen in klasse				
1989	4	22	24.2	20.3	29.5
1990	4.5	21.5	30	13.9	30
1991	0.5	14.7	44.2	12.0	28.6
1992	1.0	11.5	53.6	5.7	28.2
zomer/wintereik Nederland					
1992	13.5	41.3	37.5	7.7	

grove den Oisterwijkse Bossen en Vennen en Kampina

klasse	1	2	3	4	5
	percentage bomen in klasse				
1989	34.2	48.5	13.3	2.3	1.7
1990	42.8	39.9	12.6	1.1	3.6
1991	38	43.6	13.9	1.5	3.0
1992	31.1	31.1	32.4	3.7	1.7
grove den Nederland					
1992	62.1	12.5	21.2	4.2	

Bron: Natuurmonumenten, 1992; IKC-NBLF, 1992

sinds de jaren zestig 20 - 40 cm gezakt (mondelinge informatie Van Belle, NM). Deze daling is het gevolg van zowel drinkwaterwinning als waterhuishoudkundige ingrepen ten behoeve van de landbouw.

verzuring
Directe metingen van de zure depositie op het complex van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina ontbreken grotendeels. Een indicatie van de ammoniakdepositie in de vorm van een reconstructie wordt gegeven in het onderzoek van Schutter en De Leeuw (1990). Op basis van huidige en te verwachten emissies in binnen- en buitenland conform het Plan van aanpak beperking ammoniakemissie van de landbouw (1989) en het Bestrijdingsplan Verzuring

(1989) zijn emissiebestanden voor NH_x, SOx en NOy samengesteld voor 1986, 1994 en 2000. Met het NH_x-emissiebestand en de SOx en NOy-deposities per verzuringsgebied als uitgangspunt is berekend hoeveel de depositie aan potentieel zuur op de kaartvlakken van Oisterwijk en Kampina in 1986 bedroeg (tabel 6.3).

Tabel 6.3 Depositie potentieel zuur, N en NH_x in Oisterwijk en Kampina in 1986

	Oisterwijk[1]	Kampina[2]
tot. H+ (mol H+/ha*jaar)	6000-7000	6000-7000
tot. N (mol N /ha*jaar)	4000-4500	4000-4500
NH_x (mol NH_x/ha*jaar)	2500-3000	2500-3000

[1] kaartvak 140-145;395-400
[2] kaartvak 145-150;395-400

Bron: Schutter & de Leeuw, 1990

De berekeningen van Schutter en De Leeuw vallen hoger uit dan de waarden, welke bijvoorbeeld worden gehanteerd in het Plan van Aanpak (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1989). Het verschil wordt veroorzaakt door het feit, dat NH_x sneller deponeert dan aanvankelijk werd aangenomen en dat in het onderzoek van Schutter en De Leeuw een daarop aangepast model is gebruikt. Met dit model (het TREND-model; Asman & Jaarsveld, 1990) kunnen de deposities veel gedetailleerder worden berekend dan voorheen.
Bovenstaande gegevens blijken echter nog steeds een geflatteerd beeld te geven. Op bos- en heideranden is sprake van van een verhoogde depositie. Hiervoor bestaan zogenaamde opschaalfactoren, weergegeven in tabel 6.4.

Tabel 6.4 Opschaalfactoren voor droge depositie

	bosrand	heiderand
SO_x	1	1
NO_y	1,25	1
NH_x	2,4	2,9

Bron: Erisman e.a, 1987 in: Schutter & De Leeuw, 1990

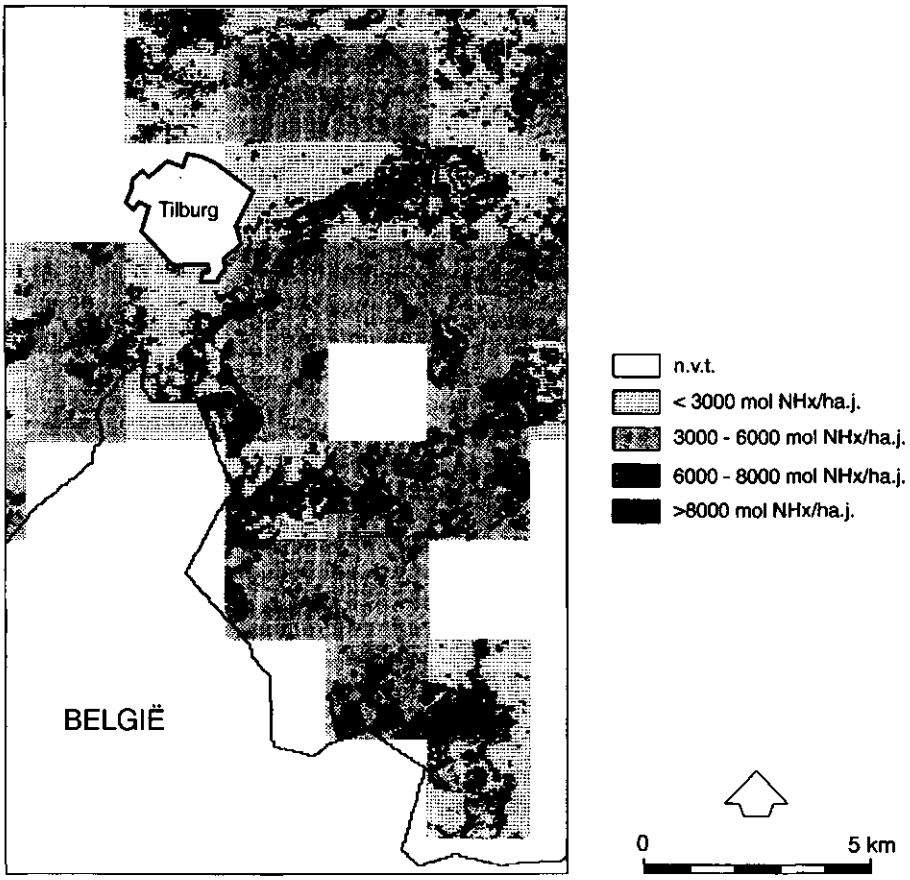
De Leeuw (1992) heeft op basis van satellietbeelden van het grondgebruik in het Beerze-Reuselgebied de heide- en bosgebieden geselecteerd. Deze van nature

voedselarme gebieden zijn zeer gevoelig voor verzuring, evenals de bovenlopen van de laaglandbeken. Door het combineren van de heide- en bosgebieden met de NH_x-depositiekaart ontstaat een belastingskaart voor verzuring (figuur 6.5). Door de hoge opschaalfactoren komen in deze kaart de bos- en heidegebieden sterk naar voren. In 1986 varieerde de NH_x-depositie in het Beerze-Reuselgebied van 2120 tot 4030, zonder dat de opschaalfactoren zijn meegenomen. Inclusief deze factoren varieerde de depositie van 2120 tot 11.690 mol NH_x per hectare per jaar. De belasting met NH_x van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina was, rekening houdend met genoemde opschaalfactoren, groter dan 6000 mol NH_x per hectare per jaar.

In Noord-Brabant als geheel levert de landbouw de grootste bijdrage aan de emissie van verzurende stoffen (ca 50%). In Midden-Brabant is dit aandeel aanmerkelijk hoger door de hoge concentratie van intensieve veehouderijbedrijven (Provincie Noord-Brabant, 1991a). Een belangrijk deel van de NH_x-depositie is afkomstig uit het gebied zelf. Dit blijkt onder meer uit het onderzoek van Van Oers e.a. (1990), waarin voor het Hildsven - gelegen in de gemeente Moergestel (zie figuur 6.4) - zowel de achtergronddepositie van NH_x als de depositie afkomstig van lokale emissiebronnen berekend is. Daarbij is aangenomen dat dicht bij de bron (< 1 km) de depositie van NH_x voornamelijk wordt bepaald door de droge depositie van NH_3. Voor bosranden is voorts uitgegaan van een depositie die een factor 2.4 groter is dan voor een gemiddeld Nederlands landschap (Van Oers e.a.: 16, zie ook tabel 6.4). Het Hildsven is echter zo gering van omvang dat hier ook in het centrum een factor 2.4 is gehanteerd. Tabel 6.5 geeft de totale depositie verzurende stoffen op het Hildsven. Uit deze tabel blijkt dat het percentage van de NH_x-depositie, afkomstig van buiten het gebied, relatief laag is ten opzichte van de lokale depositie.
De verzuring en vermesting van de vennen van Midden-Brabant is uitgebreid onderzocht (zie hiervoor). Er resteren slechts twee typen vennen, namelijk zeer voedselrijke, alkalische vennen (pH > 7) en geïsoleerde, voedselarme, sterk verzuurde vennen (pH < 4,5). De verzuring is zowel het gevolg van zure neerslag als van het verdwijnen van oude agrarische gebruiksvormen. In vennen die in verbinding staan met beken, is de daling van de zuurgraad minder sterk of zelfs afwezig. Hier is vooral *vermesting* de oorzaak van de veranderingen in de soortensamenstelling. De beken die door het natuurgebied stromen, staan sterk onder invloed van zowel diffuse verontreiniging door de landbouw als van puntlozingen door rioolwaterzuiveringsinstallaties (o.a. bij Hapert en Diessen). De aanvoer van voedselrijk water via de Beerze, dat in het voorjaar het dal in het zuid-oostelijk deel van de Kampina onder water zette, heeft ertoe geleid dat in 20 jaar de kenmerkende blauwgraslandvegetatie geheel is verdwenen.

De beïnvloeding van het functioneren van het natuurgebied heeft onder meer geleid tot aanpassingen en veranderingen in het beheer. Grote delen van de Kampinase heide zijn, zoals aangegegeven, geplagd of gechopperd. In andere

Figuur 6.5 Belasting verzuring Beerze-Reuselgebied



delen wordt begrazing met runderen toegepast. In het nieuwe beheersplan voor de Kampina (verwacht in 1993) vormen de heidelevensgemeenschappen het meest prominente aspect (Niewold, 1993). In het beheersplan van 1979 ging men nog uit van begrazing met schapen in kleinere beheerseenheden. De schapen bleken echter geen pijpestrootje te eten en evenmin van natte voeten te houden. Hierdoor bleef het effect van deze beheersmaatregel beperkt tot de drogere, beboste delen. De schapen kwamen onder de hoede van een herder en sinds 1986 worden ook runderen ingeschaard. Deze combinatie levert mogelijkheden voor verlaging van de plagfrequentie op: plaggen heeft negatieve bijverschijnselen voor kleinere dieren, ondermeer omdat vegetatiegrenzen erdoor verdwijnen. De mogelijkheid

Tabel 6.5 Totale depositie van verzurende stoffen op het Hildsven in 1989 in zuurequivalenten/ha/jaar

	achtergrond			lokaal	totaal	
	SO_x	NO_x	NH_x	NH_3	NH_x	$SO_x+NO_x+NH_x$
rand	2300	1700	2691[1]	4495[2]	7186	11186
centrum	2300	1700	2691	3009[2]	5700	9700

De waarden zijn gegeven voor een bosvegetatie. De depositie op de rand is sterk bepaald door de ligging van één of meer bedrijven met hoge deposities. In de tabel is uitgegaan is van de maximale depositie op de rand.

[1] som van achtergronddepositie van ammoniak (nat) en ammonium (samen=692) en droge achtergronddepositie van ammoniak (=1999)
[2] Bij de berekening van de lokale emissie en droge depositie van ammoniak is onderscheid gemaakt in emissie vanaf het land en emissie vanuit stallen en opslag. De emissie vanuit stallen en opslag bedraagt 2472 zuureq./ha/jaar op de rand van het Hildsven en 986 zuureq./ha/jaar op het centrum.

Bron: Van Oers e.a., 1989

tot plaggen wordt sinds enkele jaren beperkt door het te hoge gehalte zware metalen (met name lood en cadmium welke worden aangevoerd via luchtstromen) in het af te voeren strooisel. Het gaat weliswaar om kleine hoeveelheden, maar de gehalten liggen boven de norm voor compost.

6.3.4 Grenzen aan de persistentie van heiden, vennen en bossen

Op basis van de voorgaande beschrijving van de veranderingen in de soortensamenstelling mag worden aangenomen, dat de persistentie van het complex van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina sterk onder druk staat als gevolg van storingen in de functionele dimensie. De vraag is waar de grenzen aan de persistentie liggen: bij welk niveau van storingen zijn heiden, vennen en bossen niet langer persistent? In termen van het theoretisch kader: waar liggen de grenzen aan de mogelijke evenwichtstoestanden? In hoofdstuk 4 is in dit verband al de verwachting uitgesproken dat de meeste natuur-ecosystemen nog slechts over één evenwichtsdomein beschikken als gevolg van de (cumulatie van) verschillende storingen. Echter, ook dit 'attractiedomein onder stress' kan verloren gaan, waardoor het ecosysteem overgaat in een ander type ecosysteem, tegengesteld aan de doelen van regulatie. Een kwantitatieve invulling van de graadmeter 'soortensamenstelling' moet aangeven bij welke afname van het voorkomen van kenmerkende soorten daarvan sprake is.

Voor een dergelijke kwantitatieve invulling blijken echter geen eenduidige richtlijnen te bestaan. Binnen het ecosysteemtype '*heide*' doet zich bijvoorbeeld een grote differentiatie in soortensamenstelling voor, waardoor de levensgemeenschappen van heide van plaats tot plaats variëren. De differentiatie is het gevolg van processen, die niet allemaal bekend zijn. Wel is duidelijk dat deze verschillen gecorreleerd zijn met regionale klimaatverschillen, de migratieverbindingen met andere heides, de omringende landschappen en de heterogeniteit binnen een heideterrein (Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer, 1988: 22). Dit sluit aan bij Diemont (1984), die stelt dat: "of de heide paars moet zijn, paars/groen of groen, kan niet uit het verleden gedestilleerd worden, daarvoor heeft de heide te veel verschillende gezichten gehad. We moeten zelf uitmaken hoe de heide er moet uitzien". In de nota 'De heide heeft toekomst' (Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer, 1988) worden vijf doeltypen onderscheiden, namelijk bijzondere heide, structuurarme open heide, structuurrijke open heide, mozaïek van bos, gras en heide en tot slot bos met open plekken met heide. De verschillen zijn gelegen in de percentages heide, grasachtige vegetaties en bos én in het benodigde beheer. De vraag is echter of deze doeltypen verschillende atttractiedomeinen vertegenwoordigen, dat wil zeggen evenwichtstoestanden die bij storing in elkaar kunnen overgaan (zie hoofdstuk 2).
Don (1987) ziet als een mogelijke ecologische onderbouwing voor de soortensamenstelling van heide het percentage heideplanten dat minimaal aanwezig moet zijn voor het voorkomen van bepaalde, voor heide kenmerkende diersoorten. Van de Bund (1986) onderzocht de flora en fauna van heide in het licht van hun betekenis voor de instandhouding van de heide als levensgemeenschap. Hij maakt een indeling in drie groepen. De eerste groep betreft soorten die de structuur van de levensgemeenschap bepalen, zoals struikheide, dopheide, pijpestrootje, maar ook het heidehaantje en de mens. De tweede groep is als geheel essentieel voor het behoud van de levensgemeenschap en omvat bodemschimmels, aaltjes, springstaarten, mieren, loopkevers en spinnen. De derde groep omvat soorten waarvan het voortbestaan van heide niet afhankelijk is, maar waarvoor de heide wel het belangrijkste of enige biotoop is, zoals bijvoorbeeld korhoen, roodborsttapuit, zandhagedis en heideblauwtje. Van de Bund maakt een selectie van 40 ongewervelde en 16 gewervelde diersoorten als zijnde karakteristieke en kritische soorten. De eisen van deze diersoorten ten aanzien van de samenstelling en structuur van de vegetatie lopen echter nog uiteen. Don (1987: 66) vindt het dan ook meer praktisch om een "redelijk percentage heideplanten" te kiezen, bijvoorbeeld een maximaal toelaatbaar percentage gras van 50%. Vanuit deze invalshoek is driekwart van de heide in de Kampina niet persistent (zie tabel 6.1). Niet duidelijk is echter of de heide als gevolg van de aanvoer van verzurende en vermestende stoffen in een ander attractiedomein terecht is gekomen of dat sprake is van een ander type ecosysteem.

Met betrekking tot grenzen aan veranderingen in de soortensamenstelling van *vennen* stelt Van Dam (1987: 160) dat vennen een zo divers type ecosysteem

vormen en reeds in het verleden zo sterk veranderd zijn, dat ook voor vennen er verschillende doelstellingen mogelijk zijn. In een poging een min of meer uniform referentiebeeld voor vennen te schetsen stelt hij, dat zwak gebufferde, voedselarme wateren van oorsprong worden gedomineerd door een variatie van soorten uit het oeverkruidverbond. De standaardtoestand is dan volgens hem een ven met een pH lager dan ca 6.5, waarin soorten uit voedselrijke milieus als knolrus en veenmos niet of weinig voorkomen en de verzuringsindicator Eunotia exigua (een kiezelwier) in een relatieve hoeveelheid minder dan 20% voorkomt (van Dam, 1987: 160). Zo beschouwd zijn de vennen in het complex van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en Kampina niet persistent. Ook hier is echter niet duidelijk of de grenzen aan het 'gestresste' attractiedomein zijn overschreden.

De beleidsintenties zijn in belangrijke mate gericht op de ontwikkeling van een meer natuurlijk *bos*. Op zure voedselarme zandgronden domineert van nature het eiken-berkenbos met zomereik en berk, in de struiklaag vuilboom en lijsterbes, in de kruidlaag ondermeer bosbes, struikhei en bochtige smele en met een goed ontwikkelde moslaag. Op wat minder voedselarme grond wordt het beukeneikenbos aangetroffen met beuk, zomer- en wintereik, in de struiklaag ratelpopulier, vogelkers en hazelaar, in de kruidlaag ondermeer klaverzuring en grootbloemmuur. In de beekdalen komen van nature elzenbroekbossen voor met zwarte els als meest kenmerkende soort, met in de struiklaag grauwe en geoorde wilg en in de kruidlaag ondermeer gele lis, kattestaart en bitterzoet (Westhoff & Den Held, 1975; Roos & Vintges, 1991).
Meer dan veranderingen in de soortensamenstelling is vanuit de optiek van persistentie de huidige afname van de vitaliteit van het bos van belang; kwantitatieve grenzen aan deze afname ontbreken echter (zie bijvoorbeeld Gatto & Rinaldi, 1989).

Veranderingen in de soortensamenstelling en de vitaliteit zijn het gevolg van veranderingen in een of meerdere bouwstenen. In deze paragraaf staan bouwstenen in de functionele dimensie centraal. Zoals in hoofdstuk 3 werd aangegeven kunnen grenzen aan veranderingen in deze bouwstenen worden opgevat als een indicatie voor de aantasting van de persistentie van de betreffende ecosystemen. Vooral over de kwantitatieve grenzen aan de aanvoer van verzurende en vermestende stoffen in natuur-ecosystemen is relatief veel bekend. Ten behoeve van het beleid gericht op het tegengaan van verzuring zijn kritische depositiewaarden onderzocht. Deze kritische waarden zijn de maximale belastingsniveaus; overschrijdt de aanvoer van verzurende en vermestende stoffen deze niveaus, dan treden storingen op. Bij het bepalen van deze kritische depositiewaarden is uitgegaan van het functioneren van natuurlijke ecosystemen (Schneider & Bresser, 1988). De onzekerheid in de waarden wordt geschat op 40% (Schutter & de Leeuw, 1990: 6). In de tabellen 6.6 en 6.7 worden zowel de waarden, die gehanteerd worden in de eerste fase van het Additioneel Programma Verzuring

(APV) (overeenkomend met de waarden waarop het beleid is gebaseerd), als de waarden uit de tweede fase van het APV vermeld. In deze tweede fase zijn de kritische depositieniveaus bijgesteld op grond van onderzoeksresultaten.
Bij grenzen aan de depositie van NH_x wordt onderscheid gemaakt tussen grenzen aan de depositie van potentieel zuur en grenzen aan de depositie van stikstof. Voor beide soorten depositie geldt dat aan de verschillende kritische waarden verschillende criteria ten grondslag liggen. Dit is afhankelijk van het in beschouwing genomen ecosysteemkenmerk: bijvoorbeeld grenzen aan het vastleggen van N in de biomassa, grenzen aan de uitspoeling van nitraat naar het grondwater, grenzen vanuit het tegengaan van verandering van de soortensamenstelling dan wel grenzen aan het maximaal toelaatbaar geachte vergrassingspercentage. Tevens zijn de kritische waarden op verschillende wijzen tot stand gekomen, variërend van modelberekeningen tot historisch onderzoek (Heij & Schneider, 1991).
Naast de kritische depositiewaarden uit het APV worden in diverse publicaties nog andere grenzen aan de aanvoer van verzurende en vermestende stoffen vermeld. Deze komen bij het betreffende ecosysteemtype aan de orde.

Tabel 6.6 Gemiddelde kritische waarden voor zure depositie (mol H+/ha/jaar) voor terrestrische ecosystemen op goed doorlatende zandgronden in Nederland

systeemkenmerk	naaldbos	loofbos
wortelschade	1100-1400[1]	1400-1700[2]
	(1400)	(1800)
aluminiumuitputting	1200	1500
aluminiumuitspoeling naar grondwater	500[3]	300[3]
	(200)	(200)

[1]de eerste waarde heeft betrekking op een aanvaardbare Al/Ca-verhouding van 1; de tweede waarde op een aanvaardbare Al-concentratie van 0.2 mol/m³.
[2]voor loofbossen op rijkere gronden: 2400
[3]uitgaande van een diepte van 2 m (freatisch niveau), een aanvaardbare Al-concentratie van 0.02 mol/m³ en een verzuring van -0.14 mol/m³
( ) waarden uit de eerste fase

Bron: Heij & Schneider, 1991

heide
Verzuring van heide-ecosystemen treedt vooral op in delen waar sprake is van licht gebufferde plekken in de bodem. Juist op de iets rijkere bodems met bijvoorbeeld leem treedt verlaging van de zuurgraad op, met als gevolg dat de soortenrijkere vegetaties die hier voorkomen, verdwijnen (Werkgroep Heidebe-

Tabel 6.7 Gemiddelde kritische stikstofdepositieniveaus (mol N/ha/jaar) voor terrestrische ecosystemen op goed doorlatende zandgronden in Nederland

systeemkenmerk	naaldbos	loofbos	heide
vegetatieveranderingen	400-1400 (400-800)	600-1400 (400-800)	- (350-700)
vergrassing			700-1100 (1400-2100)
vorstschade/schimmelziekten	1500-3000 (1500)	- (1500)	-
verstoring nutriëntenbalans	800-1250[1] (1000)	- (1500)	-
nitraatuitspoeling naar grondwater	900-1500 (1000-1600)	1700-2900 (1600-2800)	2000-3600 (2000-3600)

[1]"worst-case": geen nitrificatie in de bovengrond
( ) waarden uit de eerste fase

Bron: Heij & Schneider, 1991

houd en Heidebeheer, 1988: 43). Om geen veranderingen in de soortensamenstelling van de vegetatie te krijgen werd in de eerste fase APV een kritische depositie van totaal zuur van 400-700 mol H+/ha/jaar gehanteerd. In de tweede fase APV worden hiervoor echter geen waarden vermeld, omdat er te weinig betrouwbare onderzoeksresultaten zijn.
Vergrassing als gevolg van vermesting door depositie van NH_x (en NO_x) speelt vooral een rol in droge heiden. Plaggen of beweiden met afvoer van de mest kan een deel van de gedeponeerde stikstof afvoeren. In de eerste fase APV en dus in het huidige beleid gaat men er van uit dat bij een plagfrequentie van eens per 50 jaar de depositie van totaal-N niet hoger mag zijn dan 1400 mol/ha/jaar om verdere vergrassing tegen te gaan en herstel van reeds vergraste heide mogelijk te maken. Bij eens per 25 jaar plaggen of intensief beweiden met afvoer van mest kan de kritische depositie aan totaal-N wellicht op 2100 mol H+/ha/jaar worden gesteld (Schneider & Bresser, 1988).
Vergeleken met de eerste fase zijn de kritische depositieniveaus van stikstof voor heide, beschouwd vanuit het criterium "tegengaan van vergrassing", in de tweede fase van het APV lager als gevolg van nieuwe onderzoeksresultaten. Bij deze nieuwe waarde van maximaal 700-1100 mol N/ha/jaar zijn echter ook al veel heischrale soorten verdwenen (Heij & Schneider, 1991: 222). Tabel 6.8 tot slot geeft een overzicht van in de literatuur genoemde kritische waarden voor heide.

vennen
In het algemeen zijn de voedselarme (oligotrofe) vennen het meest gevoelig voor verzuring en de matig voedselarme (mesotrofe) voor vermesting. In de literatuur

Tabel 6.8 Kritische depositiewaarden voor heide

stof	criterium	mol/ha/jaar	
totaal N	vastleggen biomassa	350-700[1]	Schneider & Bresser, 1988
	nitraatgehalte < 50 mg/l	3600[2]	ibid
	nitraatgehalte < 25 mg/l	2000[2]	ibid
	vergrassing	1400-2100[2]	ibid
	vergrassing	700-1100	Heij & Schneider, 1991
totaal H+	soortensamenstelling	400-700[1]	Schneider & Bresser, 1988
	0% vergrassing	700	Van der Voet & Udo de Haes, 1987
	50% vergrassing	2100	ibid

[1]ter voorkoming van alle schade
[2]ter voorkoming van de meest ernstige schade

komen verschillende grenswaarden ten aanzien van de maximale aanvoer van verzurende en vermestende stoffen naar voren. De belangrijkste criteria en ecosysteemkenmerken betreffen hier grenzen aan het vastleggen van N in de biomassa, grenzen vanuit het tegengaan van verandering van de soortensamenstelling en grenzen aan de daling van de alkaliniteit (HCO3-; een maat voor het bufferend vermogen). De genoemde grenswaarden liggen tussen 100 en 700 mol H+/ha-/jaar (zie tabel 6.9).

Tabel 6.9 Kritische depositiewaarden voor vennen

stof	criterium	mol/ha/jaar	
totaal N	vastleggen biomassa	350-700[1]	Schneider & Bresser, 1988
	-	ca 360[2]	Leuven & Schuurkes, 1987
totaal H+	soortensamenstelling	400-700[1]	Schneider & Bresser, 1988
	-	100-200[2]	Leuven & Schuurkes, 1987
	alkaliniteitsbehoud	100-600	Van de Voet & Udo de Haes, 1987

[1]vennen op arm zand, ter voorkoming van alle schade
[2]vennen op arme tot zeer arme bodem

Ven-ecosystemen zijn in het algemeen erg gevoelig voor verzuring, omdat de buffer van de bodem veelal ontbreekt of slechts beperkt aanwezig is. Daarom is de grens voor veranderingen in de soortensamenstelling van 400-700 mol (H+)/ha/jaar ook de grens waarboven ernstige effecten niet zijn te voorkomen

(Schneider & Bresser, 1988). Leuven en Schuurkes (1987) geven voor vennen op arme tot zeer arme bodem een maximale aanvoer van 100 - 200 mol H+/ha/jaar. Vooral vennen die van nature wat kalkrijker zijn, zijn gevoeliger voor vermesting vanuit sloten, beken of opkwellend grondwater dan voor verzuring. Uit tabel 6.9 blijkt de grens aan de aanvoer van N te liggen bij 350 - 700 mol/ha/jaar, hetgeen neerkomt op een maximale aanvoer per jaar van 10 kg N.
Een andere ingang bij het zoeken naar grenzen met betrekking tot de aanvoer van nutriënten in vennen kan worden gevonden in de nota 'Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren" (CUWVO, 1988). Hierin zijn per watertype doelstellingen voor 3 beschermingsniveau's omschreven, waarbij het hoogste niveau correspondeert met de natuurlijke situatie. Deze natuurlijke situatie vormt het referentiekader. Deze aanduiding van natuurlijke trajecten betreft de optimale concentraties; niet helemaal duidelijk is in hoeverre deze trajecten overeenkomen met de grenzen aan aanvoer van mineralen. Met name voor geïsoleerde vennen is daarbij de bestaande concentratie, ontstaan door de cumulatieve aanvoer in het verleden, van groot belang. Tabel 6.10 geeft een overzicht van de natuurlijke trajecten voor vennen van een aantal parameters.

Tabel 6.10 Natuurlijke trajecten voor vennen

temperatuur	max. 20 - 25 °C
pH	gem. 3,5 - 6
chloride (Cl-)	gem. 0 - 20 mg/l
sulfaat (SO4--)	gem. 0 - 40 mg/l
calcium (Ca++)	gem. 0 - 10 mg/l
fosfaat (ortho)-P	max. 0 - 0,1 mg/l
nitraat-N	max. 0 - 1 mg/l
zuurstof	min. ? (gegevens ontbreken)
zuurstof	gem. 8 - 11 mg/l

Schattingen van trajecten op basis van vertalingen van metingen aan min of meer verontreinigde wateren. Geschatte trajecten moeten dus als benadering worden beschouwd; betrouwbaarheid soms onzeker

Bron: CUWVO, 1988: 141

bossen

De kritische waarden voor de depositie van stikstof op naaldbos op zandgronden lopen uiteen van 400 tot 3000 mol N/ha/jaar, afhankelijk van het beschouwde systeemkenmerk; voor loofbos van 600 tot 2900 mol N/ha/jaar (tabel 6.7). De kritische waarden van 400 en 600 mol N/ha/jaar met betrekking tot vegetatieveranderingen zijn gebaseerd op modelberekeningen; de waarde van 1400 is geba-

seerd op onderzoeksgegevens. In de tweede fase van het APV wordt voor vorstschade, schimmelziekten en verstoring van de nutriëntenbalans als gevolg van toevoer van N een tweetal waarden gegeven: de eerste waarde is gebaseerd op een modelberekening, de tweede waarde op empirische gegevens uitgaande van een maximaal stikstofgehalte van de naalden van 1.8% van het droge gewicht (zie ook hoofdstuk 4). De kritische waarden voor loofbos met betrekking tot deze effecten die in de eerste fase werden vermeld, bleken onvoldoende wetenschappelijk onderbouwd en zijn weggelaten.
De kritische waarden ten aanzien van depositie van zuur lopen uiteen van respectievelijk 500-1400 mol H+/ha/jaar voor naaldbos en 300-1700 mol H+/ha/jaar voor loofbos (tabel 6.6). Deze waarden zijn gebaseerd op modelberekeningen. De kritische waarden met betrekking tot schadelijke effecten van zure depositie in de tweede fase APV zijn iets hoger, voornamelijk als gevolg van nieuw onderzoek (Heij & Schneider, 1991: 210). "De onzekerheden in de kritische depositieniveaus voor bosecosystemen zijn groot vanwege de complexiteit van deze ecosystemen. De kritische depositiewaarden hebben vooral een signaalfunctie" (ibid: 212). Overschrijding van het kritisch depositieniveau hoeft niet in te houden dat in bossen direct duidelijk zichtbare effecten zullen optreden. Wel houdt overschrijding een risico in voor de gezondheid van de bossen op langere termijn, welk risico toeneemt met de mate en duur van de overschrijding. Het onderzoek naar grenzen aan de depositie van stikstof en zuur is nog volop in beweging; de hiervoor vermelde waarden worden dan ook gekenmerkt door een grote onzekerheid. Heij en Schneider concluderen dat "de meeste effecten van stikstofdepositie kunnen worden voorkomen bij waarden beneden 1000 mol N/ha/jaar. Bij deze waarde kunnen er op de lange termijn nog veranderingen in de vegetatie optreden. De effecten zullen echter veel minder snel optreden dan bij de huidige stikstoftoevoer in Nederland" (ibid: 208). En: "Evaluatie van de kritische waarden geeft aan dat beneden een totale stikstofdepositie van 400-600 mol/ha/jaar geen noemenswaardige schadelijke effecten zullen optreden met betrekking tot vegetatieveranderingen"(ibid: 212).

Naast grenzen aan de aanvoer van stikstof en verzurende stoffen via de lucht zijn in de functionele dimensie ook grenzen aan vermesting via grond- en oppervlaktewater en grenzen aan de daling van de (grond)waterstand in het geding. Verzuring en verdroging kunnen elkaars effecten versterken: "Algemeen geldt dat in natuurterreinen waar de waterstand door menselijk handelen is verlaagd, de effecten van luchtverontreiniging ingrijpender zijn dan daar waar geen aantasting van de waterhuishouding heeft plaatsgevonden. Het herstellen van de waterhuishouding kan daarom voor een belangrijk deel als ondersteunende effectgerichte maatregel worden aangemerkt" (Effectgerichte maatregelen verzuring, Min VROM, 1989: 33).
Grenzen aan de aanvoer van nutriënten via water en grenzen aan daling van de grondwaterstand zijn van belang voor vochtige tot natte ecosystemen. Grenzen aan de aanvoer van stikstof zijn hiervoor reeds besproken; kwantitatieve gegevens

over grenzen aan verdroging[5] zijn echter schaars. Een indicatie van grenzen aan kwantitatieve en kwalitatieve veranderingen in de waterhuishouding voor terrestrische ecosystemen wordt gegeven in het Handboek Grondwaterbeheer (SWNBL, 1990). In dit handboek wordt verband gelegd tussen grondwaterafhankelijke abiotische factoren en de samenstelling van de vegetatie van een standplaats[6]. Met behulp van het ontwikkelde 'staleninstrument' kan een indicatie worden verkregen van effecten van een aantal ingrepen in de waterhuishouding, waaronder verlaging van de grondwaterstand ten behoeve van de landbouw, op de soortensamenstelling van een aantal standplaatstypen. Als referentiesysteem wordt een 'optimale' samenstelling van de vegetatie per standplaatstype gehanteerd.
In het gebied van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina zijn vooral de vochtige en natte heide en de beekbegeleidende blauwgraslanden gevoelig voor vermesting en verdroging. Voor vochtige heide op veldpodzolgrond geeft het Handboek Grondwaterbeheer aan dat bij een verlaging van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG[7]) met 10 cm kenmerkende soorten als veenbes, witte snavelbies, kleine en ronde zonnedauw, eenarig wollegras, veenbies en klokjesgentiaan verdwijnen. Bij een verlaging van de GVG met 20 cm en meer gaan ook soorten als dopheide, trekrus en veenpluis achteruit.
Voor blauwgrasland op beekeerdgrond geeft het Handboek Grondwaterbeheer aan dat bij een verlaging van de GVG met 10 cm kenmerkende soorten als blonde zegge, zeegroene zegge, vlozegge, gevlekte en breedbladige orchis, moeraswespenorchis, parnassia en moeraskartelblad verdwijnen en soorten als snavelzegge, klokjesgentiaan, moeraswederik, tormentil, kleine valeriaan en spaanse ruiter achteruitgaan. Bij een verlaging van de GVG met 15 cm meer verdwijnen ook deze soorten.
De mogelijkheden om verdroogde ecosystemen te herstellen via herstel van de oorspronkelijke waterhuishouding zijn in het algemeen beperkt: de veranderingen die zijn opgetreden in de beschikbaarheid van nutriënten en de pH, kunnen meestal niet op korte termijn worden teruggedraaid via herstel van de waterhuishouding. Dit geldt vooral voor herstel van oorspronkelijk vochtige tot natte en voedselarme situaties (SWNBL, 1991: 64).

6.3.5 Randvoorwaarden versus beleidsintenties

Tabel 6.11 geeft een vergelijking van de hiervoor besproken randvoorwaarden in functionele zin met de relevante beleidsdoelstellingen (zie ook hoofdstuk 5). De landelijke doelstellingen met betrekking tot verzuring, vermesting en verdroging zijn vooral gericht op het terugdringen van emissies dan wel onttrekkingen en het -op termijn- voorkómen van de ernstigste schade. Met name voor de persistentie van de meest gevoelige ecosystemen als vennen en bijzondere heide zijn de geformuleerde beleidsmaatregelen volstrekt ontoereikend. Ook de beleidsintensivering ten aanzien van het versneld terugdringen van verzuring uit het NMP+ moet als ontoereikend worden beoordeeld.

Tabel 6.11 Vergelijking kwaliteitsdoelstellingen generiek beleid met ecologische randvoorwaarden

	ecologische randvoorwaarden		beleidsdoelstellingen jaar	mol H+/ha/jr	wv N
aanvoer zuur	heide	400- 700 mol			
	vennen	400- 700 mol	1994	4000	
	naaldbos	1100-1400 mol	2000	2400	1600
	loofbos	1400-1700 mol	2010	1400	1000
aanvoer N	heide	700- 1100			
	vennen	350- 700			
	naaldbos	400-1400			
	loofbos	600-1400			
conc.N vennen	max 0- 1 mg N/liter			oppervlaktewater: max 2,2 mg N/l max 0,15 mg P/liter	
conc. P vennen	max 0- 0,1 mg/liter			grondwater max 11,6 mg N/liter max 0,1 mg P/liter	
grenzen tav verdroging	daling van GVG vochtige heide < 10 cm blauwgrasland < 10 cm	verdroging in 1984		in 2000 25% reductie tov	

De provincie Noord-Brabant zal erg veel moeite moeten doen om aan de generieke doelstellingen te voldoen. De achtergrondbelasting aan NO_y en SO_x, maar ook de (inter)nationale bijdrage van NH_x, zijn voor grote delen van Noord-Brabant al zo hoog, dat deze doelstellingen moeilijk te realiseren zijn. Uit het onderzoek van Schutter en de Leeuw (1990) komt naar voren dat zelfs wanneer er geen ammoniakemissies meer plaatsvinden in de provincie Noord-Brabant en de reductiedoelstellingen voor SO_x en NO_y worden gerealiseerd, de normen voor totaal-N en voor totaal-zuur in het gebied van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina nog worden overschreden. Hierbij is geen rekening gehouden met de verhoogde depositie op heide en bosranden. Op lokaal en regionaal niveau moeten dus aanvullende maatregelen worden getroffen om de ammoniakemissies verder terug te dringen. Dit wordt door de provincie Noord-Brabant ook wel onderkend. Als mogelijkheden daartoe ziet men gebiedsgericht beleid, objectgericht beleid en effectgerichte maatregelen om de ergste schade aan bossen en natuurterreinen te voorkomen. Als aanvullende maatregelen om de NH_3-emissie door de landbouw verder te reduceren noemt Op den Kamp (1991) aanpassing van de ecologische richtlijn door emissie-eisen op te nemen en regionaal te differentiëren, nieuwbouw van stallen alleen toe te staan als deze voldoen aan bij

de provinciale milieudoelstellingen passende emissie-eisen, en sanering van de huidige emissies door een op een integrale aanpak van verzuring en vermesting gericht uitvoeringsprogramma.
Volgens Van Oers e.a. (1990) kan objectgericht ammoniakbeleid vooral een rol spelen bij de sanering van hoge deposities op kleine bos- en natuurterreinen en/of van een hoge lokale belasting van de rand van dergelijke objecten. In dit reeds aangehaalde onderzoek is de mogelijke effectiviteit van aanvullend objectgericht beleid onderzocht, ondermeer voor de depositie op het Hildsven. Onderzocht is wat de depositie zal zijn na invoering van het generieke beleid en nadat bepaalde extra maatregelen zijn genomen in het kader van objectgericht beleid. Deze extra maatregelen zijn vooral gericht op afname van de emissie uit stal en opslag, omdat deze het meest bepalend blijkt te zijn voor de lokale depositie (van Oers e.a.: 29). De maatregelen zijn ondergebracht in een zestal verschillende scenario's. Tabel 6.12 geeft de resultaten van deze berekeningen weer.
Ondanks de daling van de NH_x-depositie in 2000 als gevolg van het generieke beleid kan de totale depositie aan verzurende stoffen niet worden teruggebracht tot de doelstelling van 2400 zuurequivalenten per hectare per jaar. De bijdrage van de achtergronddepositie is al voldoende om deze te overschrijden, namelijk 2904 zuureq/ha/jaar. Dus ook aanvullend objectgericht beleid is onvoldoende om de beleidsdoelstelling te bereiken, laat staan om de benodigde grenswaarde van 400-700 mol te realiseren. Wel kan met behulp van objectgerichte maatregelen een aanzienlijke daling van de lokale NH_x-depositie worden bewerkstelligd, met name voor de rand van het Hildsven. Het verwijderen van één 'grote verzuurder' (scenario F) doet de NH_x-depositie op de rand van het Hildsven met ruim 70% ten opzichte van 1989 afnemen.
De streefwaarde voor depositie van verzurende stoffen van 400-700 mol H^+/ha/jaar kan dus pas in de loop van de volgende eeuw worden bereikt. De depositieniveaus zullen ondanks alle inspanningen nog zeker enkele tientallen jaren boven de kritische niveaus liggen. Gezien de omvang van de problematiek lijkt het toekomstperspectief voor de ecosystemen van heide, vennen en bossen slecht. De vraag is ook of de opgetreden verzuring van bodem en water kan worden hersteld. Daarmee zijn vooral de herstelmogelijkheden voor bijzondere soorten, gebonden aan licht gebufferde omstandigheden, in het geding. Naast het terugdringen van de depositie van verzurende stoffen werd het belang van verbetering van de waterkwantiteit en -kwaliteit benadrukt. Vergelijking tussen natuurlijke waarden voor de waterkwaliteit van vennen (tabel 6.11) en de beleidsdoelstellingen van respectievelijk max 2.2 mg N en 0.15 mg P per liter, leert dat er ook hier nog een gat tussen ecologische grenzen en beleidsdoelstellingen zit.

Tabel 6.12 Totale depositie aan verzurende stoffen op het Hildsven in 2000 in zuurequivalenten per jaar bij generiek beleid en bij objectgericht beleid

generiek beleid	achtergrond			lokaal	totaal	
	SO_x	NO_x	NH_x	NH_3	NH_x	$SO_x+NO_x+NH_x$
rand	900	1000	1004	1853	2862	4762
centrum	900	1000	1004	960	1964	3864

objectgericht beleid	lokaal[1]	totaal	
	NH_3	NH_x	$SO_x+NO_x+NH_x$
scenario:			
A. versneld invoeren generiek beleid	1411	2715	4615
B. 85% reductie NH_3-emissie varkens- en pluimveestallen	1037	2341	4241
C. B én verwijderen rundvee	413	1717	3617
D. verwijderen van de bedrijven	262	1566	3466
E. B voor bedrijven met depositie hoger dan 500 zuureq/ha/jaar in 2000	1210	2514	4414
F. verwijderen bedrijven met depositie hoger dan 500 zuureq/ha/jaar in 2000	694	1998	3898

[1] Alleen de depositie ten gevolge van lokale bedrijven is variabel bij objectgericht beleid zoals hier berekend

Bron: Van Oers e.a., 1990

6.4 Verbindingszones in de Hilver

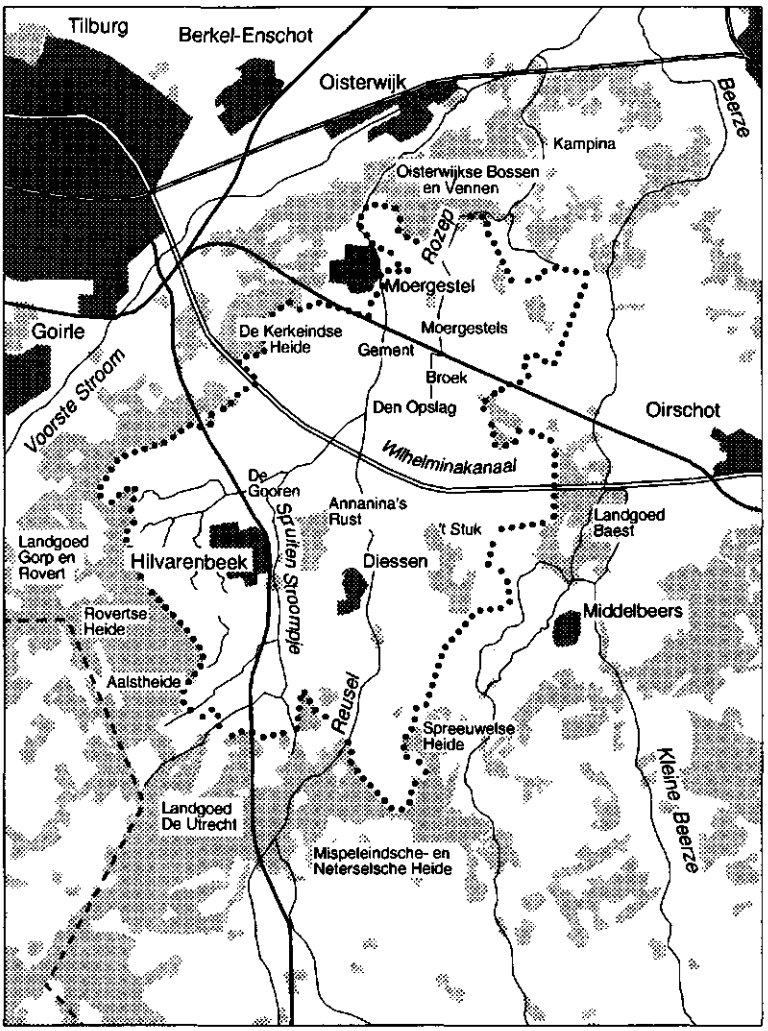
In de vorige paragraaf werd ingegaan op ecologische randvoorwaarden in de functionele dimensie van de natuur-ecosystemen van het complex van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina. Deze paragraaf gaat in op ecologische randvoorwaarden in de ruimtelijke dimensie. Naast de kwaliteit in functionele zin zijn ook de grootte van de betreffende ecosystemen, de onderlinge afstand tussen gelijksoortige ecosystemen en de doordringbaarheid of 'weerstand' van tussenliggende agro-ecosystemen van belang voor de overlevingskans van betreffende populaties. In hoofdstuk 3 kwam reeds naar voren dat veel populaties in het huidige cultuurlandschap en in versnipperde natuur-ecosystemen metapopulaties betreffen: stelsels van ruimtelijk gescheiden lokale populaties verbonden door dispersie. In ruimtelijke zin kan, naast oppervlaktevergroting en het vergroten van de heterogeniteit, ook het vergroten van de mogelijkheden voor dispersie

door het aanleggen van een geschikte 'ecologische infrastructuur' het overleven van deze populaties positief beïnvloeden. Kleine landschapselementen kunnen de aantalsfluctuaties in kerngebieden bufferen en de verbinding tussen kerngebieden vergemakkelijken (Verboom e.a., 1991; zie ook paragraaf 3.3).
Ook op beleidsniveau wordt de noodzaak van verbinding onderkend. Daartoe zijn zowel natuurontwikkelingsgebieden als ecologische verbindingszones tussen de natuurkerngebieden van belang. Deze gebieden en zones liggen in het agrarisch gebied. In het provinciale ontwerp-Natuurbeleidsplan wordt gesteld dat de aangewezen ecologische verbindingszones geschikt zijn voor de verbreiding van vele planten- en diersoorten (Provincie Noord-Brabant, 1991b: 15). In de zones tussen de bossen staat behoud van het besloten landschapskarakter voorop; hier zal de aanleg van houtsingels worden bevorderd.

6.4.1 Gebiedsbeschrijving

In de omgeving van het besproken complex van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina zijn verschillende landgoederen en natuurgebieden aangewezen als kerngebied. Deze kerngebieden vormen als het ware een ring rondom een agrarisch gebied: het landinrichtingsgebied de Hilver (figuur 6.6). In de Hilver zelf zijn het complex van Annanina's Rust en de Diessense Heide en het gebied van Den Opslag als kerngebied in de provinciale ehs aangewezen. Verbindingszones zijn aangewezen tussen het complex van Annanina's Rust en de Diessense Heide en landgoed Gorp en Rovert en tussen het Spruitenstroompje en landgoed De Utrecht (zie figuur 6.2).
Het landinrichtingsgebied de Hilver omvat de landbouwgronden in de gemeenten Hilvarenbeek, Diessen, Moergestel en voor een klein deel in de gemeenten Oisterwijk, Oost-, West- en Middelbeers en Oirschot. De belangrijkste takken van landbouw zijn de rundveehouderij en de intensieve veehouderij (vooral varkenshouderij). Het grondgebruik omvat met name grasland en maïs. In 1980 werd een aanvraag tot ruilverkaveling voor het gebied, op grond van de gebrekkige waterbeheersing en ontsluiting en het versnipperde grondgebruik, goedgekeurd. In 1987 kwam daarvoor een schetsontwerp en begon men met een voorontwerp-plan. Echter, dit plan werd ingehaald door het nieuwe beleid op rijksniveau. Er is een nieuw voorontwerp in de maak, waarin realisatie van een ecologische hoofdstructuur en het herstel van beken veel aandacht krijgen. De ligging van de Hilver temidden van belangrijke natuurgebieden en de aandacht vanuit het beleid vormen een goede aanleiding om mogelijke uitwerkingen van het concept 'ecologische infrastructuur' te onderzoeken[8]. Hiertoe zijn ondermeer twee deel-onderzoeken uitgevoerd (van den Boogaard, 1991; van Hoorn, 1992). Met name uit het onderzoek van Van Hoorn komt naar voren, dat een eerste belangrijke stap wordt gevormd door het nader preciseren van de doelstelling 'verbinding van kerngebieden'. Kennis met betrekking tot de eisen die bepaalde soorten aan de ecologische infrastructuur stellen, kan namelijk op twee manieren worden ingezet. Enerzijds kan het streven gericht zijn op maximale soortdiversi-

Figuur 6.6 Landinrichtingsgebied de Hilver



LEGENDA:

bebouwing

bossen

grens studiegebied

0 5km

teit in het gebied: er wordt dan gezocht naar díe ruimtelijke structuur, die zoveel mogelijk soorten kans voor vestiging biedt. Anderzijds kan kennis worden ingezet om knelpunten in de huidige ruimtelijke structuur, bezien vanuit de eisen die soorten van natuur-ecosystemen stellen, op te sporen en op te lossen. In dit onderzoek wordt uitgegaan van de tweede invulling van genoemde doelstelling: handhaving en eventueel herstel van de huidige soortensamenstelling. Ecologische infrastructuur is een soortgebonden begrip: elke soort stelt weer andere eisen aan de aard, omvang en ruimtelijke configuratie van verbindingszones.
De aanwijzing van de kerngebieden in en rond de Hilver berust voor een belangrijk deel op het voorkomen van bos- en struweelvogels. In de directe omgeving van de Hilver zijn ook boscomplexen aanwezig die niet als kerngebied voor vogels zijn aangewezen, maar wel rijk aan soorten zijn. Dit zijn landgoed Baest, landgoed Gorp, het Stuk, de Spreeuwelsche Heide en de bossen in de omgeving van Moergestel (Provincie-Noord Brabant, 1991b; van Hoorn, 1992).

In deze paragraaf wordt de noodzaak voor verbetering van de ecologische infrastructuur voor bos- en struweelvogels onderzocht. De beleidsintenties zijn gericht op het handhaven van deze soorten, bos- en struweelvogels zijn kenmerkend voor kleinschalige, besloten zandlandschappen en ze zijn (in meer of mindere mate) gevoelig voor versnippering.

6.4.2 Veranderingen in de soortensamenstelling

De veroudering van de bossen in Midden-Brabant heeft een positief effect gehad op het aantal vogelsoorten en op het aantal exemplaren per soort. Mede door het gevoerde beheer is een rijkere ondergroei ontstaan. Soorten als zwarte specht en bosuil vertoonden in de periode 1960-1990 een grote gebiedsuitbreiding en zijn in alle bossen sterk in aantal toegenomen. Appelvink en kleine bonte specht zijn minder zeldzaam geworden. Ook het aantal boomklevers is sterk toegenomen: de populatie-omvang in 1965 werd geschat op 20-30 paar, in 1990 op 200-225 broedparen (Post & Ongenae, 1990). Hierbij is echter het gehele gebied rond Tilburg in beschouwing genomen; delen daarvan vallen buiten het hier bestudeerde gebied. In 1989 heeft een eerste uitgebreide broedvogelinventarisatie van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina plaatsgevonden (van Diermen, 1990). Daarbij zijn zeldzame en schaarse soorten integraal gekarteerd, de overige soorten zijn gekarteerd in representatief gekozen proefvlakken. Totaal zijn 104 soorten als broedvogel vastgesteld; tabel 6.13 geeft de aantallen waargenomen broedparen van als zeldzaam en schaars aangemerkte bos- en struweelvogelsoorten weer. Tevens zijn in tabel 6.13 de aantallen broedparen in 1961-1965 aangegeven; daarbij ontbreken echter veel gegevens omdat de destijds gehanteerde inventarisatiemethodiek volgens van Diermen niet als adequaat mag worden beschouwd. In het algemeen geldt dat in de Oisterwijkse Bossen minder paren van schaarse en zeldzame soorten broeden dan in de Kampina en het Beerzedal. Vooral in het dal van de Beerze met natte bossen, beemden en moeras komen

Tabel 6.13 Aantal broedparen bos- en struweelvogels en dichtheid per 100 ha in het complex van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en Kampina in 1989

soort	aantal broedparen	dichtheid/100 ha[1]	aantal in 1961-65
wespendief	4	0.13	--[2]
havik	2	0.06	3-2
sperwer	14	0.45	--
buizerd	14	0.45	0-1
boomvalk	13-14	0.44	3-4
bosuil	33	1.07	0
ransuil	29	0.94	--
groene specht	25	0.81	--
zwarte specht	26	0.84	--
kleine bonte specht	22	0.71	--
fluiter	33	1.07	--
vuurgoudhaantje	15	0.49	--
bonte vliegenvanger	20	0.65	--
glanskop	(1)	-	--
boomklever	8	0.26	--
wielewaal	103	3.34	--
goudvink	40	1.30	--
appelvink	11	0.36	--
nachtegaal	14	0.45	--
blauwborst	72	2.34	32
grote lijster	86	2.79	--
roodborsttapuit	20	0.65	6
geelgors	10	0.32	100

[1]Het onderzoek betrof de broedvogelbevolking van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina en de aangrenzende natuurterreinen Nemelaer, Bisschopsvelden en de Rosephoeve, totale oppervlakte 3080 ha
[2]gegevens over aantallen broedparen in 1961-65 ontbreken
Bron: Van Diermen, 1989

veel soorten voor. Naar de landelijke maatstaf is volgens Van Diermen echter de vogelbevolking van ouder bos matig ontwikkeld, en zijn boomklever, appelvink en glanskop ondervertegenwoordigd (ibid: 84).
In de Hilver zelf broedt een aantal vogelsoorten die elders in ons land zeldzaam of weinig algemeen zijn, zoals sperwer, boomvalk, nachtegaal, roodborsttapuit en geelgors. Door het verdwijnen van lijnvormige beplantingselementen zijn echter soorten als grauwe klauwier, ortholaan, steenuil, roodborsttapuit, grasmus, grauwe vliegenvanger en zelfs de geelgors de laatste decennia sterk in aantal achteruitgegaan of verdwenen (Braaksma, 1981; Provincie Noord-Brabant, 1990; Post, 1990).

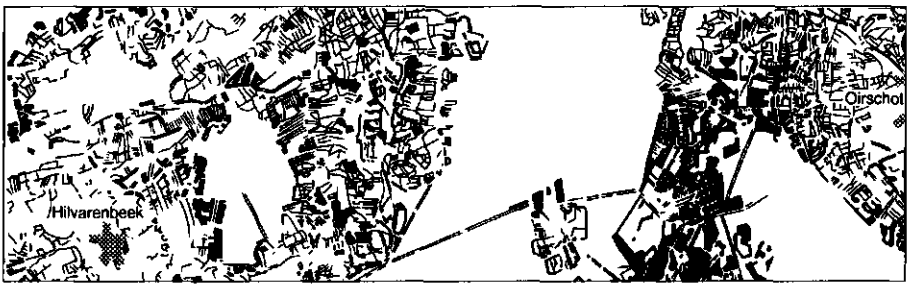
6.4.3 Storingen in de ruimtelijke dimensie

Bij de ontwikkelingen in de ruimtelijke dimensie die zich in de leefgebieden van bos- en struweelvogels hebben voorgedaan - veranderingen in oppervlakte, in ruimtelijke heterogeniteit en in de onderlinge verbinding tussen gelijksoortige ecosystemen -, spelen veranderingen in het agrarisch grondgebruik en veranderingen in de plaats en oppervlakte van lijnvorminge beplantingselementen een grote rol. Vanaf 1850, maar vooral na 1900 heeft in de Hilver bebossing van de uitgestrekte heide- en stuifzandvlakten op de dekzandruggen plaatsgevonden, o.a. onder invloed van de vraag naar mijnhout. Voorbeelden zijn het bos bij Annanina's Rust en het Stuk. Bos (1990) merkt op dat de omzetting van heidevelden in bos relatief beperkt gebleven is ten opzichte van de omzetting in landbouwgrond. Vanaf 1930 vond vooral uitbreiding in de vorm van grasland plaats; nadat de heidevelden waren omgezet in cultuurland, kwamen ook de beekdalen aan de beurt.
Tot 1930 was de Hilver zeer rijk aan houtwallen. Deze waren oorspronkelijk in gebruik als kavelscheiding; bij ontginning vond beplanting op perceelsgrenzen plaats. Tussen 1930 en 1970 zijn deze perceelsbegroeiingen grotendeels opgeruimd (zie figuur 6.7). Hierbij speelden ruilverkavelingen een belangrijke rol, waarbij ook de beeklopen werden genormaliseerd en de beekbegeleidende beplanting grotendeels verdween (Boekhorst-van Maren, 1984).

6.4.4 Grenzen aan de persistentie van populaties bos- en struweelvogels

De populaties bos- en struweelvogels in het studiegebied worden in dit onderzoek opgevat als metapopulaties. Het ontwerpen van een adequate ecologische infrastructuur voor deze soorten wordt beschouwd vanuit het streven naar persistentie van deze metapopulaties door verbinding van subpopulaties onderling. Daarbij is allereerst de vraag van belang of de door de provincie Noord-Brabant (1991b) aangegeven kerngebieden ook daadwerkelijk kerngebieden voor bos- en struweelvogels in ecologische zin zijn. Door Verboom e.a. (1991) wordt een kerngebied voor een bepaalde soort gedefineerd als een minimaal areaal van het juiste habitattype voor een kernpopulatie. Kernpopulaties worden gedefinieerd als een relatief stabiele populatie (in termen van uitsterfkansen) die het voorkomen van de soort in het omringende landschap bevordert (zie hoofdstuk 3).
Van Dorp en Jongman (1987) gaan er bijvoorbeeld van uit dat een bosvogelgemeenschap een bos van minimaal 4 ha vereist; vanaf een oppervlakte van 10 ha kunnen ook oppervlaktegevoelige bosvogels als zwarte specht, appelvink en fluiter zich vestigen. Hun onderzoek betrof echter oude, gemengde loofbosfragmenten. In gemengde loof- en naaldbossen liggen de dichtheden van bosvogels veelal lager dan in loofbossen (RIN, 1983: 6); de minimale oppervlakte van een kerngebied in bossen met een groot aandeel naaldbomen zal daarom groter zijn. In hun op de boomklever toegespitst model noemen Verboom e.a. (1991: 8) als kerngebieden 15-25 ha parkbos, 30-50 ha oud loofbos of 40-200 ha gemengd bos.

Figuur 6.7 Ontwikkeling beplantingspatroon rond Hilvarenbeek



Detail beplantingspatroon 1850

Detail beplantingspatroon 1990

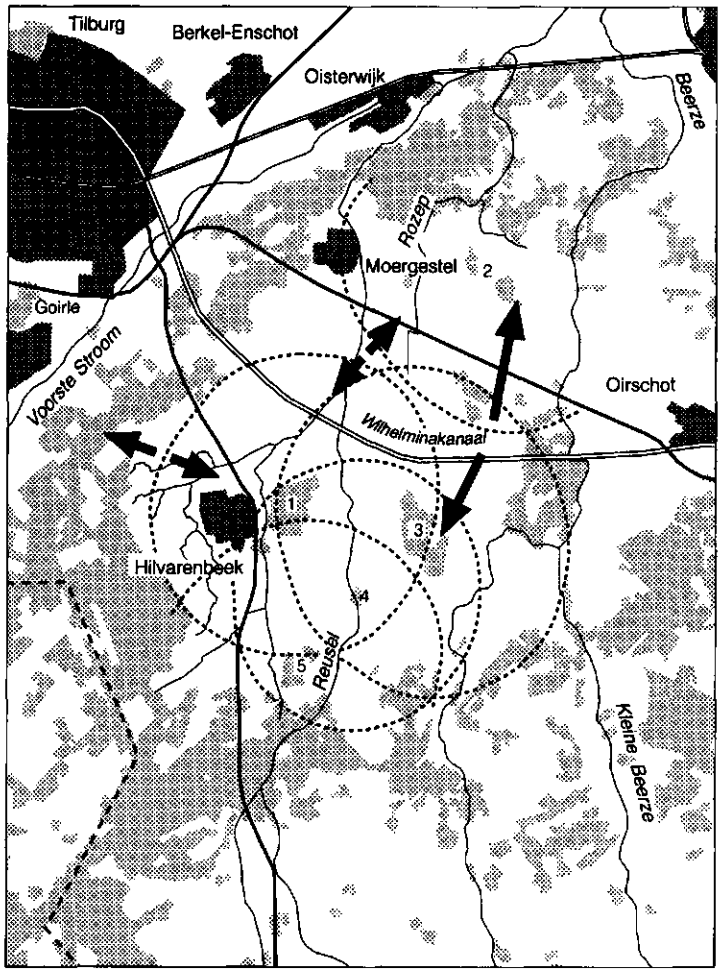
0 1 2 3km

Als kerngebieden voor bos- en struweelvogels in en rond de Hilver zijn door de Provincie Noord-Brabant de volgende gebieden aangewezen: de Kampina en delen van de Oisterwijkse Bossen en Vennen (oppervlakte bos circa 1200 ha, inclusief houtwallen en recreatieve voorzieningen; daarvan is 300 ha loofbos, van Diermen, 1989), de Kerkeindse Heide (gemengd naald- en loofbos met restanten heide, 93 ha), Rovertse Heide en Aalstheide (gemengd naald- en loofbos met restanten heide, 460 ha), het landgoed De Utrecht (gemengd naald- en loofbos, totale oppervlakte 2611 ha), en Annanina's Rust en de Diessensche Heide (gemengd droog naald- en loofbos, vochtig loofbos, 140 ha). Het kerngebied van Den Opslag, de Gement en het Moergestels Broek en het gebied van de Gooren betreffen vooral natte gebieden, deels van belang voor struweelvogels. Op basis van de oppervlakte kan worden aangenomen dat de meeste van genoemde gebieden kunnen functioneren als kerngebieden in ecologische zin; voor de Kerkeindse Heide en het complex van Annanina's Rust en de Diessensche Heide zou echter de noodzaak voor oppervlaktevergroting moeten worden onderzocht. De bosgebieden die niet als kerngebied zijn aangewezen, zijn hier verder benoemd als subgebieden.

De volgende vraag is waar de grenzen aan het voortbestaan van de metapopulaties liggen: bij welke populatieomvang zijn deze niet langer persistent? In hoofdstuk 3 is reeds ingegaan op de theoretische aspecten van de minimale populatie-omvang. Verboom e.a. (1991: 9) laten de genetische aspecten van versnippering buiten beschouwing. Bij hun simulatie van het verloop van een boomkleverpopulatie in de tijd verwachten zij dat op de gekozen landschapsschaal de dispersiestroom groot genoeg is om inteelt te voorkomen en dat in kleine bosjes de uitsterfkans dermate groot is dat populaties geen kans krijgen zodanig genetisch te verarmen, dat inteelt de oorzaak wordt van verminderde vitaliteit. Zij wijzen er tevens op dat er nog geen normen zijn voor een aanvaardbare kans op uitsterven (zie hoofdstuk 3).
Metapopulaties bestaan uit kernpopulaties en andere (sub)populaties die geen kernpopulatie zijn. Voor elke soort zal een kernpopulatie een andere omvang hebben. Bij vogels gaat het om populaties met een minimale omvang van enkele tientallen of honderden exemplaren. Verboom e.a. (ibid) gaan uit van kernpopulaties van 20 broedparen (in hun geval boomklevers). Uit tabel 6.13 komt naar voren dat de aantallen broedparen van sommige bos- en struweelvogels in het complex van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina lager zijn. Gegevens over de aantallen broedparen in de rest van het studiegebied ontbreken. Noch de in het kader van de landinrichting uitgevoerde vogelinventarisaties noch andere inventarisaties geven een volledig beeld van de verspreiding van kern- en andere subpopulaties in en rond de Hilver (van Hoorn, 1992).
Om toch de methodische uitwerking van de noodzaak tot verbinding, als bouwsteen in de ruimtelijke dimensie, te onderzoeken, is in het volgende aangenomen dat alle genoemde gebieden kerngebieden in ecologische zin zijn. De nadruk ligt op de vraag hoe knelpunten met betrekking tot de gewenste ecologische infrastructuur voor bos- en struweelvogels uit de genoemde gebieden kunnen worden opgespoord en waar verbindingszones in het agrarisch gebied noodzakelijk zijn voor het voortbestaan van de populaties.
Een eerste vereiste daarbij is om inzicht te hebben in de eisen die de verschillende soortgroepen stellen aan hun ecologische infrastructuur. De noodzaak tot verbinding is vooral afhankelijk van de mate van isolatie van een habitatplek en van de isolatiegevoeligheid van de verschillende soortgroepen. In tegenstelling tot de ecologische randvoorwaarden in functionele zin (de hiervoor besproken grenzen aan verzuring en vermesting) zijn er in de literatuur weinig kwantitatieve gegevens beschikbaar over de randvoorwaarden in ruimtelijke zin.
Bos- en struweelvogels zijn voor nestgelegenheid, dekking, rust en/of zangposten afhankelijk van opgaande begroeiing. Ze vormen echter geen homogene soortgroep en zullen waarschijnlijk ook verschillende eisen aan verbindingszones stellen. Er wordt onderscheid gemaakt tussen bosvogels, houtwalvogels en indifferenten (Schotman e.a., 1990)[9]. Binnen de groep bosvogels wordt onderscheid gemaakt tussen isolatiegevoelige, oppervlaktegevoelige en overige bosvogels. Isolatiegevoelige bosvogels zijn gebonden aan oude loofbossen; soorten als zwarte specht, appelvink en fluiter zijn tevens oppervlakte-gevoelig.

Veel kennis betreft echter niet zozeer de concrete eisen die soorten stellen aan verbindingswegen, maar factoren die van invloed zijn op de kans op voorkomen van die soorten. De presentie van soorten hangt van meer factoren af dan van dispersiemogelijkheden alleen: ook habitatkwaliteit en -kwantiteit, regionale abundantie en biotische interacties als predatie en concurrentie zijn daarbij van belang (van Dorp, 1986). Het feit dat de meeste vogels zich goed en snel kunnen verplaatsen, wil nog niet zeggen dat ze bij dispersie grote afstanden afleggen. Daarbij spelen o.a. broedplaatstrouw en de aanwezigheid van opgaande begroeiing een rol. Vooral vogels die hun optimale habitat vinden in oude loofbossen, zijn gevoelig voor isolatie.
De eerste stap in de zoektocht naar knelpunten in de ecologische infrastructuur is een bepaling van de mate van isolatie van de verschillende sub- en kerngebieden. Voor houtwalvogels bleek een dergelijke isolatiemaat niet te bepalen door gebrek aan kennis omtrent de minimale oppervlakte van kerngebieden en de maximaal overbrugbare afstanden tussen kerngebieden. Met betrekking tot indifferenten is aangenomen dat voldoende verbindingszones voor bosvogels ook aan hen voldoende mogelijkheden tot verbinding bieden.
Een absolute waardering van de huidige mogelijkheden voor verbinding tussen kern- en subgebieden voor bosvogels in de Hilver bleek niet mogelijk, zowel als gevolg van het eerder genoemde gebrek aan kennis met betrekking tot de eisen, die deze groep aan verbindingszones stelt, als van het ontbreken van adequate inventarisatiegegevens. Het bleek wel mogelijk een indicatie te geven van de mate van isolatie van kern- en subgebieden ten opzichte van elkaar.
De isolatiemaat voor bosvogels is samengesteld uit de componenten afstand (aantal kern- en subgebieden binnen een straal van 3 kilometer) en weerstand van het tussenliggende gebied (oppervlakte houtwallen en stapstenen binnen een straal van 3 km). Isolatie kan worden tegengegaan door versterking van de dichtheid aan verbindingszones en/of door toename van bosareaal. De afstand tussen kerngebieden kan worden verkleind door de aanwezigheid van kleinere bossen en houtwallen, die dan als stapstenen respectievelijk corridors in de ecologische infrastructuur fungeren (Verboom e.a., 1991). Kleinere bossen kunnen functioneren als stapstenen; niet duidelijk is of deze stapstenen ook moeten voldoen aan de oppervlakte-eis van minimaal 4 ha. Als maat voor de dichtheid van stapstenen wordt de oppervlakte stapsteen per eenheid van oppervlakte genomen. De genoemde straal van 3 kilometer is een vaak gehanteerde eenheid; binnen deze afstand zouden nog geen sterke isolatie-effecten optreden. Houtwallen kunnen als corridor fungeren; bij een houtwalbreedte minder dan 10 meter (hetgeen in het Beerze-Reuselgebied meestal het geval zal zijn) is de oppervlakte houtwal per oppervlakte-eenheid een maat voor de dichtheid van houtwallen. Weerstandsverhogende elementen zoals bebouwing en/of infrastructuur zijn niet opgenomen in de isolatiemaat, omdat de barrièrewerking hiervan voor bosvogels niet bekend is. Vooral het Wilhelminakanaal, de autoweg Tilburg-Eindhoven, de provinciale weg Tilburg-Hilvarenbeek-Reusel en de hoogspanningsleiding Tilburg-Oirschot kunnen in de Hilver barriéres voor bosvogels betekenen.

Figuur 6.8 Afstandscomponent van de isolatiemaat voor bosvogels in de Hilver



LEGENDA:

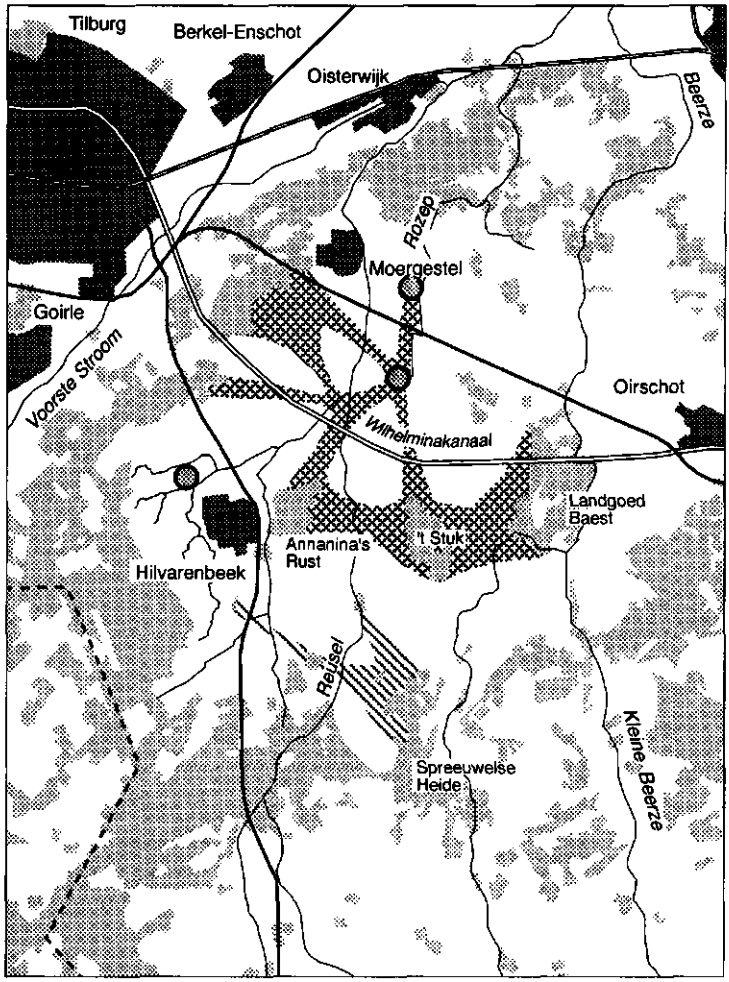
- bebouwing
- bossen (kerngebieden)
- 5 3km straal rond kerngebied
- geen verbinding binnen 3km

0 5km

Bron: Van Hoorn, 1992

De componenten van de isolatiemaat kunnen elkaar, gedeeltelijk, compenseren. Zo is de aanwezigheid van stapstenen van minder belang bij een hoge dichtheid aan houtwallen, en vice versa. De verschillende componenten dienen dus als een samenhangend geheel te worden benaderd. Hiertoe bleken echter geen modellen of richtlijnen voorhanden. Figuur 6.8 geeft de resultaten voor de afstandscomponent van de isolatiemaat. Voor alle groepen bosvogels blijkt op drie plaatsen de noodzakelijk geachte verbinding binnen 3 kilometer te ontbreken: tussen Annanina's Rust en het landgoed Gorp, tussen Annanina's Rust/het Stuk en de Kleine Oisterwijkse Heide en tussen Annanina's Rust/het Stuk en de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina.
De component 'weerstand van het omringende gebied' is voor elk kern- en subgebied bepaald op basis van de oppervlakte stapstenen en de oppervlakte houtwallen binnen een straal van 3 kilometer. Door gebrek aan gegevens over de breedte van de houtwallen in het gebied en de onnauwkeurigheid in de oppervlakte van stapstenen is daarbij de lengte houtwal per km^2 en het aantal stapstenen per km^2 gebruikt als indicatie voor de weerstand. Op basis van deze indicatie komen de gebieden naar voren waar de concentratie verbindende elementen binnen een straal van 3 kilometer relatief het laagst is (bijvoorbeeld tussen Annannina's Rust, het Stuk en landgoed de Baest). Deze gebieden zijn in figuur 6.9 aangegeven als gebieden met de hoogste prioriteit wat betreft de aanleg van verbindende elementen.
Na het wegen van de verschillende componenten tot één isolatiemaat zou vervolgens deze isolatiemaat vertaald moeten worden in knelpunten met betrekking tot verbindingsmogelijkheden voor bosvogels. Daartoe ontbreken echter gegevens met betrekking tot de eisen aan de kwaliteit van de stapstenen en corridors en aan de ruimtelijke configuratie van deze elementen (maaswijdte, maximaal overbrugbare afstand, continuïteit e.d). Een voorstel voor verbetering van de ecologische infrastructuur voor bosvogels in de Hilver kan dus niet volledig zijn. Het is wel mogelijk om de meest geïsoleerde kern- en subgebieden aan te geven; deze verdienen vanuit de behoefte aan verbindingszones van bosvogels de hoogste prioriteit. Op drie plaatsen ontbreken verbindingen tussen gebieden binnen 3 kilometer (figuur 6.8). Aanleg van nieuwe boscomplexen (minimaal 10 ha voor oppervlakte-gevoelige bosvogels; minimaal 4 ha voor overige bosvogels) verbetert de mogelijkheid tot verbinding vanuit de component afstand. Daarnaast lijkt aanleg van houtwallen en stapstenen ter verbetering van de mogelijkheid tot verbinding vanuit de component weerstand vooral van belang tussen Annanina's Rust, Het Stuk en landgoed Baest en tussen het gebied van Den Opslag en landgoed Gorp en Rovert (figuur 6.9). Tot deze gebieden met een hoge prioriteit wat betreft de aanleg van verbindende elementen behoren ook de gebieden tussen de nieuw aan te leggen bossen en bestaande sub- en kerngebieden. Een wat minder hoge prioriteit heeft de aanleg van verbindende elementen in het zuidelijk deel van de Hilver.

Figuur 6.9 Voorstel ter verbetering van de ecologische infrastructuur voor bosvogels in de Hilver



LEGENDA:

- bebouwing
- bossen (kerngebieden)
- nieuwe habitatflex bos
- aanleg verbindende elementen (hoogste prioriteit)
- aanleg verbindende elementen (prioriteit)

0 5km

Bron: Van Hoorn, 1992

De voorgaande resultaten dienen met de nodige voorzichtigheid te worden beschouwd vanwege het reeds eerder genoemde gebrek aan kwantitatieve criteria voor verbindingszones en als gevolg van het ontbreken van volledige inventarisatiegegevens van het gebied. Figuur 6.9 is dus slechts een indicatieve kaart.

6.4.5 Randvoorwaarden versus beleidsintenties

In de provinciale beleidsintenties (figuur 6.1) zijn de verbindingszones vooral gekoppeld aan de natte infrastructuur (langs het Wilhelminakanaal, de Voorste Loop en Roodloop ten westen van Hilvarenbeek, de Aalst en Hoogeindse beek ten zuiden van Hilvarenbeek). In het ontwerp-Natuurbeleidsplan van de provincie (1991b) wordt slechts zeer summier aandacht besteed aan 'droge ecologische infrastructuur'. Zoals reeds aangegeven, wordt in de zones tussen de bossen gestreefd naar behoud en ontwikkeling van besloten landschappen door aanleg van houtsingels. De beken verbinden met name bestaande bossen. De mate waarin eventuele beekbegeleidende beplanting kan functioneren als verbindingsbaan voor bosvogels hangt echter af van de mate waarin deze tegemoet komt aan de eisen, die bosvogels aan verbindingszones stellen.
Voor de Kempen, waar de Hilver deel van uitmaakt, is inmiddels een begrenzingsvoorstel voor de ecologische hoofdstructuur gedaan (WEB, 1991). Dit omvat met name de ontwikkeling van natte en vochtige milieus langs de beekdalen in de gebieden Den Opslag, de Gement en het Moergestels Broek en het gebied van de Gooren, aansluitend op het gebied van de Rosep. Ook de ecologische verbindingszones zijn gekoppeld aan de beken. Aangeduid zijn de Aalst, de Hoogeindse beek en het Spruitenstroompje, welke landgoed de Utrecht en de Aalstheide verbinden met Annanina's Rust, en de Roodloop als verbinding tussen de Gooren en landgoed Gorp. De in figuur 6.9 voorgestelde locaties voor nieuwe bossen en de verbetering van de verbinding tussen Annanina's Rust en de Oisterwijkse Bossen en Vennen zouden kunnen passen in het genoemde begrenzingsvoorstel, afhankelijk van de eventuele invulling ervan. Aanknopingspunten voor de overige voorstellen ter verbetering van de ecologische infrastructuur voor bosvogels uit 6.9 ontbreken.
De confrontatie tussen eventuele grenswaarden in de ruimtelijke dimensie van natuur-ecosystemen in het Beerze-Reuselgebied en de relevante beleidsintenties wordt bemoeilijkt door de onduidelijkheid van deze intenties: er is slechts globaal aangegeven voor welke organismen verbindingszones van belang worden geacht dan wel aangelegd dienen te worden. Het in figuur 6.9 aangegeven voorstel voor verbetering van de ecologische infrastructuur voor bosvogels in de Hilver heeft een tentatief karakter. De vergelijking met de van beleidswege voorgestelde verbindingszones moet dan ook tegen deze achtergrond worden gezien.

6.5 Natuurontwikkeling in de beekdalen van Beerze en Reusel

Zowel in het nationale als in het provinciale beleid wordt veel nadruk gelegd op natuurontwikkeling in de beekdalen van Midden-Brabant, omdat deze plaatselijk nog zeer hoge natuurwaarden herbergen en een natuurlijke verbinding tussen bestaande natuurgebieden vormen. In de beekdalen van Beerze en Reusel ligt het accent op de ontwikkeling en verspreiding van flora en vegetatie, waterfauna, amfibieën en reptielen (Provincie Noord-Brabant, 1991b: 19). In deze paragraaf wordt gezocht naar ecologische randvoorwaarden voor natuurontwikkeling. Deze randvoorwaarden bevinden zich zowel in de functionele als in de ruimtelijke dimensie.

6.5.1 Gebiedsbeschrijving

Laaglandbeken als de Beerze en de Reusel bezitten geen echte bron, maar worden diffuus gevoed door grondwater en afstromend oppervlakte- en regenwater, in principe over de gehele lengte van de beek (Provincie Noord-Brabant, 1990c). In tegenstelling tot de meeste laaglandbeken in Nederland is het water van de Beerze en de Reusel nogal zuur (DHV/HNS, 1991: 3).
In figuur 6.1 zijn de beken en hun zijlopen aangegeven. De belangrijkste bovenloop van de Beerze, de Aa of Goorloop, ontspringt in België. Na samenvloeiing met het Dalemstroompje vormt zij de Groote Beerze. De bovenloop van de Beerze ontspringt in landbouwgebied, waarna de beek vervolgens afwisselend door bos- en natuurgebieden en landbouwgebieden stroomt. In het landgoed Baest wordt een deel van het water om het gebied heen geleid, terwijl in de Kampina een deel van het reservaat is ingericht als retentiebekken teneinde piekafvoeren op te vangen. Ter hoogte van Oirschot vloeit de Groote Beerze samen met de Kleine Beerze. Ten noorden van Boxtel splitst de Beerze zich, waarbij een tak naar de Dommel stroomt en de andere uitmondt in de Essche Stroom.
De oorsprong van de Reusel is gelegen op de hogere gronden ten zuiden van de gemeente Reusel; de bovenlopen liggen ten dele in agrarisch gebied, ten dele in bossen. Deze bovenlopen zijn genormaliseerd. De beek stroomt af in noordwestelijke richting. Op het landgoed De Utrecht komen de bovenlopen samen en vormen de middenloop, die ter plaatse nog de natuurlijke meanderende loop bezit. Benedenstrooms van De Utrecht is de Reusel geheel gekanaliseerd.
Ten noordoosten van Hilvarenbeek mondt een aantal beekloopjes uit in de Reusel: het Spruitenstroompje - een samenvloeiing van de Aalst en de Hoogeindse beek - en de Roodloop, welke twee samenvloeien tot de Hazenloop. Ten noorden van Moergestel wordt de Reusel aangeduid als Achterste Stroom; hier bezit de beek een half-natuurlijk karakter. De Achterste Stroom voegt zich verder stroomafwaarts samen met de Nieuwe Leij, de Rosep en de Beerze tot de Essche Stroom. De bovenloop van de Rosep is geheel genormaliseerd en ligt in intensief gebruikt agrarisch gebied. Een groot deel van het Reuselsysteem benedenstrooms van landgoed De Utrecht, inclusief het deelstroomgebied van het Spruitenstroompje

en de bovenstroomse delen van de Rosep, is gelegen in het landinrichtingproject De Hilver (zie par. 6.3). In de midden- en benedenloop stroomt de Rosep door het gebied van de Oisterwijkse vennen en heeft daar een vrij natuurlijk karakter.
Beken ontvangen hun water uit het bijbehorende stroomgebied, hetgeen zowel de beek zelf omvat als het beekdal (inclusief de beekdalbodem) en de beekflanken (Verdonschot, 1993). Oorspronkelijk werden de beken in het Beerze-Reuselgebied gevoed door diepe kwel uit twee diepe supra-regionale watersystemen en door ondiepe regionale systemen. Deze ondiepe systemen liggen vooral op slecht doorlatende afzettingen op 10 tot 60 meter beneden het maaiveld. Het water infiltreert hier op de waterscheidingen tussen de verschillende waterlopen en stroomde vroeger waarschijnlijk naar de kwelgebieden in de direct aangrenzende beekdalen (DHV/HNS, 1991: 20; zie ook figuur 6.10). Deze kwelgebieden liggen vooral in de middenlopen van de beken. Vooral hier is sprake van veel gradienten tussen gebieden onder invloed van diepe kwel en gebieden onder invloed van ondiepe, lokale kwel, en inzijgingsgebieden. Het Moergestels Broek vormde zo'n gradiëntrijk gebied (Gorter, 1992).

6.5.2 Veranderingen in de soortensamenstelling

Ook in de stroomgebieden van Beerze en Reusel hebben zich grote veranderingen in de beekfauna en -flora en oevervegetatie voorgedaan. "De meeste Brabantse beken zijn hun ecologisch evenwicht kwijtgeraakt. Specifieke levensgemeenschappen zijn verdwenen door aantasting van de morfologie, te snelle afvoer en te hoge nutriëntenbelasting" (Provincie Noord-Brabant, 1990c: 13). Een compleet overzicht van deze problematiek ontbreekt echter (DHV/HNS, 1991).
Een voorbeeld betreft het voorkomen van de ijsvogel, een soort die sterk gebonden is aan beekdalen. Begin jaren '60 was in de omgeving van Tilburg sprake van ongeveer 40-50 paar ijsvogels (zekere of vrij waarschijnlijke broedgevallen). Mede door een aantal strenge winters daalde de populatie-omvang tot minder dan 5-7 broedparen in 1989. In 1990 bleek herstel te zijn opgetreden: in Midden-Brabant als geheel werden tenminste 30 broedparen gemeld. Oorzaken van de daling van de populatie-omvang van de ijsvogels zijn de achteruitgang van het voedselaanbod, bijvoorbeeld door de achteruitgang van het bermpje (nog slechts in een klein aantal beken aangetroffen) en door de verontreiniging van het beekwater, maar vooral ook het verlies aan goede nestplaatsen in de steile buitenbochten van beken als gevolg van normalisatie (Vereijken, 1990).
In Noord-Brabant als geheel is sprake van een afname van het aantal rheofiele macrofauna-soorten met ruim 30% ten opzichte van de periode vóór 1980 (Provincie Noord-Brabant, 1991b).
Het agrarisch grondgebruik van aan de beek grenzende percelen is sterk veran-

derd: de schrale hooilanden en blauwgraslanden zijn vervangen door intensief bemest grasland of snijmaïs. De oude perceelsgrenzen in de vorm van houtwallen en singels zijn evenals de meeste overige beekbegeleidende beplanting verdwenen (zie ook paragraaf 6.3).

6.5.3 Storingen in de functionele dimensie

De kwaliteit van het water van Beerze en Reusel is sterk beïnvloed door periodieke sliblozingen, uit- en afspoeling van meststoffen uit agro-ecosystemen, belasting met zuurstofbindende stoffen en micro-verontreinigingen, zware metalen en bestrijdingsmiddelen. Volgens DHV/HNS (1991) bestaat er in het Beerze-Reuselgebied een zeer directe relatie tussen emissies en de waterkwaliteit door de grote doorlatendheid van het eerste watervoerende pakket, het vrijwel ontbreken van hydrologisch "intermediaire" gebieden en de bovenstroomse ligging van agrarische en stedelijke concentratiegebieden. Daarbij speelt ook een rol dat een belangrijk deel van de infiltratie in het agrarisch gebied via korte kwelstromen de beken voedt.
In tabel 6.14 is de belasting van verschillende deelstroomgebieden door uit- en afspoeling van stikstof aangegeven voor 1987. Deze uit- en afspoeling vormt 85% van de totale belasting van de stroomgebieden met stikstof.

Tabel 6.14 Uit- en afspoeling van stikstof uit agro-ecosystemen in tonnen per jaar in deelstroomgebieden (1987)

	ton/jaar
Reusel	543.8
Rosep	82.5
Spruitenstroompje	183.9
Beerze	945.9

Bron: Provincie Noord-Brabant, 1990c

In de oorspronkelijke situatie werd het regen- en grondwater door bossen en moerassen slechts langzaam afgegeven. Door kanalisatie, cultuurtechnische ingrepen, drainage en grondwaterwinning (o.a. voor beregening) is dit niet meer het geval. In grote delen van het Beerze-Reuselgebied zijn ruilverkavelingsprojecten uitgevoerd, waarbinnen maatregelen ter verbetering van de afwatering plaatsvonden. In gebieden waar ruilverkavelingen hebben plaatsgevonden, is de grondwaterstand sinds ± 1960 met 25 à 45 cm gedaald. Lokaal kunnen als gevolg van grondwaterwinning dalingen van 75 cm of meer zijn opgetreden (Provincie Noord-Brabant, 1990c: 39). De belangrijkste drinkwaterwinningen in het gebied zijn gesitueerd bij Vessem en Oirschot.
De meeste beken in het Beerze-Reuselgebied zijn genormaliseerd, waarbij normalisatie het complex van kanalisatie, taludverbetering, regulatie van de

waterstand, afvoer met stuwen en het weghalen van beekbegeleidende beplanting omvat. De bovenlopen zijn vaak vergraven. Niet rechtgetrokken beeklopen komen vrijwel uitsluitend voor op plaatsen waar de beken door grote bos- en natuurcomplexen op de dekzandruggen snijden; overstroming vindt alleen nog plaats in natuurgebieden als De Utrecht (Wellenseind), de Baest en het Westelbeersche Broek. Door het rechttrekken van de beken is de variatie in stroomsnelheid en daarmee de variatie in bodemsubstraat verdwenen.

6.5.4 Storingen in de ruimtelijke dimensie

De daling van de grondwaterstand in de infiltratiegebieden heeft geleid tot het wegvallen van regionale kwel, waardoor kenmerkende kwelvegetaties steeds zeldzamer zijn geworden. Oorspronkelijk trad in de meeste beeklopen diepe kwel op. Deze komt nu waarschijnlijk alleen nog voor in de deelstroomgebieden van Rozep, de Heiloop in het gebied ten westen van de Logt bij de Kampina en in het gebied Kattenburg-landgoed Baest (Gorter, 1992).
De samenhang tussen nog natuurlijke beektrajecten is sterk aangetast, waardoor aan het water gekoppelde verbreidingsmogelijkheden voor populaties van planten en dieren van natuur-ecosystemen grotendeels ontbreken. Binnen de beeklopen is versnippering ook het gevolg van stuwen, sifons (Wilhelminakanaal) en mogelijk ook duikers. Er is weinig bekend over mogelijke versnippering van natte heiden en vennen, broekbossen en schraalgraslanden, met name met het oog op vlinders, amfibieën en reptielen (DHV/HNS, 1991: 8); in hoofdstuk 4 kwam naar voren dat vooral schraalgraslanden erg gevoelig zijn voor versnippering.

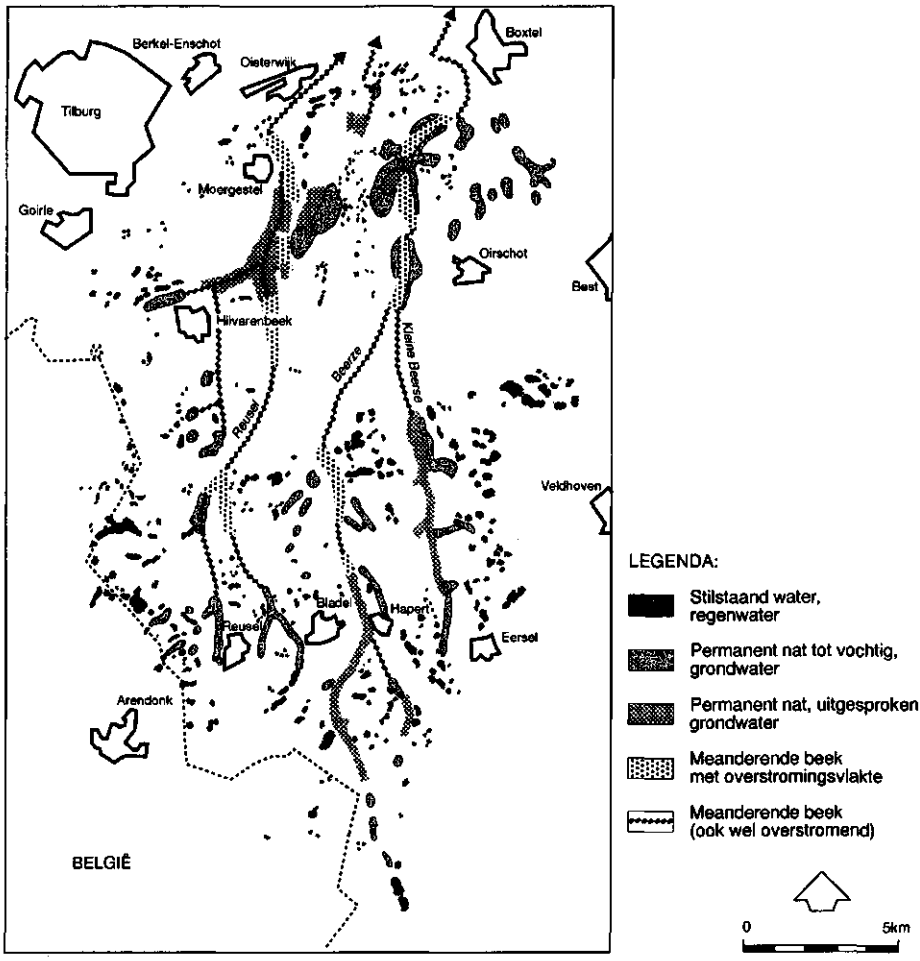
6.5.5 Randvoorwaarden verbonden met natuurontwikkeling in beekdalen

In vergelijking met de voorgaande sub-cases is het streven naar natuurontwikkeling niet zozeer gericht op het behoud van bestaande natuurwaarden maar op het doen ontstaan van natuur-ecosystemen die duurzaam kunnen voortbestaan. Harms e.a. (1991) vatten natuurontwikkeling op als het bevorderen van veranderingen in een gebied met als doel een hogere natuurlijke kwaliteit te bereiken.
In het voorgaande is steeds de soortensamenstelling als graadmeter voor de persistentie van natuur-ecosystemen gehanteerd. Op basis daarvan werd getracht de ecologische randvoorwaarden aan te geven. Bij een evaluatie van het streven naar natuurontwikkeling is echter de soortensamenstelling niet de enige relevante graadmeter. Bij natuurontwikkeling ligt de nadruk niet alleen of niet in de eerste plaats op een specifieke soortensamenstelling. Deze wordt veeleer gezien als een afgeleide van het streven naar herstel van natuurlijke processen (zie bijvoorbeeld ook Farjon, 1993). In vergelijking met wat in hoofdstuk 3 de klassieke natuurvisie werd genoemd, ligt bij natuurontwikkeling de nadruk veel sterker op het creëren van condities in de functionele en ruimtelijke dimensie, die daarna zonder intensief beheer kunnen voortbestaan. Zoals in hoofdstuk 5 reeds werd aangegeven ligt de nadruk sterk op condities verbonden met het watersysteem. Daarbij

past wel een zekere verwachting ten aanzien van de levensgemeenschappen die bij realisatie van genoemde condities tot ontwikkeling zullen komen, zoals bijvoorbeeld plantengemeenschappen karakteristiek voor kwelgebieden. In hoofdstuk 5 werd reeds gewezen op het belang dat vanuit de natuurontwikkelingsvisie wordt toegekend aan grote grazers.
Harms e.a. (1991: 24) stellen dat "welke natuurlijke kwaliteit dient te worden nagestreefd afhangt van de doelen, die de verantwoordelijke beleidsinstanties stellen". In het ontwerp-natuurbeleidsplan van de provincie Noord-Brabant wordt gestreefd naar 'natuurlijke beeksystemen'. Dit sluit aan bij de benadering van de Nota Natuurontwikkeling (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1988), waarbij het referentiebeeld 'complete zelfstandige natuur' betreft.
Een indicatie van de gewenste ecologische toestand van beken wordt in de vorm van een AMOEBE (zie hoofdstuk 3) gegeven in het provinciale Waterhuishoudingsplan (1990c). De nadruk ligt daarbij op soorten die als representatief voor de beeklevensgemeenschap worden beschouwd als bijvoorbeeld otter, beekprik, beeklibel, ijsvogel en beekjuffer. Als abiotische stuurvariabelen worden genoemd meandering, afvoerdynamiek, variatie in substraattypen, waterkwaliteit en natuurlijke oeverbegroeiing.
Naast het streven naar complete, zelfstandige natuur onderscheiden Dijkema en de Visser (1991) nog drie andere referentiebeelden, te weten 'behoud en herstel van de diversiteit', 'optimale verbreiding en opheffing van isolatie' en 'ontwikkeling van diversiteit op macrogradiënten'. In dit hoofdstuk worden de randvoorwaarden voor twee referentiebeelden onderzocht, te weten 'natuurlijke beeksystemen' (overeenkomend met 'complete zelfstandige natuur') en 'cultuurhistorische beken' (overeenkomend met 'behoud en herstel van de diversiteit').

Natuurlijke beeksystemen
Het oorspronkelijke Brabantse bekenlandschap kan omschreven worden als een moeraswildernis: een meanderende beek met aangrenzende moerassen en moerasbossen, de zogenaamde broekbossen met elzen, essen en wilgen. Op basis van geomorfologische, bodemkundige en hydrologische gegevens is in het Raamplan Beerze-Reusel (DHV/HNS, 1991) het abiotisch referentiebeeld van het Beerze-Reuselgebied gereconstrueerd (figuur 6.10).
Natuurlijke laaglandbeken kunnen in eerste instantie worden gekarakteriseerd door een aantal morfologisch-hydrologische kenmerken als een gering verhang, een lage stroomsnelheid, meandering, een breedte tot 10 meter, dieper dan 0,5 meter, een geringe sedimentgrootte, een variatie in waterafvoer in de tijd en een asymmetrisch dwarsprofiel. Soms kunnen de bovenlopen periodiek droogvallen, vaak treedt kwel op in het beekdal. Tussen beeksystemen onderling kunnen grote verschillen optreden (Stegewerns, 1991).
Daarnaast zijn een aantal fysisch-chemische en biologische kenmerken van belang. De kwaliteit van het aangevoerde grond- en oppervlaktewater is van grote invloed op het voorkomen van karakteristieke beeklevensgemeenschappen (Roos & Vintges, 1991; Stegewerns, 1991). Een beek verzamelt alle mineralen en

Figuur 6.10 Abiotisch referentiebeeld voor het Beerze-Reuselgebied (DHV/HNS,1991)



organische stoffen uit het hele stroomgebied en voert ze stroomafwaarts. De oorsprong van laaglandbeken lag vroeger in veen-, heide- of moerasgebieden, waardoor het water in de bovenloop relatief voedselarm was. Zo bestond het Dalemstroompje, een van de bovenlopen van de Beerze, oorspronkelijk uit een snoer van moerassige laagten, met elkaar verbonden door smallere, natte stroken (de Nijs, 1992). Door de aanvoer van mineralen en organische stoffen werd het water in de beek benedenstrooms steeds voedselrijker. Seizoensgebonden beekoverstromingen behoorden tot de regel en creëerden gradienten op micro-niveau. Op specifieke plaatsen, met name in de middenlopen, was sprake van een permanente kwelstroom; in het Beerze-Reuselgebied was zoals reeds aangegeven het

Moergestels Broek begin deze eeuw nog een kwelgebied waar veel zeldzame soorten voorkwamen (Thijsse, 1915).
Natuurlijke of niet aangetaste beekdalen vertonen een rijke schakering aan ecotopen als gevolg van de aanwezigheid van veel geleidelijke overgangen door verschillen in waterhuishouding en bodemtype. Naast de beek kwamen beekoverstromingsvlaktes, beek- en zeggemoerassen (veenmoerasjes), beekbegeleidende bossen en grazige vegetaties voor; ieder met hun specifieke flora en fauna (Roos & Vintges, 1991). In de beek kwamen stroomminnende flora, rheofiele macrofauna en vissen voor; daarnaast waren beekdalen rijk aan vogels en amfibieën en zoogdieren, zoals de otter. Op de overgang van de voedselrijkere beekdalen naar de hogere gronden kwam een mozaïek van natuurlijke graslanden, ruigten, struwwelen en eiken- beukenbossen voor; de hogere gronden waren begroeid met eiken-berkenbossen (WEB, 1991).
Vooral grote grazers worden van belang geacht voor het voortbestaan van natuurlijke beekdalen: begrazing leidt tot differentiatie in de vegetatiestructuur (eerder benoemd als ruimtelijke heterogeniteit in verticale zin) en daarmee tot differentiatie in levensgemeenschappen. Vaak is herintroductie van deze soorten noodzakelijk (Helmer e.a., 1990). In de uitwerking van het Natuurbeleidsplan voor de Kempen (WEB, 1991: 15) wordt echter ook opgemerkt dat "de wijze waarop het natuurlijke zelfregulerende systeem er heeft uitgezien en met name de rol van grote grazers (aantal en welke soorten) binnen het systeem binnen de wereld van de natuurbescherming nog volop in discussie staat".

Cultuurhistorische beeksystemen
Een referentiebeeld, gericht op behoud dan wel herstel van de diversiteit aan planten en dieren, verwijst vaak naar de situatie rond 1900. Onder invloed van de menselijke omvorming van het pleistocene zandgebied waren rond die tijd de potentieel aanwezige gradiënten waarschijnlijk optimaal ontwikkeld (Bakker & de Vries, 1983). De natte, moerassige gebieden langs de beek waren ontgonnen en werden gebruikt als onbemeste, bloemrijke hooilanden (broeklanden of beemden). De grote grazers waren vervangen door koeien en schapen. Onder invloed van het vroegere agrarische gebruik hadden zich langs de beek karakteristieke vegetaties ontwikkeld, die veel nu zeldzame soorten herbergden. Het gaat hierbij om beek- en zeggemoerassen, blauwgraslanden en dotterbloemhooilanden: voedselarme tot matig voedselrijke vegetaties die een tot twee maal per jaar werden gemaaid. In het Beerze-Reuselgebied bestaan nog slechts relicten van deze gemeenschappen in reservaatsgebieden (bijvoorbeeld langs de Grote Beerze bij Netersel, in het Helsbroek bij Moergestel en in Den Opslag). Daarnaast kwamen onder invloed van beweiding matig voedselrijke vegetaties als kamgrasweiden en vegetaties van het Zilverschoonverbond tot ontwikkeling. Opgaande beplantingselementen bestonden uit moerasbosachtige vegetaties, elzenbroekbos en elzen-essenbos.

Het ontwikkelen van duurzame beeksystemen vereist het wegnemen of opheffen van de aangegeven storingen in de verschillende dimensies. Daarbij wordt vaak gewezen op de noodzaak het gehele stroomgebied van een beek (de beek zelf, het beekdal en de beekflank) als een integraal geheel te beschouwen (Roos & Vintges, 1991; Verdonschot, 1993). Dit leidt er in sommige voorstellen toe dat gehele stroomgebieden als natuurontwikkelingsgebied worden aangewezen (zie bijvoorbeeld de bijdrage 'Brandend zand' aan de prijsvraag van de EO-Wijers-stichting, 1992). Vaak ook wordt gepleit voor een scheiding van functies op het niveau van deelstroomgebieden (zie bijvoorbeeld DHV/HNS, 1991 en Gorter, 1992). In de beleidsintenties van de Provincie Noord-Brabant zijn de beken en hun aangrenzende gronden globaal aangeduid als natuurontwikkelingsgebied.
In de functionele dimensie zijn herstel van een goede waterkwaliteit en van de opgetreden verdroging van belang. In dit onderzoek wordt aangenomen dat voor de ontwikkeling van zowel natuurlijke als cultuurhistorische beeksystemen een natuurlijke waterkwaliteit en -kwantiteit nodig zijn.
Tabel 6.15 vergelijkt de natuurlijke trajecten voor de waterkwaliteit van beken met meetresultaten van het Waterschap de Dommel en Aa. Duidelijk is het verschil tussen de natuurlijke waarden, de onderstreepte jaargemiddelden en de extreme waarden van de verschillende meetpunten in het Beerze-Reuselgebied. Vooral de gemeten concentraties sulfaat en stikstof wijken sterk af van de natuurlijke waarden.
Op het snijvlak van de functionele en ruimtelijke dimensie dienen de opgetreden verdroging en met name de oorspronkelijke kwelstromen te worden hersteld (Roos & Vintgens, 1991) en is de aanwijzing van bufferzones van belang. Kwelwater komt meestal in het midden- en benedenstroomse gedeelte van de beek aan de oppervlakte. De samenstelling ervan hangt af van de herkomst en van de ondergrondse verblijftijd (van Asperdt & Endedijk, 1989). Het tegengaan van verdroging en het herstellen van kwelstromen vereisen aanpassingen in het hele stroomgebied van de beek. Tegengaan dan wel herstel van de verdroging die zich in beekdalen heeft voorgedaan, is mogelijk door bijvoorbeeld het aanleggen van retentiebekkens.
Bufferzones worden in het ontwerp-Natuurbeleidsplan beschouwd als een belangrijk instrument voor herstel en bescherming van de waterkwaliteit van beken. De noodzakelijke breedte van de bufferzones om nitraatinspoeling tegen te gaan, is afhankelijk van het grondgebruik en de grondwatertrap bovenstrooms van het te beschermen gebied, de verblijftijd nodig voor volledige dentrificatie (wederom afhankelijk van bodemgebruik en grondwatertrap), de afstand tussen het te beschermen gebied en de waterscheiding en de horizontale transportafstand van het grondwater. Een aantal van deze factoren vertoont vaak een spreiding rond een gemiddelde waarde als gevolg van heterogeniteit in het gebied (van Dort & Kemmers, 1990). Dit bemoeilijkt de toepassing op regionaal schaalniveau.

Specifieke randvoorwaarden in de functionele dimensie, verbonden met realisatie van het cultuurhistorisch streefbeeld, zijn vooral gelegen in de ontwateringstoe-

Tabel 6.15 Natuurlijke trajecten voor beken en de waterkwaliteit van Beerze en Reusel (1988-1990), onderstreept zijn de jaargemiddelden

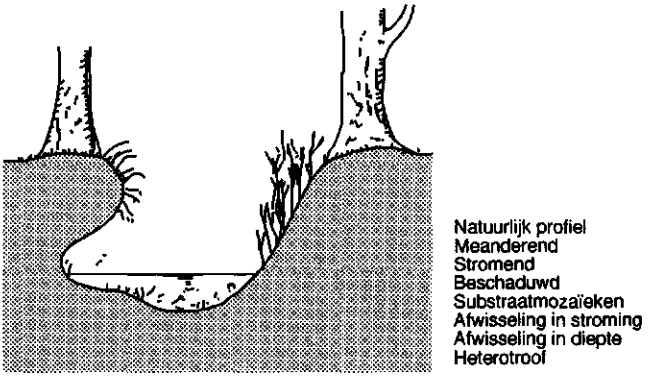
	natuurlijke kwaliteit	Grote Beerze	Grote Beerze	Kleine Beerze	Reusel	Reusel
temperatuur	max 15-20 °C					
pH	6-8	5.6-7.4	3.6-5.6 5.0	6.4-7.9	6.6-7.4 7.2	5.6-7
sulfaat (SO_4--)	gem 0-40 mg/l	62-110 89	70-110 83	90-180	45-120 71	44-130 96
fosfaat (orto)-P	max 0-0.1 mg/l	.05-1 .39	.02-.26 .05	.02-.2 .08	.18-4.1 1.0	.02-.16
nitraat -N	max 0-1 mg/l	1.1-11 4.5	.48-3.9 1.6	.17-12 4.5	.4-12 4.8	.1-19 5.8
zuurstof	min 6-9 mg/l	5.3-12.8 9.3	6.8-12.4 10.1	2.3-12.3 8.6	3.6-12 7.6	5.3-12.1 9.4
zuurstof	gem 8-11 mg/l					

Bron: CUWVO, 1988; DHV/HNS, 1991

stand en de bemesting van de beekgebeleidende graslanden. Bij bemesting is stikstof de dominante factor waar het gaat om de soortensamenstelling van het grasland: slechts bij lage bemestingsniveaus (50-150 kg N/ha/jaar) komen andere differentiërende factoren als bodem, grondwaterstand, zuurgraad e.d. tot uiting. Voor zuivere vormen van Kamgrasweide- en Zilverschoonverbondvegetaties dient de bemesting lager te zijn dan 100 kg N/ha/jaar. Deze vegetatietypen worden in stand gehouden door middel van een extensieve beweiding (1-1,5 gve/ha). De zeldzame vegetatietypen van blauwgraslanden en dotterbloemhooilanden verdragen maximaal 50 kg N/ha/jaar (Altena & Oomes, 1985). Behoud van genoemde vegetatietypen vereist een beheersregime van jaarlijks maaien en verwijderen van de vegetatie.

Ten behoeve van ontwikkeling van natuurlijke beeksystemen is in de ruimtelijke dimensie een vrije meandering van de beek van groot belang. Meandering ontstaat doordat de aanwezigheid van een dekzandpakket leidt tot typische erosieverschijnselen. In een meander schuurt door de sterke stroming de buitenbocht steeds verder uit, terwijl in de binnenbocht materiaal sedimenteert. Als gevolg van verschillen in stroomsnelheid wordt in de binnenbocht fijner materiaal afgezet dan in de buitenbocht (figuur 6.11). Er ontstaat dus ook variatie in bodemsubstraat. Hierdoor biedt de beek zowel geschikte levensomstandigheden voor stroomminnende soorten als voor planten en dieren van meer stilstaand

Figuur 6.11 Beekprofiel natuurlijke, meanderende beek



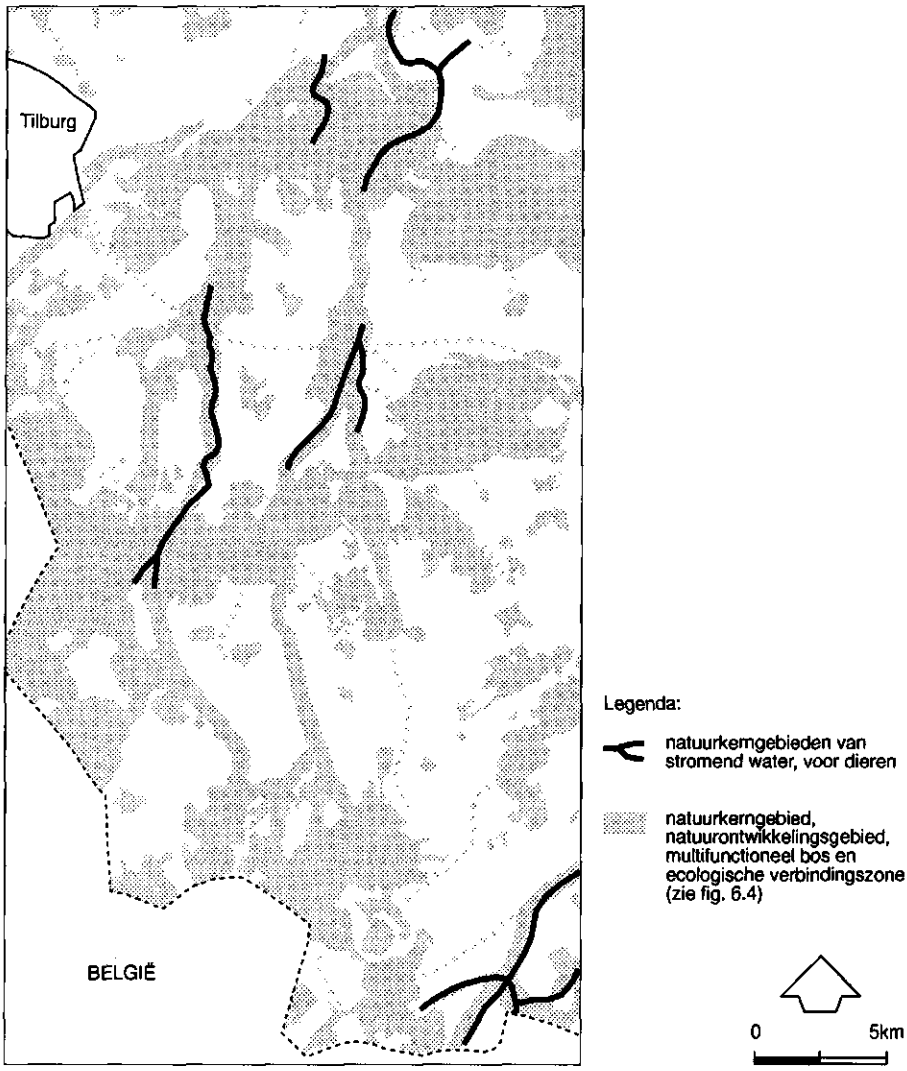
Bron: CUWVO, 1988

water.
Op het gebied van het herstel van het meanderende karakter van beken bestaan volgens Wolfert (1991: 272) nog veel kennislacunes. Herstel van de natuurlijke afvoerdynamiek met hoge afvoerpieken in het voor- en najaar is van belang: meanders ontstaan alleen bij hoge afvoeren. Herstel van de meandering heeft ook ruimte nodig: de benodigde 'meandergordel', de strook waarbinnen de beek meandert, hangt samen met de breedte van de beek. Globaal is er sprake van een verhouding tussen breedte en meandergordel van 1:15 tot 1:17. Dit houdt in dat bij een breedte van een bovenloop van 1-2 meter de meandergordel ongeveer 30 meter breed is; voor een benedenloop van 20 meter breed is een oppervlakte van 300 meter vereist (Wassink, in voorbereiding). Er zijn verschillende methoden om deze meandering op gang te brengen, variërend van het graven van meanders tot het aanbrengen van keien in de beek. Ideeën met betrekking tot geomorfologisch beekherstel zijn veelal echter nog niet uitgebreid onderzocht (Wolfert, 1991; mond. med. Wassink).
Onduidelijk is in hoeverre herstel van de meandering ook vereist is vanuit een streven naar ontwikkeling van cultuurhistorische beeksystemen. Uit onderzoek van De Nijs (1992) komt bijvoorbeeld naar voren dat het Dalemstroompje al voor 1900 in belangrijke mate vergraven was. Beekbegeleidende beplanting diende vaak om de oevers van de (houtwal)beken vast te leggen.
Herstel van de meandering vereist een bepaalde oppervlakte, afhankelijk van de breedte van de beek. In de uitwerking van het Natuurbeleidsplan voor de Kempen (WEB, 1991) wordt voor verschillende beekdalen, uitgaande van het natuurlijke referentiebeeld, een overstromingszone van 100-150 meter breed voorgesteld, die voornamelijk zal gaan bestaan uit natte ruigten, riet- en zeggemoerassen en broekstruwelen.

Herstel dan wel ontwikkeling van een beekdal als een integraal systeem vraagt echter in ruimtelijke zin om een veel grotere oppervlakte. In het Raamplan Beerze-Reusel (DHV/HNS, 1991) wordt een aaneengesloten oppervlakte van minimaal 1000 ha genoemd als zijnde noodzakelijk voor de herintroductie van natuurlijke processen in beekdalen en bos- en natuurgebieden. Daarbij gaat het in de grote bos- en natuurgebieden vooral om de herintroductie van herbivoren, wier aantal vooral wordt bepaald door de oppervlakte begaanbaar beekdal. Helmer e.a. (1990) geven in hun uitwerking van natuurontwikkelingsplannen voor het gebied van de Gelderse Poort als indicatie voor 100 runderen of paarden een benodigde oppervlakte van 500 ha. Handhaving van een populatie van 10-20 volwassen otters vereist volgens hen een oppervlakte van ca 5000 ha, met 60-100 km oeverlengte in combinatie met 300-500 ha kwalitatief goed en rustig water en schuilmogelijkheden. De wens om een heel stroomgebied als natuurontwikkelingsgebied aan te wijzen is mede door deze oppervlakten in de praktijk vaak onhaalhaar. Daarom wordt meestal begonnen met lokale ingrepen (Coops, 1993). De aanleg van vistrappen in de Beerze is daar een voorbeeld van.

Het laatste aandachtspunt in de ruimtelijke dimensie betreft herstel van de verbindingsfunctie voor aan stromend water gebonden planten en dieren. Evenals in paragraaf 6.4 is het de vraag voor wélke organismen beken een verbindende functie kunen vervullen. Zeer karakteristiek en in belangrijke mate gebonden aan natuurlijke beeksystemen is de rheofiele macrofauna. Dit zijn in snelstromend water thuishorende, ongewervelde dieren. In laaglandbeken zijn rheofiele soorten in de minderheid in vergelijking met de situatie in bergbeken, maar ze vinden in laaglandbeken nog passende omstandigheden. Organismen als haften, libellen, kokerjuffers, kevers, steenvliegen, muggen en vlokreeftjes zijn kenmerkend voor natuurlijke beken. In Midden-Brabant zijn belangrijke soorten onder andere *Echinogammarus berilloni* (rivierkreeftje), *Gammarus roeseli* (vlokreeftje), *Calopteryx splendens* (bosbeekjuffer), *Calopteryx virgo* (weidebeekjuffer), *Gomphus vulgatissimus* (beeklibel), *Gerris najans* (schaatsenrijder), *Brychus elevatus* en *Orechtochilus villosus* (beide waterkevers), naast diverse muggen- en kokerjuffersoorten (Provincie Noord-Brabant, 1990c). Rheofiele macrofauna-organismen komen slechts plaatselijk voor. In het studierapport 'Natuurontwikkeling in Noord-Brabant' zijn de kerngebieden van rheofiele macrofauna aangegeven (figuur 6.12).
Voor dispersie is de rheofiele macro-fauna aangewezen op dispersiebanen of corridors; stapstenen zijn voor deze organismen waarschijnlijk slechts van gering belang. Verbreiding kan in ieder geval plaats vinden langs beektrajecten, die voldoen aan de habitateisen; onduidelijk is in hoeverre ook minder geschikte beektrajecten kunnen fungeren als verbindingszone. De organismen behorende tot de rheofiele macrofauna stellen per soort verschillende eisen aan hun habitat en zijn meer of minder gevoelig voor veranderingen daarin. Daarbij kunnen de habitateisen door het seizoen heen of tijdens verschillende levensstadia variëren. Voor handhaving dan wel ontwikkeling van een gevarieerde rheofiele macrofauna

Figuur 6.12 Kerngebieden voor rheofiele macro-fauna



Bron: Provincie Noord-Brabant, 1989b

is in de eerste plaats een grote ruimtelijke afwisseling in het lengte- en breedteprofiel van de beek van belang. Hiermee wordt gedoeld op het verschil tussen erosiezone (buitenbocht), intermediaire zone en afzettingszone (binnenbocht). Deze variatie is gekoppeld aan het verschil in stroomsnelheid en substraat. Tevens dienen beekbegeleidende beplanting en enkele gedeeltelijk overhangende oevers aanwezig te zijn en moeten extreme wisselingen in de waterstand achterwege blijven. De waterkwaliteit moet zo dicht mogelijk die van natuurlijke beken

benaderen; in iedere geval moet het zuurstofgehalte hoog zijn. Bij een hoge belasting met nutriënten neemt de soortenrijkdom af (van den Boogaard, 1991).
Beekjuffers, kokerjuffers en muggen kunnen in hun volwassen periode vliegen en zijn dus voor hun verbreiding niet alleen afhankelijk van water. Wel worden ze aangetrokken door stromend water. Ze laten zich veelal met de wind meevoeren en kunnen zowel stroomop- als afwaarts een redelijke afstand afleggen. Platwormen en slakken daarentegen zijn voor hun verbreiding wel afhankelijk van stromend water. Ze laten zich, evenals de larven van vliegende soorten, met de stroom meevoeren. Verplaatsing stroomopwaarts is mogelijk maar gebeurt zeer langzaam. Stuwen en grondduikers beperken de stroming meestal zo dat ze, vooral bij opwaartse migratie, een barrière voor dispersie van de macrofauna vormen.
Met betrekking tot de eisen, die de rheofiele macrofauna aan haar ecologische infrastructuur stelt, ontbreekt nog veel (auto)ecologische kennis. Hoe groot of hoe lang moet een kerngebied voor rheofiele macrofauna zijn om een goed ontwikkelde levensgemeenschap te herbergen én te fungeren als verbreidingskern?
Zijn de aangewezen kerngebieden (figuur 6.11) ook kerngebieden in ecologische zin? In hoeverre moeten verbindingszones voldoen aan habitateisen en welke afstanden kunnen organismen maximaal afleggen? In hoeverre is meandering persé noodzakelijk en in hoeverre kan worden volstaan met variatie in substraatopbouw, gekoppeld aan de aanwezigheid van opgaande begroeiing en het achterwege laten van beheer (weghalen van dode bomen e.d.)? Een duiding van de behoefte aan verbetering van de ecologische infrastructuur voor rheofiele macrofauna is hierdoor nog niet mogelijk.

6.5.6 Randvoorwaarden versus beleidsintenties

De belangrijkste opgaven voor het beleid bij het streven naar natuurontwikkeling in beekdalen zijn het ongedaan maken van de normalisatie van de beken en het terugdringen dan wel ongedaan maken van de opgetreden vermesting, verdroging en verzuring. Dit geldt voor beide referentiebeelden. Daarnaast stelt ontwikkeling van natuurlijke beeksystemen randvoorwaarden in de ruimtelijke dimensie, met name wat betreft de grootte van de te ontwikkelen systemen, en stelt ontwikkeling van cultuurhistorische beeksystemen vooral randvoorwaarden aan het beheer in functionele zin.
In navolging van de 3e Nota Waterhuishouding zijn in het ontwerp-Waterhuishoudingsplan van de provincie Noord-Brabant (1990c) streefbeelden voor grondwater, beken en vennen geformuleerd. Het streven is gericht op het bereiken van de algemene of basismilieukwaliteit voor waterbodems, oppervlakte- en grondwater in 2000. De meeste beeklopen in het Beerze-Reuselgebied hebben in het ontwerp-Waterhuishoudingsplan de aanduiding 'functie waternatuur' gekregen. Hiervoor geldt een specifiek-ecologische doelstelling: het bereiken van de algemene milieukwaliteit is hiervoor een minimum-vereiste (ibid: 26). Het kan in bepaalde gevallen nodig blijken dat er scherpere normen komen als aanvulling op

de algemene kwaliteitsdoelstelling; de provincie kan hier echter nog geen termijn voor vaststellen. Tabel 6.16 vergelijkt de voorgestelde basismilieukwaliteit met de natuurlijke trajecten voor beken uit tabel 6.15. De geformuleerde basiskwaliteit wijkt op een aantal punten aanzienlijk af van de aangegeven natuurlijke waarden voor beken, met name wat betreft de maximale concentratie voedingsstoffen en de minimale concentratie zuurstof.

Tabel 6.16 Vergelijking natuurlijke trajecten voor beken en basismilieukwaliteit

	natuurlijke kwaliteit	basismilieukwaliteit
temperatuur	max 15-20 °C	max 25 °C
pH	6-8	6.5-9
chloride (Cl-)	10-40 mg/l	max 200 mg/l
sulfaat (SO_4--)	gem 0-40 mg/l	max 100 mg/l
fosfaat (orto)-P	max 0-0.1 mg/l	max 0.15 mg/l
nitraat -N	max 0-1 mg/l	max 10 mg/l
zuurstof	min 6-9 mg/l	min 5 mg/l
zuurstof	gem 8-11 mg/l	

Bron: CUWVO, 1988; DHV/HNS, 1991

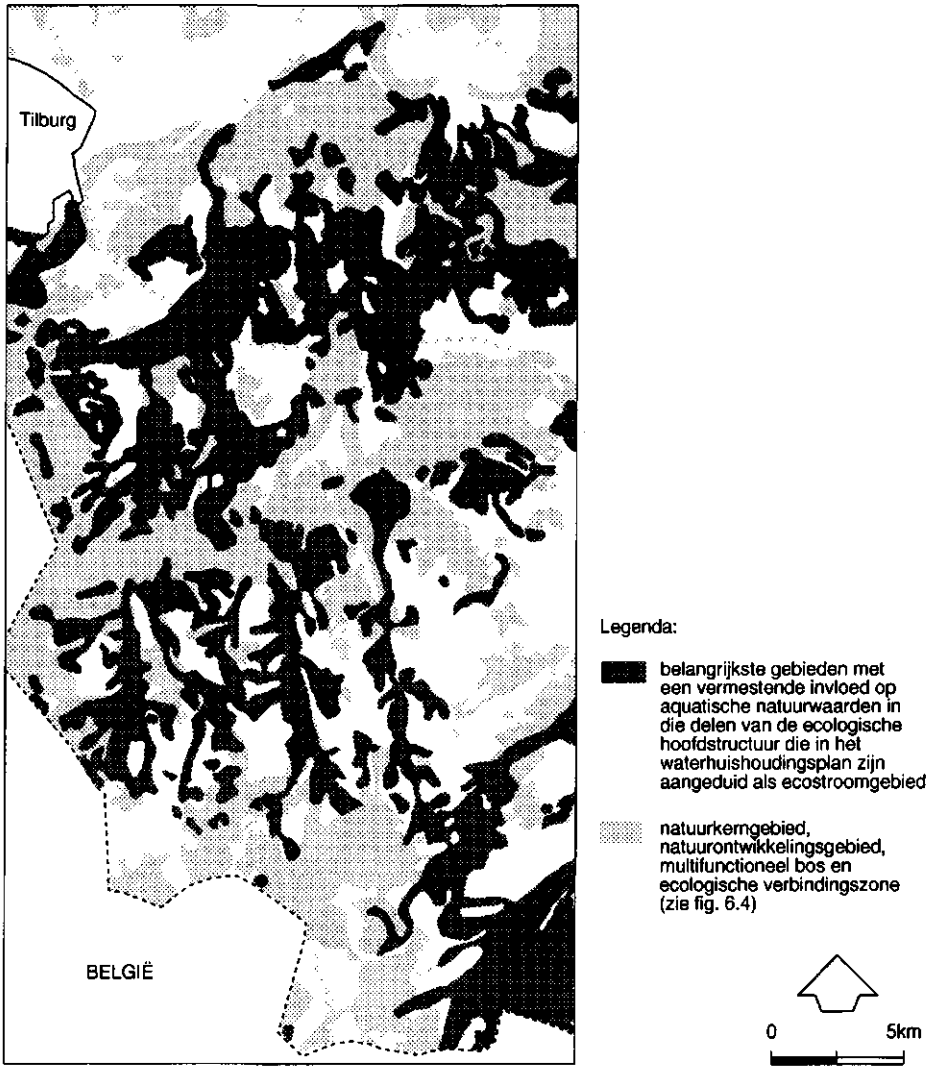
Met betrekking tot aspecten van waterkwantiteit streeft de provincie ondermeer naar een beperking van de beregening van grasland, welke moet uitmonden in een volledig verbod op het gebruik van grondwater voor de beregening van grasland in 2000. In 2000 moet het areaal met verdrogingsproblemen ten opzichte van 1984 met 25% zijn teruggebracht.
Voor het Beerze-Reuselgebied wordt in het ontwerp-Waterhuishoudingsplan een integraal project, gericht op bescherming en herstel van watersystemen voor water- en landnatuur, aangekondigd. Daaronder vallen waterkwaliteitsverbetering, beekherstel, waterkwantiteitsaspecten, verdrogingsbestrijding, herstel kwelstromen en aanleg van vispassages.
Om de belasting van het ondiepe grondwater met stikstof, fosfaat en kalium terug te dringen heeft de provincie de landelijke doelstellingen voor de kwaliteit van oppervlaktewater vertaald naar doelstellingen voor de kwaliteit van het ondiepe grondwater (tot 2 meter beneden de grondwaterspiegel). Voor stikstof streeft de provincie naar een reductie van de emissie naar ondiep grondwater van 50% in 1995 en 70% in 2000 ten opzichte van de situatie in 1985; op langere termijn mag het nitraatgehalte maximaal 25 mg NO_3 per liter bedragen. Voor fosfaat wordt als doel gesteld een reductie van de emissie naar ondiep grondwater van 50% in 1995 en 75% in 2000 ten opzichte van de situatie in 1985; als kwaliteitsdoelstelling geldt voor 2000 maximaal 0.15 mg P per liter. De kwaliteitsdoelstelling voor kalium betreft maximaal 12 mg K per liter in 2000, op langere termijn afnemend tot maximaal 10 mg/liter. De landelijke maatregelen, gericht op

reductie van de emissie van fosfaat en nitraat, leiden wederom niet tot realisatie van de landelijke doelstellingen in Noord-Brabant (Provincie Noord-Brabant, 1990b: 16). De provincie heeft echter onvoldoende bevoegdheden om aanvullende, mestbeperkende maatregelen uit te voeren. Wel kan prioriteit worden gegeven aan de bescherming van gebieden met kwetsbare functies, zoals het effectief te beschermen deel van het intrekgebied van de zeer kwetsbare grondwaterwinningen en een aantal stroomgebieden met voor vermesting gevoelige, biotisch waardevolle gebieden. In deze gebieden moeten de kwaliteitsdoelstellingen respectievelijk de emissiereductiedoelstellingen voor 2000 reeds in 1995 gerealiseerd zijn.
In het ontwerp-Natuurbeleidsplan van de provincie Noord-Brabant (1991b) worden de beekdalen van Beerze en Reusel aangeduid als vermestingsgevoelige gebieden. Het merendeel van deze gebieden dient te worden beschermd tegen vermesting, afkomstig van agro-ecosystemen buiten de groene hoofdstructuur. Deze laatste gebieden, de zogenaamde 'beïnvloedingsgebieden vermesting', zijn aangegeven in figuur 6.13. Het gaat hierbij alleen om gebieden met een vermestende invloed op de aquatische natuurwaarden. Grote delen van het onderzoeksgebied vallen hieronder. Bij figuur 6.13 moet worden opgemerkt dat er een grote overlap bestaat tussen de aangegeven beïnvloedingsgebieden en de gebieden die aangewezen zijn als natuurontwikkelingsgebied.

6.6 Discussie: ecologische randvoorwaarden voor de persistentie van natuur-ecosystemen

In de voorgaande paragrafen werden de ecologische randvoorwaarden, verbonden met de verschillende intenties ten aanzien van natuur-ecosystemen in het Beerze-Reuselgebied, afzonderlijk onderzocht. Het voorgestelde ontwikkelingsperspectief voor het gebied streeft een gelijktijdige realisatie van deze intenties na. Ten behoeve van een beoordeling van de voorstellen in het licht van de geformuleerde intenties is gezocht naar de ecologische randvoorwaarden, verbonden met duurzaam behoud dan wel ontwikkeling van natuur-ecosystemen in het Beerze-Reuselgebied. Deze randvoorwaarden zijn, voor zover bekend, vergeleken met de in het beleid geformuleerde kwaliteitsdoelstellingen.
Ook op provinciaal niveau staat het streven naar een duurzame ontwikkeling centraal. Onderdeel daarvan is "het duurzaam behoud van ecosystemen in het buitengebied" (Provincie Noord-Brabant, 1991a: 9). Daarbij gaat het om het behoud van de bestaande grotere bossen, droge en natte heide en vennen als kerngebieden van de groene hoofdstructuur. Ter verbinding van deze kerngebieden zijn zowel ecologische verbindingszones als natuurontwikkelingsgebieden aangegeven. De beleidsintenties zijn vooral gericht op een 'natte ecologische infrastructuur', gekoppeld aan watergangen en dijken. Verbindingszones gekoppeld aan de (droge) dekzandruggen ontbreken grotendeels. Naast verbinding van de kerngebieden zijn de intenties met betrekking tot de ontwikkelingsgebieden

Figuur 6.13 Beïnvloedingsgebieden vermesting



Bron: Provincie Noord-Brabant, 1991b

ook gericht op het doen ontstaan van 'nieuwe natuur', waarbij de ideeën vooral uit lijken te gaan naar ontwikkeling van natuurlijke beeksystemen.
Ook in de beleidsintenties op provinciaal niveau ontbreekt een duidelijke definitie van duurzaamheid (zie hoofdstuk 5). In het studierapport 'Natuurontwikkeling in Noord-Brabant' dat de basis vormde voor het provinciale ontwerp-Natuurbeleidsplan wordt een overzicht gegegeven van de afname van natuurlijke kwaliteit in de

laatste decennia. Deze globale verkenning wordt op beleidsniveau als definitie van problemen met betrekking tot het duurzaam behoud van natuur gehanteerd. Het streven naar duurzaamheid wordt ingevuld als het oplossen van de geschetste problemen, waarbij de nadruk ligt op het in stand houden dan wel herstellen van hydrologische verbanden en het herstellen van de opgetreden versnippering. "Duurzame instandhouding, herstel en ontwikkeling kan het best worden verzekerd, wanneer de belangrijke natuurgebieden worden opgenomen in een ruimtelijk stabiele en samenhangende Ecologische Hoofdstructuur" (Provincie Noord-Brabant, 1991b: 13). Als indicatie voor de kwaliteit van de natuur wordt de soortenrijkdom beschouwd en in het bijzonder het voorkomen van zeldzame soorten (ibid: 9).
In dit onderzoek is, uitgaande van de persistentietheorie, de soortensamenstelling als graadmeter gehanteerd. Toepassing van het theoretisch kader vanuit de optiek van planning op regionaal niveau leverde in een aantal opzichten problemen op. In de eerste plaats zijn de beleidsintenties ten aanzien van natuur-ecosystemen op provinciaal niveau nog erg globaal geformuleerd, zodat niet altijd duidelijk is welke soortensamenstelling behouden dan wel hersteld moet worden. Binnen de ecosysteemtypen 'heide' en 'vennen' bijvoorbeeld is sprake van een grote mate van differentiatie in verschijningsvormen met een daaruit voortvloeiende differentiatie in ecologische randvoorwaarden. Ook is niet expliciet aangegeven voor welke soorten de aangegeven verbindingszones een functie moeten gaan vervullen en aan welke invulling van het streven naar natuurontwikkeling in beekdalen wordt gedacht.
De uitwerking van de natuurbeleidsdoelstellingen is voor een belangrijk deel doorgeschoven naar het geïntegreerde gebiedsgericht beleid. In Midden-Brabant is naast de aanwijzing tot ROM-gebied tevens sprake van gewenste ruimtelijke ontwikkelingen (volgens de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening), die de provinciegrenzen overschrijden. De hiervoor geplande "Nadere Uitwerking Brabant-Limburg" is gekoppeld aan het "Plan van aanpak" in het kader van het ROM-beleid. Het startconvenant is begin 1992 getekend. Voor het gebied van Beerze, Reusel, Rosep en Spruitenstroompje wordt een integraal plan uitgewerkt. Daarin dienen de ontwikkelingsperspectieven voor rundveehouderij en natuurgerichte recreatie te worden afgestemd op de realisatie van de ecologische hoofdstructuur, binnen de randvoorwaarden van de algemene milieukwaliteit.
Deze gebiedsgerichte uitwerking voor het Beerze-Reuselgebied zou dus in eerste instantie uitsluitsel moeten geven over de te realiseren natuur-ecosystemen. Een dergelijke differentiatie in doelstellingen ten aanzien van natuur-ecosystemen brengt waarschijnlijk ook een differentiatie in milieukwaliteitsdoelstellingen met zich mee. Een mogelijk instrument hiervoor is invulling van de bijzondere milieukwaliteit, toegespitst op de met verschillende natuur-ecosystemen verbonden ecologische randvoorwaarden. Toekenning en invulling van deze bijzondere milieukwaliteit is een taak van de provinciale overheid; kwantificering ervan voor het Beerze-Reuselgebied heeft nog niet expliciet plaatsgevonden.

In de tweede plaats ontbreken een aantal inventarisatiegegevens, nodig voor een beschrijving van de toestand en een definitie van de problemen die zich hierin voordoen vanuit de optiek van persistentie. Zo kwam in 6.3 naar voren dat de veranderingen in de soortensamenstelling van de vegetatie van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina slechts gedeeltelijk zijn gedocumenteerd en bleek het in 6.4 niet mogelijk om aan te geven of alle door de Provincie aangewezen kerngebieden voor bos- en struweelvogels ook kerngebieden in ecologische zin zijn. Bij een definitie van de toestand van natuur-ecosystemen in het Beerze-Reuselgebied vanuit de persistentietheorie zou de huidige soortensamenstelling vergeleken moeten worden met een kwantitatieve invulling van de grenzen aan toelaatbare veranderingen in deze soortensamenstelling, die aangeeft bij welke afname van het voorkomen van kenmerkende soorten het betreffende ecosysteem niet meer persisteert. De voorgaande zoektocht stuitte op een aantal lacunes in beschikbare en toepasbare ecologische kennis met betrekking tot grenzen aan de persistentie. Kennis over de verschillende evenwichtstoestanden of attractiedomeinen en de mogelijke vormen waarin ecosystemen buiten evenwicht kunnen verkeren, ontbreekt vaak nog. Vanuit de optiek van persistentie zou de voorgestelde uitwerking van verschillende natuurdoeltypen per ecosysteemtype (zie hoofdstuk 5) in belangrijke mate gericht moeten zijn op invulling van deze lacune.
Daarbij doet zich nog een ander probleem voor ten aanzien van de graadmeter 'soortensamenstelling'. Vooral in 6.3 kwam naar voren dat het kwantificeren van de gewenste soortensamenstelling wordt bemoeilijkt door zowel de reeds genoemde differentiatie binnen ecosysteemtypen als door het omvattende karakter van dit begrip. Moeten alle kenmerkende soorten in levensvatbare populaties worden behouden voor de persistentie van het systeem als geheel? Inzichten in grenzen aan de persistentie op het niveau van de levensgemeenschap zijn nog beperkt. Een mogelijke oplossing voor dit probleem is het gebruik van zogenaamde 'sleutelsoorten' naast een meer algemene benadering (Verboom, 1991). Een sleutelsoort vertegenwoordigt een groep met een vergelijkbare levensstrategie. De boomklever in het model van Verboom e.a. (1991) is een voorbeeld van een sleutelsoort. Ook Soulé (1987) pleit voor een analyse van de levensvatbaarheid van sleutelsoorten als een efficiënte manier (in de zin van de meest praktische manier) om het probleem van de levensvatbaarheid van het systeem als geheel aan te pakken. Het is volgens hem wellicht niet de beste manier, maar hij ziet geen alternatieven: er is nog geen methode voorhanden om de minimum oppervlakte van natuurgebieden te bepalen 'with reference only to ecological or system processes'. De vraag is of voor alle typen ecosystemen dergelijke sleutelsoorten te identificeren zijn. Zo is in heide en vennen vaak de differentiatie in aanwezige soorten het belangrijkste kenmerk (en doelstelling van regulatie).

Veranderingen in de soortensamenstelling zijn het gevolg van veranderingen in een of meerdere bouwstenen, opgevat als de randvoorwaarden die verschillende ecosysteemtypen stellen, willen ze persisteren. In het algemeen vertoont ook de

kennis met betrekking tot deze randvoorwaarden nog veel lacunes. De kennis met betrekking tot de samenhang tussen randvoorwaarden in de drie onderscheiden dimensies is nog gering. Dat bijvoorbeeld het duurzaam behoud van versnipperde meta-populaties afhankelijk is van zowel de kwaliteit van het habitat, als van de oppervlakte en de dispersiemogelijkheden is duidelijk; onduidelijk is echter welk aspect het meest van invloed is (Opdam & Hengeveld, 1990). Kennis ten aanzien van grenzen in de functionele dimensie is vooral voorhanden voor grenzen aan verzuring, doch bleek een grote onzekerheidsmarge te hebben. De kennis met betrekking tot grenzen aan verdroging en vermesting is veelal beperkt tot een indicatie van natuurlijke trajecten. Het is onduidelijk in hoeverre deze natuurlijke trajecten overeenkomen met grenzen aan de beïnvloeding van het functioneren van ecosystemen vanuit de optiek van persistentie.
Kennis met betrekking tot de eisen die verschillende diersoorten aan de omvang, ligging en kwaliteit van verbindingszones stellen, is meestal slechts indicatief, hoewel hier wel veel onderzoek naar wordt verricht. De aanwezige kennis betreft vooral factoren die van invloed zijn op de presentie van soorten, de home-range en de isolatiegevoeligheid van zoogdieren, vogels en vlinders. In 6.4 en 6.5 kon daardoor slechts in beperkte mate worden aangegeven wat de behoefte aan verbetering van de ecologische infrastructuur is voor respectievelijk bosvogels en rheofiele macrofauna.
Het streven naar natuurontwikkeling staat sterk in de belangstelling, maar de concrete uitwerking ervan in planvoorstellen is vaak nog beperkt. Natuurontwikkeling stelt randvoorwaarden in zowel de functionele als de ruimtelijke dimensie; een kwantitatieve duiding van deze randvoorwaarden bleek nog niet goed mogelijk.

De kennis over grenzen aan het functioneren van natuur-ecosystemen is, voor zover aanwezig, geconfronteerd met de randvoorwaarden, die kunnen worden gerealiseerd met inzet van het geformuleerde beleid. Uit deze confrontatie kwam een duidelijk hiaat naar voren. In de meeste gevallen leiden de geformuleerde intenties niet tot realisering van de ecologische randvoorwaarden. De twijfels met betrekking tot de haalbaarheid van de geformuleerde kwaliteitsdoelstellingen (zie 5.6) versterken dit probleem. Behoud van het complex van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina, als voorbeeld van een karakteristiek kerngebied in de ecologische hoofdstructuur, vereist een verdergaande reductie van de aanvoer van verzurende stoffen en mineralen dan teweeg wordt gebracht door de realisatie van de algemene milieukwaliteit. Ook het aanvullende beleid blijkt niet altijd en niet overal te kunnen leiden tot het gewenste niveau van natuurlijke kwaliteit. Tevens dienen de effecten van de opgetreden verdroging te worden hersteld, hetgeen niet overal mogelijk zal zijn (paragraaf 6.3). Dezelfde twijfels bestaan ten opzichte van de randvoorwaarden in functionele zin voor de ontwikkeling van zowel natuurlijke als cultuurhistorische beeksystemen. Uit de vergelijking van de tentatieve verkenning van de behoefte aan verbindingszones voor bosvogels met de van beleidswege voorgestelde verbindingszones in 6.4 kwam de

vraag naar voren of de voorgestelde 'natte' verbindingszones zullen voldoen als verbindingszones voor bosvogels; ook bleek een aantal voor deze soortgroep noodzakelijk geachte verbeteringen van de ecologische infrastructuur te ontbreken. Ten aanzien van de randvoorwaarden in de ruimtelijke dimensie, verbonden met het streven naar natuurontwikkeling in beekdalen (6.5), bleken nog een aantal vragen te bestaan. Wel is duidelijk dat ontwikkeling van natuurlijke beeksystemen als integraal geheel van beek, beekdal en beekflank vergaande eisen aan de oppervlakte van het natuurontwikkelingsgebied stelt.

6.7 Consequenties voor agro-ecosystemen

In hoofdstuk 1 werd aangegeven dat in de planvormingsfase ook een analyse van de consequenties van ontwikkelingsperspectieven voor andere aspecten van de leefomgeving dient plaats te vinden. In deze paragraaf staan de implicaties van de intenties ten aanzien van natuur-ecosystemen voor de landbouw in het Beerze-Reuselgebied centraal. Getracht zal worden zo concreet mogelijk aan te geven wat het in acht nemen van ecologische randvoorwaarden, verbonden met het duurzaam behoud dan wel de ontwikkeling van natuur-ecosystemen, betekent voor het functioneren van de agro-ecosystemen in het gebied en daarmee voor de menselijke regulatie van deze agro-ecosystemen. Een dergelijke analyse wordt bemoeilijkt door het reeds geconstateerde verschil tussen te verwachten resultaten van beleidsmaatregelen en de ecologische randvoorwaarden vanuit de persistentie van natuur-ecosystemen. In veel onderzoeken naar de consequenties voor de landbouw van milieubeleidsdoelstellingen staan de implicaties van beleidsmaatregelen centraal. Het in acht nemen van randvoorwaarden vanuit het streven naar persistentie van natuur-ecosystemen zal naar alle waarschijnlijkheid verdergaande consequenties met zich meebrengen.
Bij de hiervolgende beschrijving van de consequenties voor agro-ecosystemen van de randvoorwaarden, verbonden met de intenties ten aanzien van natuur-ecosystemen, wordt het onderscheid in drie dimensies gehanteerd. De belangrijkste vraag in het kader van dit onderzoek luidt: waar moeten welke veranderingen in het functioneren van agro-ecosystemen plaatsvinden, opdat de effecten van het landbouwkundig grondgebruik de grenswaarden van natuur-ecosystemen niet overschrijden?

In het Beerze-Reuselgebied overheersen de productietakken 'graasdierhouderij' (melkveehouderij en gemengde veehouderij) en intensieve veehouderij. Het grote aantal graasdierbedrijven weerspiegelt zich in het grondgebruik (zie tabel 6.17).
De grond staat voor een belangrijk deel ten dienste van de graasdierhouderij, 47% grasland en 33% voedergewassen (hoofdzakelijk snijmaïs). Akkerbouwgewassen exclusief snijmaïs (waaronder consumptieaardappelen en suikerbieten) nemen 15% van de grond in beslag. Uit tabel 6.17 komen de verschillen tussen de verschillende deelgebieden naar voren. Het grondgebruik in het bovenstroomse

Tabel 6.17 Grondgebruik per deelgebied in 1990

Deel gebied	cultuur-grond (ha)	gebruik cultuurgrond in % grasland	snijmaïs	akkerbouw	tuinbouw
Rosep	1030	64	28	4	4
Reusel, ben.str.	6331	55	38	6	1
Beerze, ben.str.	5304	59	34	5	2
Reusel, bov.str.	6060	27	31	32	10
Beerze, bov.str.	7109	46	32	17	5
Totaal	25834	47	33	15	5

Bron: Grontmij & LEI-DLO, 1992

deel van de Reusel wijkt enigzins af van het gebiedsgemiddelde door het relatief grote areaal akkerbouw en tuinbouw. In de deelgebieden Rosep, Reusel benedenstrooms en Beerze benedenstrooms omvat het grondgebruik vrijwel uitsluitend grasland en snijmaïs. De intensieve veehouderij in het studiegebied bestaat voor 89% uit varkenshouderij, waarvan 55% fokkerij en 45% mesterij, en voor 9% uit pluimveehouderij (Grontmij & LEI-DLO, 1992).

6.7.1 Consequenties in de functionele dimensie

In de functionele dimensie leggen de beleidsintenties ten aanzien van natuurecosystemen beperkingen op aan de NH_3-emissie, aan de belasting van grond- en oppervlaktewater met nitraat en fosfaat en aan de (grond)wateronttrekking ten behoeve van agro-ecosystemen.

Beperkingen aan de NH_3-emissie

In 6.3 werden de ecologische grenzen aan de depositie van zuur en stikstof voor respectievelijk heide, vennen en bos besproken. Gezien de grote mate van onzekerheid in deze waarden lijkt het van belang een zekere veiligheidsmarge in acht te nemen. Verondersteld wordt dat bij een maximale depositie van respectievelijk 350-700 mol N/ha/jaar (overeenkomend met maximaal 10 kg N/ha/jaar) en 400-700 mol potentieel zuur/ha/jaar geen veranderingen in de soortensamenstelling van de vegetatie optreden. Naast de gevoeligheid van de betreffende natuurecosystemen voor verzuring en vermesting, vormen in dit verband de ligging van agro-ecosystemen ten opzichte van natuur-ecosystemen én de ligging van beide typen ecosystemen ten opzichte van de heersende windrichting de belangrijkste aspecten van de maatschappelijk-fysieke organisatie.

De totale depositie van verzurende stoffen betreft de depositie van NO_x, SO_2 en NH_x, zowel afkomstig van lokale als van verder weg gelegen bronnen. In het onderstaande ligt de nadruk op lokale depositie van NH_x, welke voor een groot deel bestaat uit droge depositie van NH_3 (van Oers e.a., 1990 - zie ook 6.2).

Deze depositie is voor een belangrijk deel het gevolg van emissie door de landbouw. Schutter en De Leeuw (1990) berekenden dat de relatieve bijdrage aan de totale NH_x-depositie ten gevolge van NH_x-emissies binnen de provincie Noord-Brabant circa 90% bedraagt. Tabel 6.18 geeft een overzicht van de ammoniakemissies per hectare en per bedrijf in de verschillende deelgebieden van het studiegebied. Vergelijking met het landelijk gemiddelde van 107 kg NH_3 per ha laat zien dat de emissie in vrijwel alle deelgebieden zeer hoog is. De grootste bijdrage aan de emissies levert de varkenshouderij (60%); de bijdrage van het rundvee bedraagt 31% (Grontmij & LEI-DLO, 1992).

Tabel 6.18 Ammoniakemissie in kg per ha en per gemiddeld bedrijf in de deelgebieden van het Beerze-Reuselgebied voor 1990

deelgebied	NH_3-emissie	
	per ha cultuurgrond	per bedrijf
Rosep	219	3367
Reusel benedenstrooms	269	3288
Beerze benedenstrooms	284	3093
Reusel bovenstrooms	266	4899
Beerze benedenstrooms	244	3644

Bron: CBS-landbouwtelling 1990, bewerking LEI

Het terugdringen van de depositie van NH_x ten gevolge van deze emissies is vooral van belang voor díe natuur-ecosystemen, die erg gevoelig voor verzuring en vermesting zijn én te maken hebben met een hoge belasting. Eén van die prioriteitsgebieden is het eerder besproken complex van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en Kampina, dat hier verder wordt beschouwd als het immissiegebied (de Leeuw, 1992). In tabel 6.3 werd aangegeven dat in 1986 de depositie van NH_x in de Oisterwijkse Bossen en Vennen en Kampina 2500-3000 mol NH_x per hectare bedroeg. Indien rekening wordt gehouden met opschaalfactoren voor de randen van het natuurgebied (zie tabel 6.4), bedroeg de depositie 6000-7200 mol NH_x per hectare bosrand en 7250-8700 mol NH_x per hectare heiderand.
Depositie van 1 mol NH_x komt overeen met aanvoer van 1 mol N en 1 mol potentieel zuur. De benodigde reductie van de depositie vanuit het oogpunt van persistentie van het complex van de Oisterwijkse Bossen en Vennen en de Kampina ligt daarmee voor de randen in de orde van 90%, voor het centrum 75%.
Ten einde de noodzakelijke reductie van de emissie van NH_x door de agro-ecosystemen aan te kunnen geven, moet eerst worden aangegeven in welk gebied de emissies gereduceerd moeten worden (het bijbehorende emissiegebied) en in welke mate reductie nodig is, met andere woorden wat de maximale emissie, af te leiden uit de maximale depositie, is.

Asman en Van Jaarsveld (1990) maken gebruik van het TREND-model om antwoord te vinden op de vraag: waar moet de emissie met hoeveel procent worden verminderd opdat de NH_x-depositie in een natuurgebied zo laag wordt dat geen schade meer optreedt? Uit hun berekeningen komt naar voren dat een groot gedeelte van de droge depositie van NH_3 binnen 1 kilometer benedenwinds van de bron plaatsvindt. De vraag naar de mate waarin reductie van de emissies in dit gebied noodzakelijk is, is minder eenvoudig te beantwoorden. Dit hangt af van het aantal bedrijven, hun afstand tot de rand van de te beschermen ecosystemen en de huidige emissie. Duidelijk is wel dat de totale emissie van alle bedrijven in het gebied de maximale depositiewaarde van 700 mol N en potentieel zuur niet mag overschrijden.
In paragraaf 6.3 kwam reeds naar voren dat het generieke milieubeleid in deze onvoldoende is. Voor kerngebieden als de Oisterwijkse Bossen en Vennen en Kampina wordt aanvullend gebiedsgericht dan wel objectgericht beleid noodzakelijk geacht.
Het landbouwgebied benedenwinds van het natuurgebied omvat de deelgebieden van de Rozep en de Beerze benedenstrooms. In het deelgebied van de Rosep bevonden zich in 1990 67 bedrijven; in het deelgebied van de Beerze benedenstrooms 487 bedrijven. De gemiddelde ammoniakemissie in deze deelgebieden staat vermeld in tabel 6.18. Onbekend is welk deel van de bedrijven binnen een afstand van 1 kilometer van het natuurgebied ligt - het grootste deel van de ammoniakemissie van déze bedrijven zal in het natuurgebied tot depositie komen. Tabel 6.19 geeft de relatie tussen depositie als gevolg van de emissie van een gemiddeld bedrijf in de beide deelgebieden en de afstand van het bedrijf tot een natuur-ecosysteem. Dit betreft dus de depositie als gevolg van emissie door lokale bronnen; de achtergrondsdepositie is hierbij niet meegenomen. In de berekeningen van Asman en Jaarsveld is geen rekening gehouden met een verhoogde depositie op bos- en heideranden.
Uit tabel 6.19 komt naar voren dat op grond van beide berekeningswijzen de depositie als gevolg van emissie door een gemiddeld bedrijf binnen een straal van 100 meter in beide deelgebieden, de grens van 700 mol potentieel zuur ruim overschrijdt. Ligt het bedrijf op een afstand van 250 meter dan bedraagt de depositie op bos als gevolg van de emissie van een gemiddeld bedrijf 505 respectievelijk 464 mol potentieel zuur/ha.
Hoewel vanuit de persistentie van natuur-ecosystemen een maximale depositie geldt van 700 mol potentieel zuur/ha/jaar, kan bij gebrek aan gegevens over de exacte ligging van de bedrijven geen uitspraak worden gedaan over de maximaal toelaatbare ammoniakemissie per bedrijf. Het onderzoek van Van Oers e.a. (zie tabel 6.14) maakte reeds duidelijk dat de ligging van bedrijven ten opzichte van natuur-ecosystemen van groot belang is. In de door hun onderzochte scenario's is sprake van reductie van de NH_3-emissie door varkens- en pluimveestallen met een depositie op het Hildsven, die hoger is dan 500 mol potentieel zuur/ha is. De maximaal toelaatbaar geachte emissie van deze bedrijven vereist een reductie van de bestaande emissie met 85%.

Tabel 6.19 Depositie in mol potentieel zuur per ha van een gemiddeld bedrijf in de deelgebieden Rosep en Beerze benedenstrooms (1990)

		depositie bij afstand van volgens richtlijn Hinderwet:				
		100 m	250m	500 m	1000 m	1500 m
Rosep	bos	2626	505	121	30	13
	ov. veg.	1313	245	61	15	7
Beerze	bos	2413	464	111	28	12
ben.str.	ov. veg.	1206	226	56	14	6
		volgens Asman en Jaarsveld (1990):				
Rosep		1209	242	65	17	8
Beerze ben.str.		1110	223	60	15	7

Bron: Ministerie LNV & Ministerie VROM, 1991; Asman en Jaarsveld, 1990

De beleidsdoelstellingen betreffen een reductie van de ammoniakemissie met 50 tot 70% ten opzichte van 1980 (zie par. 5.3). Van den Ham en Van der Hoek (1990) onderzochten de effecten van onder andere beleidsmaatregelen gericht op het terugdringen van de ammoniakemissie voor melkveebedrijven. Zij komen tot de conclusie dat een emissiereductie van 50% tegen relatief lage kosten gerealiseerd wordt door het emissiearm toedienen van mest. Een emissiereductie van 70% op bedrijfsniveau is alleen haalbaar als alle mest emissiearm wordt aangewend en de stalemissie wordt gehalveerd. Vooral dit laatste brengt hoge kosten met zich mee. Een nog verdergaande reductie van de ammoniakemissie zal waarschijnlijk alleen gerealiseerd kunnen worden door de veestapel in te krimpen (zie ook par. 5.6).

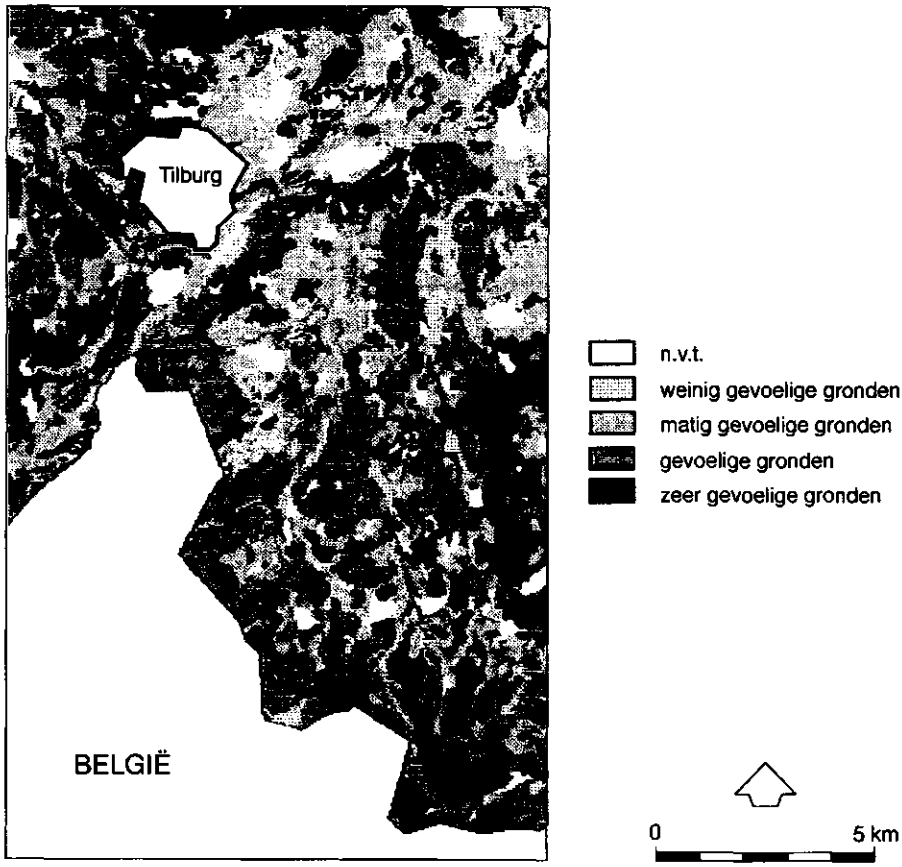
Beperkingen aan de uitspoeling van nitraat en fosfaat naar het grond- en oppervlaktewater

In de paragrafen 6.3 en 6.5 werd ingegaan op grenzen aan de aanvoer van nitraat en fosfaat vanuit de optiek van persistentie van respectievelijk vennen en beeksystemen. Als natuurlijke waarden voor de waterkwaliteit werden concentraties van 0,1 mg P/liter en 0-1 mg N/liter genoemd. Verondersteld wordt dat de maximale aanvoer per jaar van nitraat en fosfaat in vennen en beken ook in deze orde van grootte ligt, overeenkomend met de atmosferische depositie. Met betrekking tot de nitraatconcentratie in grond- en oppervlaktewater worden in onderzoek vaak de grenswaarden voor drinkwaterkwaliteit gehanteerd (50 mg NO_3/liter = 11,3 mg N/liter) en/of de 'kwaliteitsdoelstelling 2000' uit de Derde Nota Waterhuishouding van maximaal 2,2 mg N/liter en 0,15 mg P/liter; zie tabel 5.2).

De aanvoer van nitraat en fosfaat in natuur-ecosystemen via grond- en oppervlaktewater is voor een belangrijk deel het gevolg van uit- en afspoeling in agro-ecosystemen (zie par. 6.5). Gevoelig voor storingen als gevolg van deze aanvoer zijn vooral de beken, natte beekbegeleidende natuur-ecosystemen, vennen en natte heide in het studiegebied, voorzover de herkomstgebieden van het aangevoerde grond- en oppervlaktewater in gebruik zijn bij de landbouw. In deze herkomstgebieden moet de uit- en afspoeling worden gereduceerd teneinde de grenswaarden in genoemde natuur-ecosystemen niet te overschrijden. De belangrijkste aspecten van de maatschappelijk-fysieke organisatie vormen wederom de ligging van agro-ecosystemen ten opzichte van natuur-ecosystemen én de ligging van deze systemen ten opzichte van het stromingspatroon van grond- en oppervlaktewater. Waar vindt de emissie van nitraat en fosfaat plaats die leidt tot vermesting van de genoemde natuur-ecosystemen? De kennis met betrekking tot de patronen van grondwaterstroming in het Beerze-Reuselgebied is echter nog niet dermate gedetailleerd (de Leeuw, 1992), dat op deze vraag een sluitend antwoord kan worden gegeven. Wel werd in 6.5 aangegeven dat er waarschijnlijk een zeer directe relatie bestaat tussen agro-ecosystemen en beken via korte kwelstromen. In figuur 6.12 werden de 'beïnvloedingsgebieden vermesting' aangegeven, gebieden met een vermestende invloed op de aquatische natuurwaarden. Grote delen van het onderzoeksgebied vallen hieronder. Reductie van de uit- en afspoeling is vooral van belang in agro-ecosystemen in deze, voor nitraatuitspoeling dan wel fosfaatophoping en -doorslag gevoelige, gebieden. In de figuren 6.14 en 6.15 is de gevoeligheid van het natuurlijk substraat van het Beerze-Reuselgebied voor respectievelijk nitraatuitspoeling en fosfaatdoorslag weergegeven. Deze gevoeligheden zijn bepaald op basis van de voorkomende combinaties van grondwatertrap en bodemtype (de Leeuw, 1992; zie ook paragraaf 4.2).
Agro-ecosystemen met een hoge gevoeligheid voor nitraatuitspoeling komen overeen met gronden met een lage grondwaterstand - deze ecosystemen liggen sterk verspreid door het hele Beerze-Reuselgebied. Agro-ecosystemen met een hoge gevoeligheid voor fosfaatdoorslag zijn veelal gelegen in gebieden met een hoge grondwaterstand, zoals bijvoorbeeld de beekoverstromingsvlaktes. Bij de gevoeligheid voor fosfaatdoorslag is geen rekening gehouden met de bemestingsgeschiedenis van het gebied.

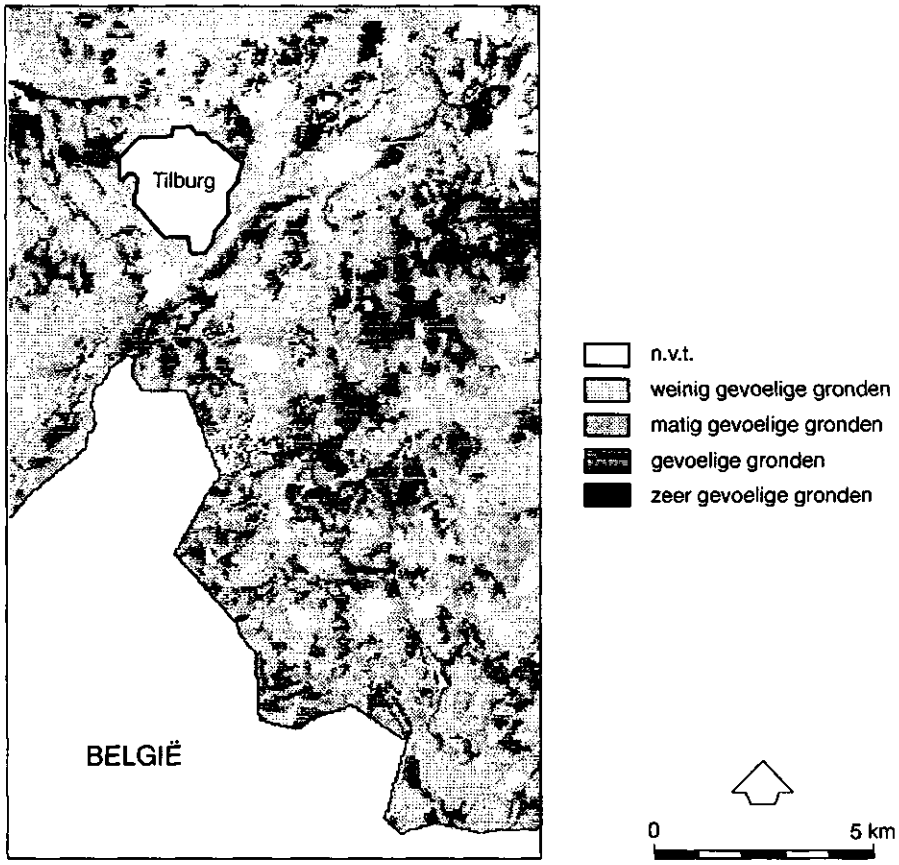
De vraag naar de mate waarin de uit- en afspoeling van nitraat en fosfaat moet worden gereduceerd vanuit de optiek van persistentie van de vennen en beeksystemen, is niet eenvoudig te beantwoorden. De kennis met betrekking tot de relatie tussen uit- en afspoeling (emissie) en concentraties in beken en vennen (immissie) is nog beperkt; er is geen rekenmodel voorhanden zoals het hiervoor besproken TREND-model. De aanvoer van vermestende stoffen in beken en vennen is afhankelijk van de uit- en afspoeling naar grond- en oppervlaktewater en de mate waarin respectievelijk denitrificatie dan wel fosfaatbinding optreedt tijdens het proces van grondwaterstroming. Vooral de kennis met betrekking tot deze laatste processen in de ondergrond is nog summier. Van Geleuken (1990: 18) geeft

Figuur 6.14 Gevoeligheid van het Beerze-Reuselgebied voor nitraatuitspoeling



slechts aan dat de denitrificatiecapaciteit van de ondergrond in een aantal beekdalen gemiddeld enkele tientallen kg stikstof per ha per jaar bedraagt. Ook de kennis met betrekking tot afspoeling van meststoffen is beperkt.
Hierna wordt daarom alleen ingegaan op de uitspoeling van nitraat en fosfaat naar het grondwater. Deze uitspoeling is enerzijds afhankelijk van het mineralenoverschot en anderzijds van respectievelijk de denitrificatiecapaciteit en het fosfaatbindend vermogen van de bodem.
Sinds de invoering van de Wet Bodembescherming en het Besluit dierlijke Meststoffen is de maximale fosfaatgift uit dierlijke mest aan normen gebonden

Figuur 6.15 Gevoeligheid van het Beerze-Reuselgebied voor fosfaatdoorslag



(zie hoofdstuk 5. 2). Afhankelijk van de aangewende mestsoort wordt daarmee ook een variabele hoeveelheid stikstof (en kalium) op het land gebracht. Mest afkomstig uit de intensieve veehouderij bevat per kilo P minder stikstof dan mest afkomstig uit de melkveehouderij. Bij de berekening van het mineralenoverschot in het Beerze-Reuselgebied is gebruik gemaakt van een door 't Jong e.a. ontwikkelde methodiek (1989). Een belangrijk kenmerk van deze methodiek is dat het mineralenoverschot voor een bepaald jaar berekend wordt per dier[10] of per hectare gewas, bijvoorbeeld het overschot per legkip of per hectare maïs per jaar. Het overschot komt overeen met het verschil tussen mineraleninput en -output. In

deze berekening is zowel de kunstmestgift als de hoeveelheid aangewende dierlijke mest meegenomen (tabel 6.20).

Tabel 6.20 N-overschot per gemeente, 1992; berekend volgens methode 't Jong

	ha gras	ha maïs	ha bouwland
BERGEYCK	470	403	72
BERKEL-E	550	441	73
BLADEL	544	406	69
BOXTEL	507	410	76
DIESSEN	565	427	75
EERSEL	566	416	72
ESCH	484	528	88
GOIRLE	515	430	77
HAAREN	505	423	71
HILVBEEK	529	437	80
HOOGELOON	527	416	75
HLMIERDE	601	428	78
LUYKSGES	514	410	68
MOERGES	547	442	80
OIRSCHOT	563	439	70
OISTERW	425	440	71
OWMBEERS	522	434	76
REUSEL	529	406	76
RIETHOV	580	398	72
VELDHOV	479	399	70
VESSEM	562	422	74
VUGHT	314	375	62
WESTERH	536	444	84

Het P-overschot is afhankelijk van de geldende fosfaatnormen; op basis van de P_2O_5-normen voor de periode 1991-1995 bedraagt het P-overschot 39 kg/ha gras, 88 kg/ha snijmaïs en 11 kg P/ha bouwland. Bouwland wordt echter meestal bemest tot de onttrekkingsnorm (zie 5.3)[11]. Door teeltoptimalisatie kan de fosfaatonttrekking van gewassen in de toekomst nog veranderen (Van Geleuken, 1990: 42). Daar het maïsareaal in het zuidelijk deel van het Beerze-Reuselgebied groter is dan in het noordelijk deel, is het fosfaat-overschot hier iets groter. Dit overschot wordt in eerste instantie in de bodem opgeslagen. Wordt echter op een bepaald moment het fosfaatbindend vermogen overschreden, dan spoelt het gehele overschot uit naar het grondwater. In Noord-Brabant is op de zandgronden circa 65% van het areaal cultuurgrond fosfaatverzadigd. Aangenomen wordt dat de situatie in het studiegebied niet anders is, hoewel exacte gegevens over de

omvang en ligging van het fosfaatverzadigd areaal ontbreken (Grontmij/LEI-DLO, 1992). Vooral beekoverstromingsvlakten (gebieden met grondwatertrap I,II en III) zijn gevoelig voor fosfaatdoorslag vanwege het (relatief) geringe fosfaatbindend vermogen. Daarnaast zijn ook de gebieden met grondwatertrap V als gevoelig te beschouwen. De oppervlakte 'gevoelig voor fosfaatdoorslag' is in het noordelijk deel van het studiegebied groter dan in het zuidelijk deel (de Leeuw, 1992). In fosfaatverzadigde gebieden is het zaak om zo snel mogelijk te komen tot een evenwichtsbemesting; in niet-fosfaatverzadigde gebieden dient de evenwichtsbemesting in 2000 te worden bereikt (zie hoofdstuk 5).
In tabel 6.20 is het berekende N-overschot voor de verschillende vormen van grondgebruik aangegeven per gemeente. Dit betreft dus het N-overschot bij de fosfaatnormen voor 1991-1995. Gemiddeld is in 1992 in het studiegebied sprake van een N-overschot van 519 kg/ha gras, 425 kg/ha snijmaïs en 74 kg/ha bouwland.
Niet het gehele N-overschot spoelt uit; een deel vervluchtigt als ammoniak, een deel wordt gedenitrificeerd en weer een ander deel wordt opgeslagen in de bodem. Zoals aangegeven is uitspoeling van het stikstofoverschot sterk afhankelijk van de grondwaterstand en liggen agro-ecosystemen met bodems die gevoelig zijn voor nitraatuitspoeling, verspreid door het studiegebied. Gegevens met betrekking tot de uitspoeling van nitraat in het studiegebied ontbreken echter. Een indicatie geven de berekeningen van Van Geleuken (1990), die de uitspoeling van stikstof op zandgrond berekende met behulp van de DGM/IPO/VNG-methode[12]. Daarbij is aangenomen dat het bemestingsadvies van de landbouwvoorlichting voor grasland van 400 kg N-effectief/ha/jaar, 210 kg voor maïs en 150 kg voor overig bouwland wordt gevolgd en dat de afname van de N-gift uit dierlijke mest wordt gecompenseerd door extra kunstmest[13]. In tabel 6.21 zijn de resultaten van de berekeningen voor de periode 1991-1995 en voor de periode vanaf 2000 gegegeven voor gevoelige bodems. Gezien het hoge N-overschot in het Beerze-Reuselgebied is het aannemelijk dat de nitraatuitspoeling hier niet veel lager zal liggen.

Tabel 6.21 Nitraatuitspoeling onder grasland in mg NO_3/liter volgens DGM/IPO/VNG-methode

	1991-1995			vanaf 2000		
grondwatertrap grondgebruik	VI	VII	VII*	VI	VII	VII*
grasland	111	142	171	131	167	201
snijmaïs	75	96	115	86	110	133
bouwland	67	86	104	72	92	111

1 mg NO_3/liter komt overeen 0.226 mg N/liter
Bron: Van Geleuken, 1990

Zoals reeds aangegeven kan de vraag, in welke mate de nitraatuitspoeling en daarmee het N-overschot moeten verminderen om tegemoet te komen aan de ecologische randvoorwaarden van de vennen en beken in het studiegebied, niet worden beantwoord. Uit de berekende uitspoeling in tabel 6.21 mag duidelijk zijn dat een maximale uitspoeling van 1 mg N/liter (= 4.4 mg NO_3/liter), overeenkomend met de natuurlijke waarden voor vennen en beken, een zeer vergaande reductie met zich mee zou brengen. DHV/HNS (1990) stellen dat deze maximale uitspoeling voor het gebied rond de Grote Beerze (grasland op grondwatertrap VI en VII) overeenkomt met een maximale gift van 50 kg N/ha/jaar. Het is onduidelijk of een dergelijke reductie overal noodzakelijk is vanuit de optiek van de persistentie van vennen en beken.
Realisatie van de beleidsdoelstellingen ten aanzien van de grondwaterkwaliteit zal vergaande beperkingen voor de mestgift met zich meebrengen. Evenals voor fosfaat (zie hoofdstuk 5) is ook voor stikstof een discussie over evenwichtsbemesting gevoerd (Goossensens & Meeuwissen, 1990). Om te voldoen aan de norm van maximaal 50 mg NO_3/liter in het grondwater op een diepte van twee meter beneden het grondwaterniveau mag in het najaar de hoeveelheid mineraliseerbare stikstof in de eerste meter beneden maaiveld niet groter zijn dan 70 kg N/ha. Deze grenswaarde is bepaald op basis van uitspoelingsgegevens op zandgrond. De hieraan gekoppelde maximale mestgiften per jaar zijn vermeld in tabel 6.22.

Tabel 6.22 Mestgift in kg N/ha/jaar bij voldoen aan drinkwaternorm; gegevens voor zandgrond op grondwatertrap III

grasland dag en nacht weiden	300
grasland overdag weiden	325 - 350
grasland alleen maaien	400
snijmais (continuteelt)[1]	10
snijmais (geen continuteelt)[2]	60 - 75
consumptie-aardappelen	225
suikerbieten	140
tarwe	200
overige gewassen	80

[1] percelen waar in het verleden veel dunne mest is toegediend
[2] op langere termijn bedraagt de toegestane N-gift 75 kg N/ha/jaar

Bron: Goossensens & Meeuwissen, 1990

Op zandgronden met grondwatertrap IV en hoger is realisatie van de nitraatnorm zeer moeilijk (van den Ham & van der Hoek, 1990: 20; van Geleuken, 1990). Uit de berekeningen van Van den Ham en Van der Hoek komt naar voren, dat de doelstelling op melkveebedrijven op zandgrond met een diepe grondwaterstand (Gt VII*) alleen wordt gehaald bij een bemestingsniveau van 200-230 kg N/ha en alleen overdag weiden; op zandgrond met grondwatertrap V/V*/VI is verlaging

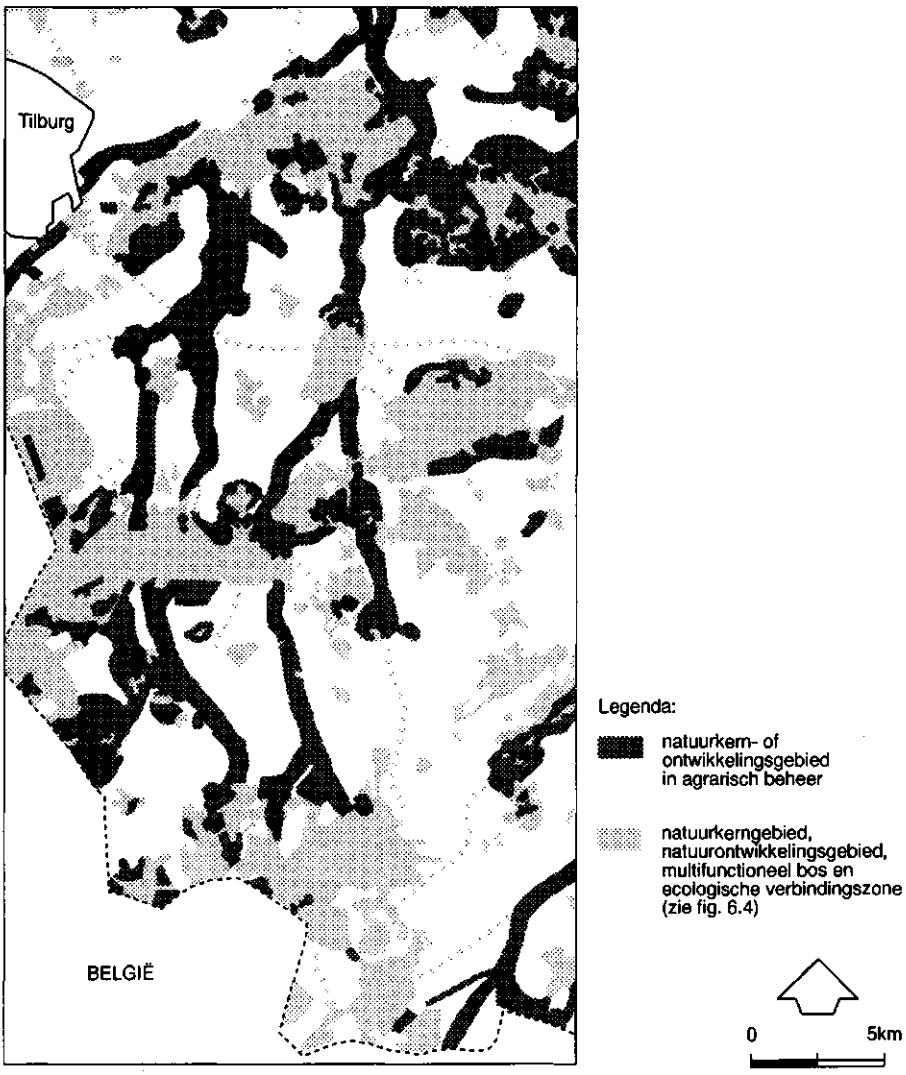
tot 300 kg N per ha en alleen overdag weiden voldoende. Uitgezonderd de beekdalen en de beekoverstromingsvlaktes hebben grote delen van het Beerze-Reuselgebied grondwatertrap IV en hoger (Penning, 1990).

Beperkingen aan de (grond)wateronttrekking door de landbouw
In 6.3 kwam naar voren dat er met betrekking tot grenzen aan de daling van de grondwaterstand niet voor alle typen natuur-ecosystemen kwantitatieve waarden bekend zijn. Vooral grondwaterafhankelijke ecosystemen, zoals beekdalgraslanden, broekbossen, natte heide en moerassen, zijn gevoelig voor storingen als gevolg van daling van de grondwaterstand. In 6.3 werd aangegeven dat de karakteristieke soorten van natte heide en blauwgrasland verdwijnen bij een daling van de GVG van 10 cm en meer. Naast de gevoeligheid van bodem en vegetatie voor verdroging vormen de ligging van agro-ecosystemen ten opzichte van natuur-ecosystemen én de ligging van beide typen ecosystemen ten opzichte van de patronen van grondwaterstroming de belangrijkste aspecten van de maatschappelijk-fysieke organisatie.
In het Beerze-Reuselgebied komen voor verdroging gevoelige bodemtypen vooral voor langs de beken; ze vallen voor een belangrijk deel samen met de kwelgebieden (de Leeuw, 1992). In paragraaf 6.5 kwam naar voren dat deze kwel oorspronkelijk gevoed werd door twee supra-regionale, diepe systemen en door ondiepe systemen. Ook werd aangegeven dat voor het tegengaan dan wel het herstel van verdroging integrale bescherming van inzijg- en kwelgebieden noodzakelijk is. Voor een meer gedifferentieerde aanwijzing van (deel)gebieden waar (grond)wateronttrekking ten behoeve van agro-ecosystemen leidt tot verdroging van specifieke natuur-ecosystemen, ontbreekt nog de kennis.
In een groot deel van het studiegebied zijn maatregelen gericht op verbetering van de afwatering uitgevoerd (par. 6.5). Daarnaast speelt de onttrekking van grond- en oppervlaktewater voor beregening een belangrijke rol. Volgens Van Amstel e.a. (1989; zie ook hoofdstuk 4) behoort het Beerze-Reuselgebied tot de gebieden met de hoogste onttrekking van grondwater ten behoeve van beregening. Het grondwaterverbruik voor beregening op grasland bedraagt ongeveer 80% van het totale verbruik voor beregening (Provincie Noord-Brabant, 1990c: 35).
Het beleidsvoornemen, gericht op het voorkomen van verdroging dan wel gericht op herstel van de verdroging van natuur-ecosystemen, heeft voor de landbouw belangrijke consequenties. Er mogen geen uitbreidingen van de beregening, afwatering en ontwatering en geen wijzigingen in het peilbeheer meer plaatsvinden. In het onderzoeksgebied mogen alleen ingrepen plaatsvinden gericht op behoud en herstel van natuurwaarden (Grontmij & LEI-DLO, 1992). Ten behoeve van herstel van de reeds opgetreden verdroging zijn een afbouw van de beregening van grasland (zowel uit grond- als oppervlaktewater) en het verwijderen van stuwen e.d. in het kader van eventuele beekreconstructie van belang.

6.7.2 Consequenties in de ruimtelijke dimensie

Vanuit de vraagstelling van dit hoofdstuk zijn de belangrijkste aspecten van agro-ecosystemen in de ruimtelijke dimensie de ligging ten opzichte van natuur-ecosystemen en het toegepaste bouwplan dan wel beweidings- en bemestingsschema. De oppervlakte van agro-ecosystemen zal afnemen als gevolg van realisatie van de groene hoofdstructuur. De totale oppervlakte cultuurgrond bedroeg in 1990 25.833 ha. Bij realisatie van de gehele voorgestelde groene hoofdstructuur (3040 ha) zou de oppervlakte landbouwgrond met ongeveer 12% afnemen. Figuur 6.16 laat zien welke van de voorgestelde natuurkern- en ontwikkelingsgebieden momenteel in agrarisch beheer zijn. Echter, de realisatie van kern- en ontwikkelingsgebieden zal geleidelijk plaatsvinden. De totale oppervlakte die tot 2000 bij de meest waarschijnlijke autonome ontwikkeling aan de landbouw zal worden onttrokken, wordt becijferd op 246 ha. Bij een versnelde realisatie is de totale oppervlakte die tot 2000 aan de landbouw zal worden onttrokken, becijferd op 1520 ha. Hierbij wordt in de periode van 1990 - 2000 de helft van de voorgestelde groene hoofdstructuur gerealiseerd (Grontmij & LEI-DLO, 1992). Het betreft hierbij vooral gronden die grenzen aan de beken. Het voornemen tot het uit cultuur nemen van gronden ten behoeve van de ehs staat op gespannen voet met het geringe grondaanbod in Noord-Brabant, gecombineerd met zeer hoge grondprijzen, én met een eventuele noodzaak tot extensivering. Het animo voor areaaluitbreiding en de druk op de grondmarkt is in heel Noord-Brabant zeer hoog en verwacht wordt dat deze druk nog verder zal toenemen (Biemans, 1991).
In figuur 6.16 zijn alleen de voorgestelde kern- en ontwikkelingsgebieden aangegeven. Daarnaast zal ook de intentie tot het aanleggen van verbindingszones gevolgen voor de landbouw hebben. De randvoorwaarden met betrekking tot een adequate ecologische infrastructuur voor belangrijke soortgroepen betreffen de oppervlakte van leefgebieden, de structuur en de kwaliteit van de onderlinge verbinding tussen deze gebieden en de 'doordringbaarheid' of weerstand van het tussenliggende agrarische gebied. In 6.4 kwam naar voren, dat deze randvoorwaarden voor bos- en struweelvogels nog niet (compleet) vertaald kunnen worden naar eisen met betrekking tot de inrichting van specifieke gebieden. De vertaling van randvoorwaarden naar eisen met betrekking tot de landbouw kan dus ook (nog) niet helemaal plaatsvinden. Wel is duidelijk dat de intentie tot aanleg van verbindingszones eisen stelt aan de oppervlakte kleine bosjes, houtwallen e.d.
De mate waarin agro-ecosystemen te maken zullen krijgen met beperkingen, is sterk afhankelijk van de ruimtelijke rangschikking ten opzichte van de te behouden of ontwikkelen natuur-ecosystemen. Hiervoor werd reeds aangegeven dat in zones van 0,5 tot 1 km rond natuur-ecosystemen een vergaande reductie van de ammoniakemissie noodzakelijk is. In de 'beïnvloedingsgebieden vermesting' zullen beperkingen aan de mestgift worden gesteld. Door beperking van de mogelijkheden voor beregening kunnen zich beperkingen in het grondgebruik op met name de hogere delen van het studiegebied voordoen. De noodzaak tot aanleg van verbindingszones is afhankelijk van de ligging van natuur-ecosystemen

Figuur 6.16 Natuurkerngebieden en -ontwikkelingsgebieden momenteel in agrarisch beheer



ten opzichte van elkaar en van de 'doordringbaarheid' van de tussenliggende agro-ecosystemen.
Het in acht nemen van de ecologische randvoorwaarden, verbonden met verschillende beleidsintenties ten aanzien van natuur-ecosystemen, kan zeer vergaande

gevolgen voor de landbouw hebben. In dit kader is het van groot belang dat de kennis met betrekking tot de ruimtelijke relaties tussen agro- en natuur-ecosystemen op basis van hun ruimtelijke rangschikking wordt uitgebreid: welke agro-ecosystemen beïnvloeden het functioneren van welke natuur-ecosystemen en op welke wijze (via water, lucht en/of dieren)? In het voorgaande kwam bijvoorbeeld de behoefte aan kennis ten aanzien van de relatie tussen uitspoeling en inspoeling van nitraat aan de orde.

6.7.3 Consequenties in de biotische dimensie

In de biotische dimensie van agro-ecosystemen gaat het ondermeer om mogelijke beperkingen aan de veedichtheid, welke kunnen voortkomen uit de eerder besproken beperkingen aan (over)bemesting en ammoniakemissie. Vanuit het oogpunt van de persistentie van natuur-ecosystemen kan inkrimping van de veestapel onontkoombaar zijn. In dit verband is ook een eventuele veebezettingsnorm van belang, welke de overheid overweegt in te stellen, wanneer de landbouw niet in staat blijkt de milieubelasting ver genoeg te reduceren.
Daarnaast kan de soortensamenstelling van grasland dan wel bouwland van belang zijn vanuit het oogpunt van 'doordringbaarheid' of weerstand voor soorten uit natuur-ecosystemen. Eerder werd echter reeds geconstateerd dat hierover weinig gegevens bestaan. In 6.5 bleek extensivering van het graslandgebruik, gericht op een grotere floristische soortenrijkdom, vergaande eisen ten aanzien van de mestgift en de ontwatering met zich mee te brengen.
De soortensamenstelling van agro-ecosystemen kan ook veranderen als gevolg van de beleidsintenties met betrekking tot het terugdringen van het gebruik van chemische bestrijdingsmiddelen (zie hoofdstuk 5). Hoewel in dit onderzoek niet uitgebreid besproken, is het terugdringen van het gebruik van bestrijdingsmiddelen van belang voor de verbetering van de waterkwaliteit.

6.8 Discussie: consequenties voor agro-ecosystemen

In het voorgaande zijn verschillende eisen aan bod gekomen, die vanuit het functioneren van natuur-ecosystemen aan processen in de verschillende dimensies van agro-ecosystemen worden gesteld. De kennis ten aanzien van vertaling van ecologische randvoorwaarden in normen of grenzen aan de regulatie van processen in agro-ecosystemen bleek beperkt. "Wat ontbreekt is een instrument waarmee een ondubbelzinnige grens kan worden aangegeven voor de aanvaardbare of gewenste toestand van het ecosysteem en voor de mate van beïnvloeding door menselijke activiteiten die derhalve nog toelaatbaar is" (Don, 1987). In de functionele dimensie gaat het daarbij om de relatie tussen emissie en immissie (van bijvoorbeeld nitraat en ammoniak), in de biotische dimensie om de eisen die het handhaven van meta-populaties stelt aan zowel habitatkwaliteit als aan verbindingszones tussen habitats, in de ruimtelijke dimensie om de ruimtelijke rangschikking van agro-ecosystemen ten opzichte van natuur-ecosystemen. Ook vanuit

worden en/of dat bedrijven in de 'beïnvloedingsgebieden vermesting' hun veestapel moeten inkrimpen. Een verdergaande kwantitatieve beschouwing van deze gevolgen en de economische implicaties daarvan valt echter buiten het bestek van dit onderzoek.
Het is maar de vraag of de Provincie Noord-Brabant dergelijk vergaande consequenties ook bedoeld heeft; in het ontwerp-streekplan krijgt het Beerze-Reuselgebied ook een belangrijke agrarische functie toebedeeld. Het mag duidelijk zijn dat in algemene zin de effecten van de landbouw op de kwaliteit van het natuurlijk substraat moeten worden teruggedrongen. De verkenning van de ruimte voor de landbouw liet zien dat deze beperking zeer omvangrijk kan zijn en dat daarmee de perspectieven voor de landbouw in het gebied sterk onder druk kunnen komen te staan. Daarbij is het cumulatieve effect van het in acht nemen van ecologische randvoorwaarden een belangrijk aandachtspunt voor de planning op lokaal niveau. De vergaande consequenties voor de landbouw zijn vooral te wijten aan het feit dat in dit onderzoek is uitgegaan van een soort maximaliseringsmodel voor de natuur; beleidsintenties met betrekking tot de landbouw zijn niet meegenomen. Deze exercitie illustreert wel de met de natuurdoelstellingen verbonden gevolgen. Men kan zich zeer goed voorstellen dat op basis van dergelijke inzichten de beleidsintenties worden bijgesteld.

Noten

1. In de VINEX is het westelijk deel van het studiegebied aangewezen als gebied met een groene koers; in het oostelijk deel is de bruine koers van toepassing. De Provincie Noord-Brabant is echter van mening dat voor het gehele gebied de groene koers zou moeten gelden en heeft in het ontwerp-streekplan het gehele Beerze-Reuselgebied het perspectief 'gebied met accent op natuur' gegegeven.
2. Chopperen is het ondiep plaggen van de heide. Er wordt ongeveer twee centimeter strooisel verwijderd. Het verschralende effect van deze beheersmaatregel is groter dan van maaien, maar geringer dan van plaggen.
3. Oorzaken van het verdwijnen van de korhoender uit de Kampina zijn volgens Niewold (1993: 101) niet alleen de vergrassing, maar ook het intensieve beheer, de begrazing met runderen, het verdwijnen van dekking en de intensivering op de nabijgelegen cultuurgronden.
4. Bij deze schoonmaak werden het Voorste Goorven en het Witven drooggepompt en de planten en opgehoopte modder verwijderd. In het Van Esschenven werd het riet gemaaid (Van Dam, 1980).
5. Onder verdroging werd in hoofdstuk 4 verstaan: alle effecten die het gevolg zijn van grondwaterstandsdaling, vochttekort, mineralisatie, verandering van de invloed van kwel en het inlaten van gebiedsvreemd water (Roos en Vintges, 1991: 57).
6. Een standplaats wordt gedefinieerd als een gebied van een tot enkele hectaren, dat min of meer homogeen is naar bodemtype, waterhuishouding en vegetatie (SWNBL, 1990: 24).
7. De gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) is de grondwaterstand aan het begin van het groeiseisoen. Deze is sterk bepalend voor de omstandigheden gedurende het hele groeiseizoen.

8. Opdam en Hengeveld (1990) merken op, dat agrarische landschappen weliswaar een ruimtelijke schaal aan toepassing van het concept van ecologische infrastructuur 'opleggen', maar dat voor soorten als marterachtigen, vleermuizen en middelgrote tot grote vogels isolatie op een globaler niveau speelt. Over het verband tussen ruimtelijke kenmerken van versnipperde landschappen en de kans op voorkomen van populaties, hun ruimtelijke dynamiek en de hiermee samenhangende overlevingskans is echter in kwantitatieve zin nog niet al te veel bekend (ibid: 142).
9. Bosvogels hebben meer dan 50% van hun territoria in bos, houtwalvogels hebben meer dan 50% van hun territoria in houtwallen en indifferenten hebben noch in bos, noch in houtwallen, noch op erven meer dan 50% van hun territoria. Deze indeling is tot stand gekomen op basis van een onderzoek in Twente (Schotman e.a., 1990). Hoewel er regionale verschillen in het voorkomen van soorten optreden, lijkt de overeenkomst tussen de kleinschalige Oostnederlandse dekzandgebieden en de Hilver groot genoeg om ook hier deze indeling te hanteren.
10. Daarbij geldt voor melkkoeien, fokzeugen en legkippen dat de bijdrage van respectievelijk jongvee, biggen en jonge legkippen wordt toegerekend aan de volwassen dieren.
11. De fijnregeling geschiedt met kunstmest (mond. med. Aarts, in: de Leeuw, 1992)
12. Deze methode is ontwikkeld door een samenwerkingsverband van het Directoraat Generaal Milieubeheer, Inter-Provinciaal Overleg en Vereniging van Nederlandse gemeenten (1988).
13. Afhankelijk van onder andere het grondgebruik, het tijdstip van mestaanwending en de wijze waarop dierlijke mest op het land wordt gebracht, varieert het percentage van de totale hoeveelheid stikstof in de mest dat een vergelijkbare bemestende waarde heeft als stikstofkunstmest van ongeveer 20% tot 60% (van Geleuken, 1990: 9).

7 EEN ECOLOGISCHE INVALSHOEK VOOR PLANNING

7.1 Inleiding

In hoofdstuk 1 werd het streven naar duurzame ontwikkeling gekarakteriseerd als een zoektocht. Een algemeen geldende of objectieve invulling van de begrippen 'duurzaamheid' en 'duurzame ontwikkeling' bestaat niet; deze invulling is inzet van een continu debat over hoe we als maatschappij verder willen (Kuik & Verbruggen, 1992; Schooneboom & Rabbinge, 1993). De bijdrage van planning als zoekinstrument aan dit debat is gelegen in het ontwerpen van duurzame alternatieve ontwikkelingsmogelijkheden voor onze leefomgeving en strategieën ter realisering daarvan. De belangrijkste doelstelling van dit onderzoek was het zoeken naar een ecologische invalshoek voor planning ter ondersteuning van deze bijdrage aan het streven naar duurzaamheid.
In dit onderzoek is zo'n invalshoek geconstrueerd op basis van een koppeling van de persistentietheorie met de benadering van ecosystemen als systemen met een meervoudige hiërarchische organisatie. Dit theoretisch kader is vervolgens als zoeklicht gebruikt: hoe kunnen vanuit deze invalshoek grenzen aan de maatschappelijke omvorming van het natuurlijk substraat worden geduid? In paragraaf 7.2 vindt een reflectie op de bruikbaarheid van deze theoretische benadering plaats.
In hoofdstuk 6 is de geconstrueerde ecologische invalshoek ingezet als evaluatie-instrument: zijn de voorstellen ten aanzien van natuur-ecosystemen in het Beerze-Reuselgebied in ecologisch opzicht adequaat en wat zijn de implicaties voor de regulatie van agro-ecosystemen? Uit deze case-studie komt naar voren dat er in de planvoorstellen grote strijdigheden tussen de verschillende maatschappelijke aanspraken blijven bestaan. Het ontbreken van een ecologische invalshoek is mijns inziens een belangrijke oorzaak daarvan. De ecologische randvoorwaarden, verbonden met het duurzaam voortbestaan van natuur-ecosystemen, én de implicaties hiervan voor de leefomgeving als geheel en agro-ecosystemen in het bijzonder, zijn niet systematisch in het planningsproces meegenomen. Vanuit de optiek van de persistentie van natuur-ecosystemen blijkt het op nationaal en provinciaal niveau geformuleerde beleid onvoldoende. De voorstellen leiden niet tot duurzaam behoud van de kerngebieden in het Beerze-Reuselgebied, terwijl de realisatie van adequate verbindingszones en het perspectief voor natuurontwikkeling in de beekdalen op z'n minst twijfelachtig zijn. Aan de andere kant zou daadwerkelijke realisatie van de verschillende beleidsintenties ten aanzien van natuur-ecosystemen er toe leiden dat de perspectieven voor de landbouw sterk onder druk komen te staan. De inzet van een ecologische invalshoek zou dergelijke problemen moeten voorkomen. Tegen deze achtergrond wordt in paragraaf 7.3 ingegaan op het perspectief van een invulling van de in dit onderzoek geconstrueerde invalshoek voor planning.

7.2 Reflectie op het theoretisch kader

In hoofdstuk 1 werd een ecologische invalshoek voor planning omschreven als een instrument dat, op basis van een ecologische interpretatie van het begrip 'duurzaamheid', aangeeft aan welke graadmeter(s) duurzaamheid kan worden afgemeten en welke ecologische randvoorwaarden in acht moeten worden genomen ter realisatie daarvan. In dit onderzoek is gekozen voor persistentie op ecosysteemniveau als ecologische interpretatie van het begrip duurzaamheid. Deze keuze berust op de aanname dat het persistentiebegrip de meest adequate beschrijving van het functioneren van ecosystemen geeft. Ecosystemen zijn opgevat als systemen met een meervoudige hiërarchische organisatie. De koppeling tussen het persistentiebegrip en inzichten uit de hiërarchietheorie is vooral een poging tot om te komen tot een zo omvattend mogelijke benadering van de complexiteit van ecosystemen. Deze in hoofdstuk 2 uiteengezette theoretische basis berust op inzichten met betrekking tot het functioneren van natuurlijke ecosystemen. Vanuit de optiek van planning zijn echter vooral grenzen aan de persistentie van door menselijk handelen gereguleerde ecosystemen van belang, in casu agro- en natuur-ecosystemen. In dit onderzoek is de invulling van het persistentiebegrip voor deze typen ecosystemen sterk gerelateerd aan de doelstellingen van menselijke regulatie (hoofdstuk 3).

In theorie biedt de koppeling tussen de persistentietheorie en het idee van een meervoudige hiërarchische organisatie van ecosystemen interessante aanknopingspunten voor planning. De mogelijke toestanden waarin ecosystemen persisteren kunnen de basis vormen voor een differentiatie in doelstellingen ten aanzien van de gewenste natuurlijke kwaliteit en daarmee een theoretische grondslag bieden aan bijvoorbeeld de uitwerking in natuurdoeltypen (zie hoofdstuk 5). Het menselijk handelen - verbonden met verschillende maatschappelijke aanspraken - maakt op theoretisch niveau deel uit van het analysemodel en de samenhang tussen de verschillende dimensies lijkt een belangrijke instrument om effecten van menselijk handelen op de kwaliteit van natuurlijk substraat in alle complexiteit te duiden en van daaruit aangrijpingspunten voor sturing te bieden. Het - nog steeds een vrij gangbare - onderscheid in abiotische en biotische factoren (analoog aan de structuur versus proces/functie-benadering in de ecologie) is mijns inziens achterhaald door inzichten vanuit hiërarchie-theorie: ecosystemen zijn complexe netwerken van abiotische, biotische en ruimtelijke elementen. Op basis van het theoretisch kader zijn graadmeters voor de persistentie van zowel agro- als natuur-ecosystemen te formuleren die een koppeling leggen tussen ecologische kenmerken en maatschappelijke doelstellingen én zijn de verschillende bouwstenen, die ten grondslag liggen aan deze graadmeters, te identificeren.

De praktische toepasbaarheid van het theoretisch kader stuitte op een aantal problemen, welke ik hier kort samenvat.

Als graadmeter voor de persistentie van agro-ecosystemen werd de productie per dier dan wel per hectare gewas beschouwd, kenmerkend geacht voor de samenhang tussen de dimensies in deze ecosystemen. Echter, uit de beschouwing van de ontwikkelingen in de productie in de pleistocene zandgebieden (hoofdstuk 4) kwam naar voren dat deze graadmeter in praktische zin niet goed voldoet. In het geval van de productie in de akkerbouw blijken de jaarlijkse fluctuaties onder invloed van de weersomstandigheden zo groot, dat als graadmeter het voortschrijdend vijfjaarlijkse gemiddelde moet worden genomen. Daarnaast kwam naar voren dat fluctuaties in de agrarische productie als gevolg van ecologische storingen vrijwel direct worden opgevangen door aanvulling en/of uitbreiding van de regulatie. Daardoor is het formuleren van een bovengrens aan de toelaatbaar geachte fluctuaties in het kenmerk 'productie' niet goed mogelijk: deze lijken voornamelijk begrensd te worden door technisch kunnen en economische overwegingen. Ook de ondergrens is eerst en vooral van economische aard. Als mogelijke alternatieve graadmeter werd gewezen op de toename van de regulatie die nodig is om een bepaald productieniveau handhaven dan wel om een bepaalde productiestijging te realiseren. Onderzoek naar een dergelijke toename wordt sterk bemoeilijkt door het feit dat er niet alleen sprake is van een intensivering van de regulatie, maar juist ook van een gestage vernieuwing van de regulatie.
In dit onderzoek is een eventuele stagnatie of achteruitgang van de productie per dier dan wel per hectare gewas als gevolg van ecologische storingen niet verder onderzocht. In plaats daarvan is gezocht naar knelpunten in de verschillende bouwstenen voor persistentie. Bij stagnatie of teruglopen van de productie gaat er ergens in de verschillende dimensies iets mis: afname van de productie van dier en gewas berust op veranderingen in processen en kenmerken in de verschillende dimensies.
Vanuit een planningsoptiek is het belang van een duurzame landbouwkundige omvorming vooral gelegen in het behoud van agrarische gebruiksmogelijkheden op lange termijn.[1] Dit houdt in dat ook de randvoorwaarden voor het duurzaam functioneren van agro-ecosystemen moeten worden vastgelegd. In dit verband vraagt vooral het mogelijk ongeschikt raken van gronden als gevolg van de ophoping van voedingsstoffen en zware metalen aandacht. In hoofdstuk 4 kwam echter naar voren dat gegevens met betrekking tot zowel de huidige situatie van agro-ecosystemen als de kwantitatieve grenzen aan veranderingen in de verschillende bouwstenen vaak ontbreken. Hierdoor is een definitie van de toestand vanuit de optiek van persistentie slechts beperkt mogelijk en zijn de aangrijpingspunten voor planning vooralsnog beperkt.

Als graadmeter voor de persistentie van natuur-ecosystemen werd de soortensamenstelling beschouwd, welke de voor natuur-ecosystemen kenmerkende samenhang tussen de drie dimensies weerspiegelt. De invulling van deze graadmeter verschilt per type natuur-ecosysteem, in dit onderzoek is daarbij vooral gesteund op de beschikbare literatuur over kenmerkende soorten. In hoofdstuk 3 werd aangegeven dat de soortensamenstelling opgevat is als een overkoepelend

begrip voor zowel de soortenrijkdom als de diversiteit aan soorten binnen een ecosysteem. Ook het gebruik van de soortensamenstelling als graadmeter is niet zonder problemen. In hoofdstuk 4 kwam naar voren dat inventarisatiegegevens vooral betrekking hebben op veranderingen in de soortenrijkdom; gegevens met betrekking tot veranderingen in de diversiteit van natuur-ecosystemen zijn voornamelijk van kwalitatieve aard. Bij de beschouwing van specifieke natuur-ecosystemen in hoofdstuk 6 kwam een belangrijker probleem naar voren. Aangenomen werd dat de meeste natuur-ecosystemen nog slechts over één evenwichtstoestand beschikken als gevolg van (een optelsom van) storingen. Echter, ook de grenzen aan deze toestand kunnen overschreden worden. Een kwantitatieve invulling van grenzen aan veranderingen in de graadmeter ontbreekt veelal nog. Vanuit de optiek van de persistentie-theorie gaat het erom de verschillende evenwichtstoestanden en/of de mogelijke vormen waarin ecosystemen buiten evenwicht kunnen verkeren aan te geven. Daarover bleken echter maar weinig empirische gegevens beschikbaar. Vaak is niet duidelijk bij welke verschuivingen in de soortensamenstelling nog sprake van is hetzelfde ecosysteem en bij welke veranderingen sprake is van overgang naar een ander type ecosysteem. Het overkoepelend karakter van het begrip 'soortensamenstelling' als graadmeter roept daarnaast de vraag op of alle soorten behouden moeten blijven en zo ja, met welke zekerheid? Of kunnen sleutelsoorten, soorten die representatief zijn voor een groep met een vergelijkbare levenstrategie, fungeren als praktische graadmeters, zoals Soulé (1987) en Verboom (1991) bepleiten. In hoofdstuk 6 werd echter aangegeven dat dergelijke sleutelsoorten wellicht niet voor elk type natuur-ecosysteem bestaan.

Ook voor natuur-ecosystemen zijn de verschillende bouwstenen voor persistentie nader onderzocht, waarbij werd aangenomen dat grenzen aan veranderingen in de bouwstenen een indicatie voor grenzen aan veranderingen in de graadmeter geven. In de biotische dimensie gaat het daarbij om grenzen aan de minimale populatie-omvang. Deze grenzen zijn indicatief aangegeven voor afzonderlijke populaties, inzichten op het niveau van de levensgemeenschap als geheel ontbreken nog. Grenzen in de ruimtelijke dimensie zijn grenzen aan de minimum oppervlakte en isolatie van het ecosysteem, afgeleid uit de minimale populatie-omvang. Ook de kwantitatieve gegevens met betrekking tot de noodzakelijke oppervlakte betreffen vooral nog afzonderlijke populaties. Kwantitatieve grenzen aan de isolatie van natuur-ecosystemen, toepasbaar in een planvormingsproces, zijn slechts beperkt voorhanden, vooral gegevens over de weerstand of doordringbaarheid van het gebied tussen de natuur-ecosystemen ontbreken. Gegevens over grenzen aan veranderingen in de functionele dimensie (grenzen aan veranderingen in de voedselrijkdom, zuurgraad en grondwaterstand) zijn ruimer beschikbaar; vanuit de optiek van planning is het ontbreken van een vertaling van deze grenzen naar normen ten aanzien van de regulatie van agro-ecosystemen (de ecologische normstellingsketen genoemd) nog een groot gemis.

Het analytisch onderscheid tussen drie samenhangende dimensies bleek een bruikbaar instrument bij het zoeken naar randvoorwaarden of bouwstenen voor persistentie. Voor ecologen is het bestaan van verschillende randvoorwaarden niet nieuw en weerspiegelen de drie dimensies verschillende onderzoeksvelden binnen de ecologie. Het onderscheid is mijns inziens voor planners van belang omdat het juist op de samenhang tussen randvoorwaarden onderling en tussen randvoorwaarden en duurzaamheid in ecologische zin wijst. Het structureert de relevante onderdelen in de verschillende fasen in het planningsproces. Ook kan het planners behoeden voor een te eenzijdige of te oppervlakkige benadering van complexe problemen.
Het concept van de hiërarchische structuur van de verschillende dimensies op basis van verschillen in snelheid en ruimtelijke schaal van belangrijke processen, bleek moeilijker toepasbaar. In hoofdstuk 3 kwam naar voren dat storingen in natuur-ecosystemen als gevolg van de aanvoer van verzurende stoffen en nutrienten te maken hebben met het doorbreken van beperkingen op de voor het ecosysteem kenmerkende tijd-ruimteschaal van de betreffende processen: natuurlijke processen worden versneld, mineralen komen in grotere hoeveelheden beschikbaar. In agro-ecosystemen is een afname van de bodemkwaliteit een storing, die slechts op een grote tijdschaal ongedaan te maken is (zie ook van den Aarsen & van der Vlist, 1989)). Hoewel ze buiten het bestek van dit onderzoek vallen, geldt hetzelfde voor storingen als gevolg van klimaatsveranderingen die gekarakteriseerd worden door zowel een grote ruimtelijke schaal als een grote tijdschaal. In hoofdstuk 2 werd aangegeven dat het verschuiven van de relevante beperkingen naar een hogere tijd-ruimteschaal (en mogelijkerwijs naar een andere dimensie) door storing een verklaring kan zijn voor de beweging van een ecosysteem naar een andere evenwichtstoestand. Over de grenzen aan de omvang dan wel de frequentie van storingen vanuit de optiek van tijd-ruimteschalen is echter niet veel bekend. Verder onderzoek naar de hiërarchische organisatie van ecosystemen en de belang daarvan voor de reactie van ecosystemen op storingen is noodzakelijk.

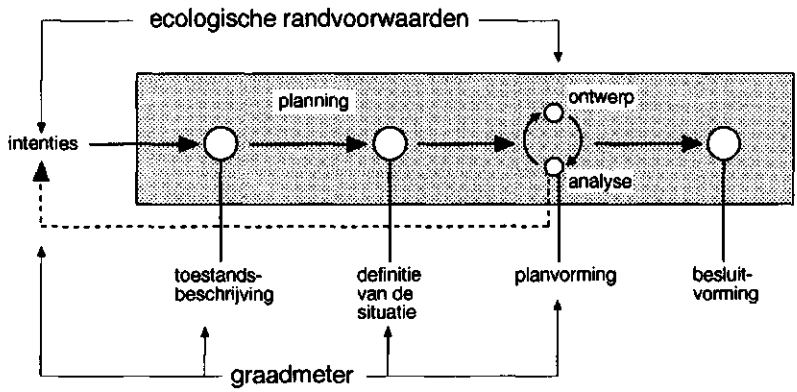
Ondanks de geschetste problemen blijft het persistentiebegrip interessante aanknopingspunten voor de planning bieden; de praktische toepasbaarheid als instrument bij het ontwerpen van duurzame ontwikkelingsperspectieven is echter afhankelijk van de invulling van gesignaleerde kennislacunes. Deze invulling is een belangrijke uitdaging voor het wetenschapsveld van de ecologie. Vanuit de optiek van dit onderzoek heeft vooral uitbreiding van de kennis van de verschillende (evenwichts)toestanden van verschillende typen natuur-ecosystemen én de daarmee verbonden, kwantitatief ingevulde randvoorwaarden prioriteit.
Bij het wegnemen van gesignaleerde kennislacunes is het van belang dat zo veel mogelijk wordt getracht de kennis toepasbaar in een planningsproces te maken. Van de kant van de landschapsecologie wordt het belang van een dergelijke integratie duidelijk onderkend. Volgens Opdam (1992) is de vraag om probleemoplossing vanuit de ruimtelijke planvorming een belangrijke stimulans voor de

ontwikkeling van het vakgebied. Een voorbeeld van het perspectief dat een dergelijke integratie van (landschaps)ecologische kennis in het planningsproces kan bieden, is de poging in paragraaf 6.4. Hier is getracht de inzichten met betrekking tot isolatie van meta-populaties te vertalen naar knelpunten in de huidige ruimtelijke structuur. De vragen naar de minimale populatie-omvang van de gewenste soorten en op basis daarvan het minimale aantal habitatplekken is met een bepaalde oppervlakte die met elkaar in verbinding staan, zijn volop in onderzoek. De tentatieve verkenning voor bosvogels in 6.4 laat echter wel zien, dat plannen op basis van een toepassing van de relevante ecologische kennis meer garanties biedt voor duurzame ontwikkeling van de leefomgeving (conform de beleidsintenties) dan plannen zonder een dergelijke ecologische invalshoek.
Daarbij wijzen zowel Dekker en Knaapen (1986) als Opdam (1992) terecht op het gevaar van een te snelle en/of te oppervlakkige toepassing van ecologische inzichten in het planningsproces. Voor het ontwerpen van (ecologisch) duurzame perspectieven voor de leefomgeving bestaan geen eenvoudige of absolute richtlijnen. Toegespitst op de ecologische aspecten van het vraagstuk vereist het streven naar ecologische duurzaamheid een blijvend debat tussen ecologen en planvormers. De belangrijkste vragen daarbij betreffen de randvoorwaarden verbonden met een bepaalde benadering van duurzaamheid, hoe deze randvoorwaarden gerealiseerd kunnen worden en wat vervolgens de consequenties ervan voor het ontwikkelingsperspectief van de leefomgeving als geheel zijn.

7.3 Perspectieven voor planning

Wil het in dit onderzoek geconstrueerde kader planning voorzien van een adequate ecologische invalshoek, dan is een invulling van de gesignaleerde kennislacunes noodzakelijk. Ik heb al eerder aangegeven waarom dit in mijn ogen een wenkend perspectief biedt: planning heeft behoefte aan een ecologische invalshoek om duurzame ontwikkelingsperspectieven te genereren en de persistentietheorie, gekoppeld aan het concept van de meervoudige hiërarchische organisatie, biedt daartoe in theorie een veelbelovende basis.
De uitwerking van het streven naar duurzame ontwikkeling van de leefomgeving is in belangrijke mate een proces op gebiedsniveau, waarbij een afweging tussen verschillende ontwikkelingsperspectieven moet worden gemaakt.
Op basis van dit onderzoek kunnen de contouren van een planningsproces mét ecologische invalshoek worden geschetst. Als gevolg van de specifieke vraagstelling van dit onderzoek zijn deze toegespitst op een duurzaam ontwikkelingsperspectief voor de betrekking tussen landbouw en natuurbehoud/ontwikkeling. Figuur 7.1 geeft de plaats van de ecologische invalshoek schematisch weer.
Op nationaal niveau zijn een aantal richtingaanwijzers voor het gebiedsgerichte beleid geformuleerd, zoals de realisatie van een ecologische hoofdstructuur en de koersbepaling voor de landelijke gebieden. In de fase van het planningsproces waarin de *intenties* voor de toekomstige ontwikkeling van een gebied worden ge-

Figuur 7.1 Een ecologische invalshoek als brug tussen intenties en planvoorstellen



formuleerd, moet expliciet worden aangegeven wat wordt verstaan onder respectievelijk een ecologisch duurzame landbouw en duurzaam behoud en ontwikkeling van natuurwaarden. Bij het ontbreken van een duidelijke interpretatie van het streven naar duurzaamheid wordt zowel het scherp stellen van de problemen als het formuleren van adequate oplossingen bemoeilijkt.
Hier verschaft een invulling van de persistentie-theorie met name inzicht in de keuzemogelijkheden met betrekking tot natuur-ecosystemen, in de mogelijke verschijningsvormen op basis van inzicht in de verschillende toestanden waarin een specifiek type ecosysteem persisteert. Met betrekking tot de persistentie van agro-ecosystemen zal de nadruk liggen op inzicht in de bouwstenen op langere termijn; hierop kom ik later terug. Zoals aangegeven in hoofdstuk 2 is de keuze voor de termijn waarop persistentie van betreffende ecosystemen wordt nagestreefd én de keuze voor een aanvaardbaar geacht risiconiveau in belangrijke mate een maatschappelijke keuze; een ecologische invalshoek kan hier wel de consequenties van verschillende keuzen zo goed mogelijk trachten aan te geven.
In hoofdstuk 1 werd reeds aangegeven dat de *fase van toestandsbeschrijving* meestal in nauwe samenhang met de *fase van definitie van de toestand* plaatsvindt. Een invulling van de persistentietheorie structureert hier zowel het in kaart brengen van de fysieke organisatie van het gebied als de definitie van graadmeters voor de duurzaamheid. Deze graadmeters geven een overkoepelende indicatie van de persistentie van de betreffende typen ecosystemen. Ze zijn kwantitatief ingevuld en geven aan waar de grenzen aan veranderingen in de ecosysteemkenmerken van verschillende ecosysteemtypen liggen. De beschrijving van de huidige toestand vindt plaats in termen van de gekozen graadmeters. Confrontatie met de kwantitatieve grenzen geeft dan aan waar de duurzaamheid van ecosystemen onder druk staat dan wel waar knelpunten met betrekking tot duurzaam herstel of ontwikkeling in de toekomst te verwachten zijn.

Tevens wordt vooruitlopend op de ontwerpfase de toestand van de relevante bouwstenen beschreven: díe processen en/of kenmerken die ten grondslag liggen aan de als graadmeter gekozen systeemkenmerken.
Op grond van de definitie van de toestand kan een eerste concretisering van de intenties plaatsvinden en/of kunnen prioriteiten worden aangegeven.

De in de intentie-fase geformuleerde keuzemogelijkheden vormen de uitgangspunten voor het verkennen van de verschillende ontwikkelingsperspectieven. In de *planvormingsfase* gaat het erom de verschillende mogelijkheden zodanig op elkaar af te stemmen dat een zo goed mogelijke garantie voor een duurzame ontwikkeling van de leefomgeving als geheel wordt geboden. Toegespitst op de betrekking tussen agro- en natuur-ecosystemen moet worden gezocht naar verschillende mogelijkheden voor de grootte en ruimtelijke rangschikking van beide typen, gekoppeld aan verschillende mogelijke niveau's van natuurlijke kwaliteit.
In hoofdstuk 1 werd onderscheid gemaakt in een ontwerp-fase en een analysefase. In de *ontwerp-fase* wordt een overzicht van de verschillende ontwikkelingsperspectieven gegeven, gekoppeld aan strategieën ter realisatie ervan. Een invulling van de persistentietheorie verschaft in deze fase antwoord op de vraag wat er in ecologisch opzicht nodig is om verschillende aanspraken op het natuurlijk substraat duurzaam te realiseren. Welke natuurlijke kwaliteit moet worden gerealiseerd willen de gewenste ecosystemen duurzaam voortbestaan? Deze ecologische randvoorwaarden vormen de bouwstenen voor duurzaamheid; ook deze randvoorwaarden behoeven een kwantitatieve invulling. De randvoorwaarden voor duurzaam behoud dan wel ontwikkeling van natuur-ecosystemen zijn in dit onderzoek uitgebreid aan bod gekomen; realisatie ervan vereist een vertaling in bijvoorbeeld maximaal toelaatbare emissies, ontwatering en de gewenste ruimtelijke structuur, de door Udo de Haes en Van der Voet (1987) geschetste ecologische normstellingsketen. Vanuit een planningsoptiek zijn echter ook de randvoorwaarden voor een duurzame landbouwkundige omvorming van belang. Duurzame ontwikkelingsperspectieven voor de leefomgeving als geheel kunnen alleen dan worden gegenereerd als ook voor agro-ecosystemen de toekomstige mogelijkheden dan wel problemen met betrekking tot de verschillende bouwstenen voor persistentie worden verkend.
Het in dit onderzoek geconstrueerde theoretisch kader is nadrukkelijk niet verbonden met één inrichtingsconcept als het casco-concept of het zoneringsprincipe. De exercitie in hoofdstuk 6 wijst juist op de samenhang tussen diverse inrichtingsmaatregelen en het duurzaam voortbestaan van specifieke ecosystemen. Afhankelijk van de specifieke probleemstelling - in welke dimensie treden storingen op en waar is de bron daarvan gelegen? - vereist het duurzaam voortbestaan toepassing van specifieke maatregelen. Soms kan een uitwerking van het casco-concept daarbij interessante perspectieven bieden, zoals bij een invulling van natuurontwikkeling op het niveau van deelstroomgebieden. Soms is een zonering nodig zoals in het geval van het terugdringen van de lokale ammoniakemissies; soms is het aanleggen van stapstenen en corridors noodzakelijk. Het

vooraf bepalen van het te hanteren inrichtingsprincipe is vanuit de benadering van persistentie van ecosystemen met meervoudig hiërarchische organisatie ongewenst omdat de problemen op gebiedsniveau daarvoor een te grote differentiatie kennen en omdat het gevaar bestaat dat daarmee het aantal mogelijke ontwikkelingsperspectieven op voorhand wordt beperkt.
Op basis van de vertaling van randvoorwaarden in maatregelen kan in de ontwerpfase vervolgens een inschatting worden gemaakt van de ecologische speelruimte voor andere maatschappelijke aanspraken, bijvoorbeeld welke natuurlijke kwaliteit kan worden behouden dan wel ontwikkeld binnen de randvoorwaarden gesteld vanuit het functioneren van agro-ecosystemen ofwel welke vormen van landbouw mogelijk zijn binnen gestelde natuurdoelen.

In de *analysefase* gaat het tenslotte om de implicaties van de alternatieve ontwikkelingsmogelijkheden of onderdelen daarvan. Deze moeten zowel worden beoordeeld in het licht van de geformuleerde intenties als in het licht van de consequenties voor verschillende aspecten van de MFO. Bieden de ontwerpen een zo goed mogelijke garantie - in termen van de gekozen termijn en het risiconiveau - voor een duurzame ecologische ontwikkeling van de leefomgeving als geheel? Een invulling van de persistentietheorie verschaft de planning een evaluatie-instrument in de vorm van de eerder genoemde graadmeters: zal realisatie van een bepaald ontwikkelingsperspectief leiden tot duurzaam behoud dan wel herstel van de gewenste natuurlijke kwaliteit?
Bij de beoordeling van de consequenties voor verschillende aspecten van de MFO is de vertaling van ecologische randvoorwaarden in normen voor maatschappelijk handelen van groot belang. Een invulling van de bouwstenen voor persistentie verschaft de planning aangrijpingspunten voor het formuleren van noodzakelijke maatregelen en geeft daarmee handvaten voor sturing. De invulling van deze maatregelen voor specifieke ecosystemen is van belang voor de analyse van de gevolgen voor andere maatschappelijke aanspraken. Deze analyse brengt een eventuele inconsistentie in verschillende maatschappelijke aanspraken aan het licht: inzicht in de met doelstellingen verbonden randvoorwaarden maakt duidelijk waar deze -in ecologische zin- niet direct verenigbaar zijn. De exercitie in hoofdstuk 6 is daar een voorbeeld van: realisatie van ten minste de algemene milieukwaliteit, herstel van de verdroging tesamen met realisatie van de voorgestelde ecologische hoofdstructuur laat waarschijnlijk weinig ruimte voor de intensieve veehouderij in het Beerze-Reuselgebied en zal ook vergaande beperkingen aan de melkveehouderij opleggen. Een dergelijke uitkomst van een dergelijke consequentie-analyse kan leiden tot bijstelling dan wel aanscherping van de beleidsintenties en vervolgens tot een nieuw ontwerp.
Het overzicht van de verschillende ontwikkelingsperspectieven met hun implicaties vormt de basis voor het afwegingsproces. Deze afweging vindt plaats in de *fase van besluitvorming*. Mijns inziens is voor de discussie over de uiteindelijke keuze een overzicht van de mogelijkheden, gebaseerd op de persistentietheorie tesamen met een argumentatie van noodzakelijke maatregelen gebaseerd op de

verschillende bouwstenen van persistentie, ontontbeerlijk. Hoewel er in dit onderzoek weinig aandacht aan is besteed, is mijn verwachting dat verkenning van de consequenties van verschillende doelstellingen ten aanzien van landbouw én natuur (als onderdeel van verschillende alternatieve ontwikkelingsrichtingen) de legitimatie en ondersteuning van het beleid kunnen vergroten. De negatieve reactie van boeren op het ontwerp-streekplan van de provincie Noord-Brabant wijst op het belang hiervan.

Na de keuze voor een ontwikkelingsperspectief volgt de *fase van uitvoering*. Duidelijk zal zijn dat de in dit onderzoek geconstrueerde invalshoek samenwerking vergt tussen de verschillende beleidsvelden die betrokken zijn bij de planning ten aanzien van de leefomgeving. De samenhang tussen de fysieke aspecten van het vraagstuk van duurzaam behoud en ontwikkeling van natuurlijke kwaliteit roept ook een samenhang op het niveau van sturing op. Beleidsdoelstellingen en -maatregelen ten opzichte van de betrekking tussen agro- en natuurecosystemen dienen zodanig te worden gecoördineerd en geïntegreerd, dat de samenhang in het object - de samenhang tussen de functionele, biotische en ruimtelijke dimensie van ecosystemen - wordt weerspiegeld in een samenhangende inzet van het instrumentarium van de verschillende beleidsvelden. Het onderscheid in drie dimensies, als een van de peilers van de in dit onderzoek geconstrueerde ecologische invalshoek, kan daarbij de belangrijke functie van zoeklicht vervullen om aan te geven om welke grenzen van natuurlijke kwaliteit het gaat in specifieke (deel)gebieden en welke bijdrage de verschillende beleidsvelden moeten leveren aan het in acht nemen van deze grenzen. Zo richt het ROM-beleid zich vooral op problemen op het snijvlak van de functionele en de ruimtelijke dimensie; de samenhang met het natuurbeleid is hier gelegen in de afstemming tussen natuurgerichte normstelling (in dit onderzoek ecologische randvoorwaarden genoemd), invulling van de doelstellingen met betrekking tot de algemene dan wel de bijzondere milieukwaliteit en de ruimtelijke structuur.

7.4 Tot slot : duurzaamheid als planningsopgave

In hoofdstuk 1 werd aangegeven dat het streven naar duurzaamheid in brede zin zowel betrekking heeft op ecologische als op economische aspecten van maatschappelijke activiteiten. Het gaat erom een balans te vinden tussen maatschappelijke behoeften en natuurlijke kwaliteit. Aangezien er tal van interpretaties en definities van het globale concept van duurzaamheid mogelijk zijn, is het streven naar duurzaamheid op te vatten als een continu debat over wat we als maatschappij willen, wat daar in ecologisch en economisch opzicht voor nodig is, wat er mogelijk is én wat de gevolgen van de verschillende opties zijn.
In dit onderzoek zijn de ecologische randvoorwaarden voor een duurzame realisatie van de maatschappelijke aanspraken 'landbouw' en 'natuurbehoud en -ontwikkeling' onderzocht. Daarbij is het begrip duurzaamheid ingevuld op basis van de theoretische noties van persistentie en hiërarchische organisatie van

ecosystemen. Deze invulling van het concept duurzaamheid is ingezet als brug tussen beleidsintenties en planvoorstellen teneinde een debat over duurzaamheid in ecologische zin in een planningscontext te structureren. Vanuit een planningsoptiek zijn echter ook andere maatschappelijke aanspraken in het geding, zoals recreatie, verstedelijking e.d. én spelen de economische aspecten van het streven naar duurzame ontwikkeling een belangrijke rol. Hoewel deze in dit onderzoek niet aan bod zijn gekomen, denk ik dat de gevolgde benadering ook hier een zinvol perspectief kan bieden.
Het construeren van duurzame ontwikkelingsperspectieven voor de MFO in brede zin vereist daarnaast een invalshoek van economische aard in het planningsproces. Voor de verschillende beleidsdoelstellingen en de daarop gebaseerde alternatieve ontwikkelingsperspectieven moet worden aangegeven wat er in economisch opzicht nodig is om te komen tot een duurzame ontwikkeling en wat de consequenties van de verschillende perspectieven zijn. Daartoe moet dus in eerste instantie de stellingname ten aanzien van duurzaamheid in economische zin worden geduid, gekoppeld aan een duiding van de gekozen economische graadmeter of graadmeters. Met behulp hiervan moeten zowel huidige als mogelijke toekomstige knelpunten in economische zin worden opgespoord. Het ontwerp van ontwikkelingsperspectieven moet aangeven op welke manieren deze problemen kunnen worden opgelost.
Verkenningen met behulp van zowel een ecologische als een economische invalshoek zullen de belangrijkste uitgangspunten zijn bij de afweging tussen ontwikkelingsperspectieven. Aangrijpingspunten voor deze afweging zullen vooral in de analysefase van het planningsproces naar voren komen. Ecologische randvoorwaarden hebben economische implicaties; economische aspecten van duurzaamheid kunnen de mogelijkheden in ecologische zin afbakenen. Een goede afweging tussen duurzame ontwikkelingsperspectieven voor de MFO in brede zin vereist de inzet van beide invalshoeken in het planningsproces. Planning blijft daarmee een leerproces en een proces van kennisverwerving, gericht op duurzame ontwikkeling van de leefomgeving.

Noten

1. Vergelijk het begrip multifunctionaliteit uit de Wet Bodembescherming: de bodemkwaliteit mag niet onomkeerbaar en onherstelbaar worden aangetast.

spatial dimension refers to the hierarchical spatial arrangement of ecosystems and their interrelationships. Each ecosystem is characterized by a specific coherence between the biotic, functional and spatial dimensions. The hierarchical organisation of ecosystems and the coherence between the three dimensions play an important role in the self-regulation of natural ecosystems, notably when they are faced with disturbances. These disturbances are defined as significant changes in the characteristics of an ecosystem, which result, for instance, from changes in environmental factors. In contrast to the concept of stability, the concept of persistence implies the self-regulation of ecosystems that can exist in more than one equilibrium state or attraction domain and even in a non-equilibrium state. Persistence of hierarchically organised ecosystems is defined as the ability to maintain the characteristic coherence of species, functional aspects and spatial components. When confronted with disturbances, these ecosystems are able to persist by shifting from one attraction domain to another. The possibility of alternative equilibrium states is, however, limited to a specific range of disturbances.

Ecological theory focuses mostly on population density or population size, elements of the biotic dimension, as indicators of persistence. Limits to the persistence of natural ecosystems are then defined as limits to fluctuations in these indicators, acceptable with a view to the long-term survival of the population in question. Owing to the coherence between the dimensions of hierarchically organised ecosystems, changes in population density or size are the result of underlying functional, biotic or spatial processes. These processes are therefore regarded as the building blocks of persistence. The extent to which the persistence of ecosystems is threatened is related to the extent to which the limits to changes in these building blocks are exceeded.

PERSISTENCE OF AGRO-ECOSYSTEMS AND NATURE-ECOSYSTEMS

The processes in both agro-ecosystems and nature-ecosystems are the same as in natural ecosystems. However, they are regulated by a specific form of human management. Agro and nature-ecosystems differ in the extent to which their self-regulation is replaced by human regulation. It is assumed that these types of ecosystems are also characterized by a three-dimensional hierarchical organisation.

In agro-ecosystems, the coherence between the dimensions is regulated with a view to animal and plant production. The yield per ha and/or per animal is regarded as the indicator of the persistence of agro-ecosystems. Important building blocks of the persistence of agro-ecosystems are the quality of the soil in the functional dimension, the health of livestock and crops in the biotic dimension, and the possibility of multiple land use in the spatial dimension.

In nature-ecosystems, the coherence between the dimensions is regulated with a view to a specific species composition. The focus is mainly on the conservation of rare species and communities, characteristic for Dutch environmental conditions. This species composition is regarded as the indicator of the persistence of

nature-ecosystems. Important building blocks are the quality of soil and groundwater and the level of the groundwater table in the functional dimension, the minimum viable population size of characteristic species, defined as the population size that will ensure (at some statistical level) its persistence for a specified time, in the biotic dimension, and the surface and spatial heterogeneity together with the possibility of connection with similar nature-ecosystems in the spatial dimension.

In order to implement an ecological approach for planning, a quantitative indicator of the acceptable limits to the fluctuations in both agricultural yield and species composition is needed. When such an indicator is lacking, this study focuses on limits to changes in the mentioned building blocks, as for example limits to the accumulation of heavy metals in agro-ecosystems and limits to the isolation of nature-ecosystems.

AGRO-ECOSYSTEMS AND NATURE-ECOSYSTEMS IN PLEISTOCENE AREAS

In order to define the current problems relating to persistence, the relationship between agriculture and nature in pleistocene areas is re-examined through the use of the theoretical framework. The extent to which disturbances in agro and nature-ecosystems threaten their respective persistence depends both on the intensity of agricultural land use, and the susceptibility to related disturbances of the natural substratum, the totality of soil, water, air, plants and animals. Initially, the pleistocene areas were characterized by many gradual transitions from oligotrophic to mesotrophic and eutrophic conditions. The development of agriculture in the pleistocene areas was structurally influenced by the pattern of plains, sand ridges and stream valleys.

In the 1960s dairy farming in pleistocene areas expanded enormously. The 1970s showed a large increase in intensive husbandry, especially in the eastern and southern pleistocene areas. Later, a decrease in acreage was compensated by developments in the respective dimensions of agro-ecosystems, resulting in an annually increasing production per hectare and per animal. Factual information concerning possible threats to the persistence of agro-ecosystems is scarce, except for arable farmland in the northern pleistocene area, where agricultural yields show a decline as a result of the intensive tillage practices.

Using 'yield' as an indicator of persistence proves to be difficult because of the continuous adjustment and extension of the management of agro-ecosystems. Thus, it is not yet possible to quantify the variation in yields which would be acceptable in terms of persistence. Changes in several building blocks, however, signal possible future threats to the persistence of agro-ecosystems. These changes include the accumulation of potassium and heavy metals in the soil, the speed with which weeds, soil organisms and insects become resistant to pesticides, and the possibility of limited use of land which was heavily manured in the past.

Moreover, changes in agricultural land use have affected and still affect other aspects of the quality of the natural substratum through the release of nitrogenous and acidifying compounds, the lowering of the groundwater table and the decrease in spatial heterogeneity.

Around 1900, the Dutch nature movement was born out of an increasing concern about the general changes in agricultural land use. In the period 1900-1960 the acreage of nature-ecosystems in the Netherlands sharply decreased. Since 1960, the quality of the remaining nature-ecosystems has been declining. The situation with respect to the number and diversity of species in these nature-ecosystems has deteriorated. Consequently, it is assumed that the persistence of nature-ecosystems in pleistocene areas has been strongly affected. To a large extent, this deterioration is caused by the above mentioned effects of agricultural land use. These disturbing effects have led to a decreasing viability of plants and animals characteristic of nature-ecosystems. As a result of the cumulative effect of disturbances, it can be assumed that nature-ecosystems in pleistocene areas have only one attraction domain left. This limits their capacity to absorb further disturbances. In order to sustain this assumption, it is necessary to quantify the acceptable variation in species composition for specific types of nature-ecosystems,such as e.g. heaths and moorland pools. So, nature conservation schemes should state explicitly which type of ecosystem is intended. Only then, limits to changes in both the species composition and the relevant building blocks can be determined.
From a planning perspective, maintaining the persistence of nature-ecosystems of in the pleistocene areas is a more pressing problem than maintaining the persistence of agro-ecosystems.

POLICY PLANS FOR THE QUALITY OF THE NATURAL SUBSTRATUM

The decline in the quality of the natural substratum in the Netherlands prompted the government to revise its policy. In the last few years a number of government reports on this problem have been published: the National Report on Environmental Policy, the Report on Nature Policy, the Third Report on Watermanagement, the Fourth Report on Spatial Organisation (Extra) and the Report on Agricultural Structures. All these reports focus on sustainable development, particularly on the sustainable preservation and development of nature-ecosystems. Besides the traditional preservation of the so-called 'half-natural' ecosystems like heaths and moorlands, there is a strong interest in developing original, self-regulating ecosystems. Restoring the quality of the natural substratum is a prerequisite in both approaches. The different policy plans seek to counteract the current decline in quality by realising both an Ecological Main Structure and a general level of quality of the environment.
The above mentioned policy plans are generally lacking in an ecological approach as defined in this study. An explicit definition of sustainability, together with relevant indicators and limiting values, is commonly not given. The objectives as

to the quality of the natural substratum have not been made explicit and applicable on the regional level. The reports pay too little attention to the coherence between functional, biotic and spatial conditions for the persistence of ecosystems. Furthermore, the measures proposed to attain the general level of environmental quality are insufficient.

BOUNDARY CONDITIONS FOR THE QUALITY OF THE NATURAL SUBSTRATUM IN THE CATCHMENT AREAS OF BEERZE AND REUSEL

The case-study evaluates regional plans concerning nature-ecosystems in the catchment areas of two lowland streams in the southern pleistocene area. The pivotal question is whether or not these schemes are adequate in terms of persistence. The case-study comprised three parts: the conservation of forests and heaths as core areas in the Ecological Main Structure, the realisation of corridor zones for forest birds, and the creation of nature expansion areas in stream valleys.

The evaluation encountered a number of difficulties. Firstly, the schemes were not very specific about the desired species composition. Secondly, data on the current species composition in potential core areas and nature expansion areas were incomplete. Thirdly, quantitative knowledge as to the limits to fluctuations in the species composition of the nature-ecosystems concerned, is rather limited. Consequently, it proved to be impossible to demarcate entirely the different attraction domains in which these ecosystems can persist.

Since an evaluation using the indicator 'species composition' could not be carried out satisfactorily, the study was orientated towards limits to fluctuations in the building blocks of persistence. Again, the knowledge of these limits is patchy. In the functional dimension, the values of the critical loads of acid deposition in nature-ecosystems are in part arbitrary. Knowledge concerning limits to desiccation and eutrophication is limited to estimated original values. In the biotic dimension, no general rule for the minimum viable population size can be given. In the spatial dimension, knowledge concerning the size, location and quality of corridor zones between core areas, required for the dispersal of species, was mostly qualitative.

As far as possible, the level of quality of the natural substratum that can be realised on the basis of the proposed policy measures was compared with the level of quality necessary to ensure the persistence of nature-ecosystems. The latter corresponds to the limits on fluctuations in the different building blocks, and is seen as the complex of boundary conditions for persistence. Not only do the results of this comparison show a large gap between measures and conditions, they also suggest that some ecological conditions have not been taken into account at all.

Respecting the boundary conditions for the quality of the natural substratum in nature-ecosystems will have far-reaching consequences for the management of the agro-ecosystems in the catchment areas of Beerze and Reusel. These consequences include, in the functional dimension, a reduction of the release of

nitrogenous compounds and phosphate, and a reduction of the use of groundwater; in the spatial dimension, a reduction in acreage and in some zones a restriction on land use, due to the requirements of nature-ecosystems; in the biotic dimension, a reduction in the number of animals may be necessary. However, standards for the translation of the conditions for persistence of nature-ecosystems into acceptable agricultural management have yet to be developed.

AN ECOLOGICAL APPROACH TO PLANNING

The case-study in the Beerze-Reusel area leads to the conclusion that, without an ecological approach, the balance between political objectives, ecological conditions and adequate policies is seriously impeded. The regional plans do not lead to sustainable conservation of existing nature-ecosystems, and the realization of both adequate corridor zones and nature expansion areas in stream valleys seems doubtful. On the other hand, meeting the conditions for the quality of the natural substratum of nature-ecosystems would seriously affect the outlook for agriculture in the Beerze-Reusel area.

In theory, combining of the concept of persistence with the hierarchical concept of ecosystems could provide planning with a promising basis for an ecological approach. From this study it is apparent that the coherence between the different ecological aspects of sustainable development necessitates coherence and integration of the different domains of physical planning. The implementation of the theoretical approach elaborated in this study will depend on whether or not the lacunae in ecological knowledge which were encountered can be remedied. In particular there is need for more extensive knowledge of the boundaries of the different attraction domains in which ecosystems can persist.

Literatuur

Aarsen, L.F.M. van den, W. Berends & B. Rankenberg (1985), Beheersmaatregelen op veenweidebedrijven, Bijlage I: Weidevogels. Doctoraalscriptie Vakgroep Natuurbeheer. (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Aarsen, L.F.M. van den (1989), Persistentie en hiërarchische organisatie van ecosystemen. *Landschap* (6) 4: 291-300

Aarsen, L.F.M. van den & M.J. van der Vlist (1989), Groen in grijs perspectief? Naar een ecologie van landsystemen, in: *Stichting Meander*: 151-170

Aarsen, L.F.M. van den & A.J.H. Willems (1991), Casco-planning als vangnet? *Groen* (47) 7/8: 27-31

Aarsen, L.F.M. van den & H.P.J. Eweg (1992), Tussen casco-concept en casco-plannen liggen nog veel vragen. *Blauwe Kamer* 4: 22-24

Aart, P.J.M. van der, R. Aerts, R. Bobbink, H.F.G van Dijk & W. Koerselman (1988), De invloed van vermesting op terrestrische ecosystemen. *Landschap* (5) 4: 253-269

Aarts, H.F.M., E.E. Biewinga, G. Bruin, B. Edel & H. Korevaar (1988), Melkveehouderij en milieu: een aanpak voor het beperken van mineralenverliezen. PR-rapport nr. 11, CLM-rapport PM 2, CABO-verslag nr. 79. (Lelystad/Utrecht/Wageningen: PR/CLM/CABO)

Algra, S. (1970), De invloed van de landbouw op het natuurlijk milieu. *Landbouwkundig Tijdschrift* (82) 4: 155-164

Allen, T.F.H. & T.B. Starr (1982), Hierarchy: perspectives for ecological complexity. (Illinois: University of Chicago Press)

Altena, H.J. & M.J.M. Oomes (1983), Te verwachten graslandvegetaties bij extensivering van het gebruik. *De Levende Natuur* (86) 1: 16-20

Amstel, A.R. van, L.C. Braat & A.C. Garritsen (1989), Verdroging van natuur en landschap in Nederland. Instituut voor Milieuvraagstukken, CML, DGV-TNO en RIN. ('s-Gravenhage: Ministerie van Verkeer en Waterstaat)

Arts, G.H.P. (1987), Geschiedenis van de verzuring van zwak gebufferde wateren in Nederland onder invloed van atmosferische depositie. Dutch priority Programme on acidification (Nijmegen: Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U.)

Asman, W.A.H. & H. Maas (1986), Schatting van de depositie van ammoniak en ammonium in Nederland t.b.v. het beleid in het kader van de hinderwet. IMOU-Rapport R-86-8. (Utrecht: Rijksuniversiteit Utrecht, Instituut voor Oceanografie en Meteorologie)

Asman, W.A.H. & J.A. van Jaarsveld (1990), Gedrag van atmosferisch ammoniak. Proceedings Symposium Dierlijke mest: Problemen en oplossingen. ('s-Gravenhage: KNCV)

Asperdt, A. van & G. Endedijk (1990), Beekherstel: beken in oude glorie. (Tilburg: BMF)

Atlas van Nederland (1990), Stichting Wetenschappelijke Atlas van Nederland. ('s-Gravenhage: SDU)

Baaijens, G. (1985), Over grenzen. *De Levende Natuur* (86) 3: 102-110

Baars, A.J. (1989), Veehouderij streeft naar minder zware metalen. *Landbouwkundig Tijdschrift* (101) 2: 36-38

Bailey, R.G. (1987), Suggested hierarchy of criteria for multi-scale ecosystem mapping. *Landscape and Urban Planning* 14: 313-319

Bakema, A.H, K.F. de Boer, J.W. Erisman, G.J. Heij, J.P. Hettelingh, K.W. van den Hoek, N.J.P. Hoogervorst, L. Hordijk, R. Thomas & W. de Vries (1991), Verdroging, in: RIVM: 184-213

Bakker, J.P. & Y. de Vries (1983), Natuurbeheer in het Stroomdallandschap Drentsche Aa. *Natura* (80) 1: 19-28

Bakker, J.J., B. van Dessel en F.J. van Zadelhoff (1989), Natuurwaardenkaart 1988. Natuurgebieden, bossen en natte gronden in Nederland. Achtergrondreeks Natuurbeleidsplan nr. 7 ('s-Gravenhage: SDU)

Bakker, K., Th. E. Cappenberg, Nora Croin Michielsen, A.H.J. Freijsen, P.H. Nienhuis, J.W. Woldendorp & J.J. Zijlstra (red.) (1985), Inleiding tot de oecologie. (Utrecht/Antwerpen: Bohn, Scheltema & Holkema)

Barends, S. (1987), Streekproefgewijze inventarisatie van perceelsvormen in Nederland. Rapport nr. 1927 (Wageningen: Stichting voor Bodemkartering)

Bauwens, A.L.G.M., J.H. Post & R. Rijneveld (red.) (1981), Landbouw tussen vrijheid en gebondenheid. ('s-Gravenhage: LEI)

Bauwens, A.L.G.M. & J.A. van Driel (1981), De kleine bedrijven op de zandgronden in de jaren zeventig, in: A.L.G.M. Bauwens e.a. (red.): 275-297

Beije, H.M. & R.H. Lichthart (1980), Kampina, beheersplan 1979 - 1989. ('s-Graveland: Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten)

Berendse, F. & R. Kwant (1984), Een wiskundig model voor heide. *Tijdschrift Koninklijke Heidemaatschappij* 95 (11): 371-374

Berendse, F. (red.) (1990), Natuurontwikkeling en landbouw. (Wageningen: CABO)

Beugelink, G.P. e.a. (1989), De kwaliteit van het grondwater in Nederland. Rapport nr. 728820001 (Bilthoven: RIVM)

Bieleman, J. (1987), Boeren op het Drentse zand 1600-1910, een nieuwe vsie op de 'oude' landbouw. AAG-bijdragen nr 29. (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Biemans, J.M. (1991), De landbouw in Midden- en Oost-Brabant, nu en straks. Mededelingen LEI, afdeling structuuronderzoek no. 4453 ('s Gravenhage: LEI-DLO)

Bink, F.A., J. Meltzer, J.G. de Molenaar, T.A.W. van Rossum & G.J. Saaltink (1979), Levensgemeenschappen. Natuurbeheer in Nederland (Leersum: Rijksinstituut voor Natuurbeheer)

Botkin, D.B. & M.J. Sobel (1975), Stability in time-varying ecosystems. *The American Naturalist* 109: 625-646

Boekel, P. (1982), De bodemstructuur in de moderne akkerbouw. *Bedrijfsontwikkeling* jrg. 13 (1982) 11: 1001

Boekhorst-van Maaren, E.N. te (1984), Advies Landschapsbouw de Hilver. Staatsbosbeheer, rapport nr. 1984-7 (Utrecht: Staatsbosbeheer)

Boer, P.B. de (1990), Aangepaste landbouw; ecologische en landbouwkundige effecten op weidebedrijven. COAL-publikatie nr. 52 (Den Haag: NRLO/LEI)

Boogaard, M. van den (1991), Ecologische infrastructuur in ruilverkaveling de Hilver. Doctoraalscriptie Vakgroep Ruimtelijke Planvorming, sectie Planologie. (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Bos, B.A. (1990), Diessen in beweging - het gebruik van choremen bij onderzoek naar ruimtelijke veranderingen. Doctoraalscriptie Vakgroep Ruimtelijke Planvorming, sectie Planologie. (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Bosch, G. van den (1991), Oisterwijkse Vennen en Kampina onder druk van verzuring en vermesting. Doctoraalscriptie Vakgroep Ruimtelijke Planvorming, sectie Planologie. (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Botkin, D.B. & M.J. Sobel (1975), Stability in time-varying ecosystems. *The American Naturalist* vol 109, no. 970: 625-646

Bouwer, K. (1988), Een nieuwe relatie? Ruimtelijke ordening en milieubeleid. *Rooilijn*, extra nummer: 27-32

Braaksma, S. (1983), Natuur en landschap in Goirle en de Hilver; deel 3 De Vogels. Staatsbosbeheer rapport nr. 20-812-3

Braat, L.C., A. van Amstel, E. Nieuwhof, J. Runhaar & J.B. Vos (1987), Verdroging in Nederland, probleemverkenning. Instituut voor Milieuvraagstukken, Centrum voor Milieukunde. ('s-Gravenhage: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van VROM)

Breeuwsma, A., J.G.A. Reijerink & O.F. Schoumans (1990), Fosfaatverzadigde gronden in het Oostelijk, Centraal en Zuidelijk zandgebied. (Wageningen: Staringcentrum)

Brink, B.J.E. ten, S.H. Hosper & F. Colijn (1990), Ecologische normstelling voor het waterbeheer, in: A.A.A. van der Schraaf e.a. (red.): 109-134

Broekhuizen, S. (1986), De betekenis van kleine landschapselementen voor marterachtigen, in: Opdam, P., T.A.W. van Rossum & T.G. Coenen (red.): 45-52

Brouwer, E., J.N.M. Dekker, G.H.E. Nieuwdorp & A.A.A. van der Schraaf (1990), Strategieën voor ecologische normstelling - de knikkers en het spel. ('s Gravenhage: SDU)

Brussaard, W. & C.W. Stortenbeker (1991), Milieu en Ruimte in de jaren '90. *Wageningse Ruimtelijke Studies* nr. 5. (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Bueno de Mesquita, H., F.W. Burger, P. Everaarts, F. de Jong, H. Kloosterman, R.G. Lim & I. Willemsen (1990), Gebiedsgericht beleid voor de Gelderse Vallei. Studierapport UBM no. 1990/4 (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Buijsman, E., H. Maas & W. Asman (1984), Een gedetailleerde ammoniak-emissiekaart voor Nederland. (Utrecht: Rijksuniversiteit Utrecht, Instituut voor Meteorologie en Oceanografie)

Buitenkamp, M., H. Venner & T. Wams (1990), Actieplan Duurzaam Nederland. (Amsterdam: Vereniging Milieudefensie)

Bund, C.F. van de (1986), Diersoorten als toets voor natuurwaarde van heide. *De levende Natuur* 87: 14-23

Buuren, M. van (1986), Over stromen in Oost-Twente. Doctoraalscriptie Vakgroepen Tuin- en Landschapsarchitectuur en Planologie. (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Buuren, M. van, K. Kerkstra & P. Vrijlandt (1991), Kleinschaligheid, verweven of casco? *Landinrichting* (31) 1: 1-18

Centraal Bureau voor de Statistiek (1991), Milieufacetten. Cijfers bij de tweede nationale milieuverkenning 1991. ('s-Gravenhage: Staatsuitgeverij)

Clark, W.C. & R.E. Munn (eds) (1986), Sustainable development of the biosphere. (Laxenburg, IIASA)

Cleveringa, R. & D. Keeman (1990), Het RIS in opmars. Doctoraalcriptie Vakgroep Ruimtelijke Planvorming, sectie Planologie (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Commissie Brundtland (1987), Our Common Future. Report of the World Commission on Environment and Development (Oxford: Oxford University Press)

Commissie Lange Termijn Milieubeleid (CLTM) (1990), Het milieu: denkbeelden voor de 21ste eeuw. (Zeist: Kerckebosch)

Commissie van Veen (1971), Rapport van de Commissie Interdepartementale Taakverdeling en Coördinatie ('s-Gravenhage: Staatsuitgeverij)

Connell, J.H. & W.D. Sousa (1983), On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *American Naturalist* 121: 789-824

Conway, G.R. (1985), Agroecosystem analysis. *Agricultural Administration* 20: 31-55

Conway, G.R. (1987), The properties of agroecosystems. *Agricultural Systems* 24: 95-117

Coops, A. (1993), Een rechte beek mag weer krom worden, maar niet bij toeval. *Blauwe Kamer Profiel* 3: 41-45

Cox, G. & M. Atkins (1979), Agricultural ecology, an analysis of world food production systems. (San Francisco: W.H. Freeman & Company)

Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO) (1988), Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren.

Daamen, R. A. (1990), Pathosystem management of powdery mildew in winter wheat. Dissertatie LU-1336 (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Dam, H. van (1980), Veranderingen in de vennen van Oisterwijk tussen 1840 en 1976. *Natura* (77) 3: 98-111

Dam, H. van (1983), Vennen in Midden-Brabant. (Leersum: Rijksinstituut voor Natuurbeheer)

Dam, H. van (1987), Verzuring van vennen: een tijdsverschijnsel. (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Dam, H. van (1988), Beheer van vennen in historisch perspectief. *De levende natuur* (89) 3: 66-73

Dam, H. van & A. Mertens (1990), Lange-termijnonderzoek naar verzuring van vennen. *De levende natuur* (91) 5: 184-191

Dekker, J.N.M. & J. Knaapen (1986), Dynamiek in de ecologische infrastructuur - over de politieke carrière van ecologische concepten. *Landschap* 3 (4): 282-294

Dekker, J. (1987), Nieuwe ontwikkelingen in gewasbescherming tegen schimmelziekten. *Landbouwkundig Tijdschrift* (99) 11: 19-21

Dekker, J.N.M. & E.C. Brands (1989), Ingrijpen of niet, het continue dilemma van de natuurbescherming. *Landschap* 6 (1): 3-18

Dekker, J.N.M .(1990), Complete ecosystemen, over de zin en onzin van een concept. *Landschap* 7 (1): 55-61

Dekker, J. & T. van Leeuwen (1991), De tweedeling van de natuur. *Spil* 81-82 + 83-84: 67-75

Denneman, W.D. & R. Torenbeek (1987), Nitraatimmissie en Nederlandse ecosystemen: een globale risico-analyse. Rapport 87/23. (Arnhem: RIN)

DHV/HNS (DHV Water bv & Hamhuis+van Nieuwenhuijze+Sijmons adviesbureau voor ruimtelijke planning en ontwerp) (1991), Raamplan Beerze-Reusel, raamplan voor een gebeidsgerichte benadering van het stroomgebied van de Beerze en de Reusel, in opdracht van de provincie Noord-Brabant.

Diemont, W.H. (1984), Heidevelden veranderen: kijk op de heide in het verleden. *Tijdschrift van de Koninklijke Nederlandse Heidemaatschappij* 95: 315-318

Diermen, J. van (1989), Broedvogels van Kampina en Oisterwijkse Bossen en Vennen. Intern rapport. ('s-Graveland: Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten)

Diermen, J. van (1990), Karakteristieke broedvogels van Kampina en Oisterwijkse Bossen, in: F. Post, A. Braam & R. Buskens, (red.): 8-20

Don, A. (1987), Normstelling voor de terrestrische natuur. *Landschap* 4 (themanummer): 63-69

Dorp, D. van (1986), Bosvogels in kleine bossen: betekenis van oppervlakte, onderlinge afstand en de aanwezigheid van houtwallen. In: P. Opdam, T.A.W. van Rossum & T. Coenen (red.): 29-43

Dorp, D. van & R.H.G. Jongman (1987), Bosvogels en landschapsplannen; een voorbeeld van het gebruik van ecologische gegevens in de landinrichting. *Landschap* 4 (2): 82-93

Dort, T.C.M. van & R.H. Kemmers (1990), Het bepalen van de ligging en omvang van bufferzones tegen de inspoeling van nitraat voor een viertal beekdalen in Noord-Brabant. (Wageningen: Staringcentrum)

Dirkx, G.H.P. en A.A. de Veer (1988), Veranderingen in opgaande begroeiing en ruimtemaat in de Achterhoek, Twente en de Friese Wouden in de periode 1974-1987. Rapport nr. 2041 (Wageningen: Stichting voor Bodemkartering)

Drecht, G. van, F.R. Goossensen, M.J.D. Hack-ten Broeke, E.J. Jansen & J.H.A.M. Steenvoorden (1991), Berekening van de nitraatuitspoeling naar het grondwater met behulp van eenvoudige modellen. Rapport nr. 728472009. (Bilthoven: RIVM)

Duijvenbooden, W. van, J. Taat & L. Gast (1985), Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit - eindrapport van de inrichtingsfase. ('s Gravenhage: Staatsuitgeverij)

Duijvenbooden, W. van (1987), Groundwater quality monitoring networks: design and results. Proceedings International Conference on the vulnerability of soil and groundwater to pollutants. ('s Gravenhage: TNO)

Duijvenbooden, W. van & A. Breeuwsma (red.) (1987), Kwetsbaarheid van het grondwater. Rapport nr 840387003 (Bilthoven: RIVM)

Duijvenbooden, W. van, L. Kohsiek, R. van den Berg & H. Snelting (red.) (1992), Milieudiagnose III, Bodem- en Grondwaterkwaliteit. Rapportnr 724801003 (Bilthoven: RIVM)

Eo Wijersstichting (1992), Het stromend stadsgewest, vormgeven aan de ecoregio Breda. Juryrapport. (Rotterdam: Uitgeverij 010 Publishers)

Farjon, J.M.J, W.B. Harms & I.L. Loopstra (1983), Gevolgen van ruilverkaveling voor het landschap. Landschapsecologische gevolgen van ruilverkaveling in de Achterhoek. Rapport nr. 332 (Wageningen: Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw De Dorschkamp)

Farjon, J.M.J. (1993), Ecologische kansrijkdom bij natuurontwikkeling in het beekdal van de Drentse Aa, in H. Kraal e.a. (red): 49-51

Ferdinandus, H.N.M., Th.M. Lexmond & F.A.M. de Haan (1989), Zware-metalen balansen als toets van de duurzaamheid van de huidige landbouw. *Milieu* 1989/2: 48 -54

Fiering, M.B. & C.S. Holling (1974), Management and standards for perturbed ecosystems. *Agroecosystems* 1: 301-321

Forman, R.T.T. & M. Godron (1986), Landscape ecology. (Canada: John Wiley & Sons Inc)

Forman, R.T.T. (1990), Ecologically sustainable landscapes: the role of spatial configuration, in: Zonneveld I.S. & R.T.T. Forman (eds): 261-278

Fraters, D. (1991), Verontreiniging door zware metalen, in: RIVM: 331-346

Gaag, M.A. van der, K.C.J. van den Ende, L. van Liere & J.H. Woudstra (1991), Fluviale milieuproblemen, in: RIVM: 235-282

Galiën, M. van der (1982), Wat is er aan de hand met de opbrengsten van pootaardappelen? *Bedrijfsontwikkeling* jrg. 13 (1982) 8: 775

Gatto, M. & S. Rinaldi (1989), Acid deposition and catastrophes in forests: a tree-nutrient model. *Coenoses* 4 (2): 81-90

Geleuken, B. van (1990), Mestbeleid en milieu: wet van behoud van ellende? (Zeist: Kerckebosch bv)

Goodman, D. (1987), The demography of chance extinction, in: M.E. Soulé (ed): 11-34

Gool, C.R. van, C.L.G. Groen & A.R. van Amstel (1990), Verdroging van natuur in Nederland. Deel I: Inventarisatie van de omvang van het probleem. *Landschap* 7 (3): 145-163

Goossensens, F.R. & P.C. Meeuwissen (red.) (1990), Advies van de commissie Stikstof. Onderzoek inzake de mest- en ammoniakproblematiek in de veehouderij 9. (Wageningen: DLO)

Gorter, H.P. (1986), Ruimte voor natuur. ('s-Graveland: Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland)

Gorter, J. (1992), Reusel, Rosep en Beerze, natuurontwikkeling in een middenloopsysteem. Intern rapport ('s-Graveland: Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten)

Grontmij & LEI-DLO (1992), Landbouwonderzoek Beerze- en Reuseldal. ('s Hertogenbosch: Provincie Noord-Brabant)

Haan, F.A.M. de, Th.M. Lexmond & W.H. van Riemsdijk (1986), Belasting van bodem en water door mineralenoverschotten uit de intensieve veehouderij. *Milieu* 1986/2: 34-43

Haber, W. (1990), Using landscape ecology in planning and management, in: Zonneveld I.S. & R.T.T. Forman (eds): 217-233

Ham, A. van den & K.W. van der Hoek (1990), Effecten van milieumaatregelen voor melkveebedrijven. (Ede: IKC-Veehouderij, afdeling Veehouderij en Milieu)

Harms, W.B., J.P. Knaapen & J. Roos-Klein Lankhorst, red. (1991), Natuurontwikkeling in de Centrale Open Ruimte. Rapport 138 DLO-Staringcentrum (Wageningen: Staringcentrum)

Hazendonk, N.F.C & P.J. Veen (1988), Het landschap van de zandgebieden: probleemverkenning in de ruilverkaveling Strijper Aa-Budel. Studiereeks bouwen aan een levend landschap no. 7. (Utrecht/Wageningen: Ministerie van L en V; Directie Bos- en Landschapsbouw)

Heij, G.J. & T. Schneider (red.) (1991), Eindrapport tweede fase Additioneel Programma Verzuringsonderzoek. Rapport no. 200-09 (Bilthoven: RIVM)

Helmer, W., W. Overmars & G. Litjens (1990), Rivierenpark Gelderse Poort (Laag Keppel: Stroming).

Hengeveld, R. (1990), Natuurontwikkeling, theoretische uitgangspunten in de ecologie. *Landschap* 7 (1): 47-54

Hetsen, H. & M.C. Hidding (1991), Landbouw en ruimtelijke organisatie in Nederland. Analyse en toekomstverkenning van een regionaal gedifferentieerde betrekking. WRS 6 (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Hidding, M.C. (1991), Inleiding Planologie (Wageningen: Vakgroep Ruimtelijke Planvorming)

Hiemstra, G. (1988), Stuifgevoeligheid wordt groter. *Boerderij* 34 (24 mei 1988): 11

Holling, C.S. & M.A. Goldberg (1971), Ecology and planning. *Journal of the American Institute of Planners* 37: 221-230

Holling, C.S. (1973), Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecological Systems* 4: 1-23

Holling, C.S. (1986), The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change, in: Clark, W.C. & R.E. Munn (eds): 292-317. (Laxenburg, IIASA).

Hoorn, A.S. van (1992), Ecologische infrastructuur - een nadere uitwerking van het concept voor bos- en struweelvogels in de Hilver. Doctoraalcriptie Vakgroep Ruimtelijke Planvorming, sectie Planologie (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Jong, P. 't, C. Hermans & H.F.M. Aarts (1989), Het mineralenoverschot van de Gelderse landbouw en het effect van beleidsmaatregelen. (Wageningen: Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek)

Jonge, J.M de (1988), Het landschap van de zandgebieden: probleemverkenning in de ruilverkavelingen Zieuwent-Harreveld en Aalten. Studiereeks bouwen aan een levend landschap no. 6. (Utrecht/Wageningen: Ministerie van L en V; Directie Bos- en Landschapsbouw)

Jongman, R.H.G. (1993), Landschapsecologie en ruimtelijke organisatie van rivierecosystemen. Een onderzoek naar de landschapsecologie van riviersystemen en de overheidszorg daarvoor in planning en beleid. (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Jonkheer, R. (1989), Vegetatiekartering Kampina 1988. ('s-Graveland: Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten)

Kalkhoven, J.T.R. (1992), Ecologische hoofdstructuur: natuurwaarden op schaal. Verslag NIROV/WLO Studiedag: Ecologische hoofdstructuur in de regio. ('s Gravenhage: NIROV)

Kerkstra, K. & P. Vrijlandt (1988), Het landschap van de zandgebieden, probleemverkenning en oplossingsrichting (Utrecht/Wageningen: Ministerie van L en V; Directie Bos- en Landschapsbouw)

Kleefmann, F. (1984), Planning als zoekinstrument. Ruimtelijke planning als instrument bij het richtingzoeken ('s-Gravenhage: Vuga)

Kleefmann, F. (1985), Handelen, handelingscontext en planning. Een theoretisch-sociologische verkenning. Mededelingen van de Vakgroepen Sociologie 15 (Wageningen: Landbouwhogeschool)

Kleefmann, F. & K. Kerkstra (1986), Ruimtelijke organisatie in het spanningsveld van onzekerheden. *Stedebouw en Volkshuisvesting* 67 (12): 445-449

Kleefmann, F. & M.J. van der Vlist (1989), Vijf beleidsdocumenten bezien vanuit twee gezichtspunten, in: M.J. van der Vlist & W. Brussaard, (red.): 74-117

Kleefmann, F. (1990), Inleiding in de Landinrichtingswetenschappen deel I. Algemeen begrippenkader (Wageningen: Vakgroep Ruimtelijke Planvorming)

Kleefmann, F. (1991), Duurzaamheid en dynamiek, aanleiding voor een nieuwe planningsaanpak, in: *Planologische Discussiebijdragen deel 2*: 477-485. (Delft: Delftsche Uitgevers Maatschappij b.v.) .

Klein Tank, A. & R. Cuperus (1992), Duurzaamheid en natuur - de betekenis van het begrip duurzaamheid voor beleid. *Landschap* (9) 1: 31-38

Klijn, F. & H.A. Udo de Haes (1990), Hiërarchische ecosysteemclassificaties. Voorstel voor een eenduidig begrippenkader. *Landschap* (7) 4: 215-233

Klijn, J.A. (1987), Diversiteit en stabiliteit van landschappelijke ecosystemen; een handvol paradoxen? *Landschap* (4) 2: 107-122

Klundert, A.F. van de & G. van Huis (1985), Verweving van landbouw en natuur. In: Verweving in het landelijk gebied, publikatie 85-4 Rijksplanologische Dienst: 31-48. ('s-Gravenhage: RPD)

Klundert, A.F. van de & P.W.M. Veelenturf (1987), Ruimtelijke visie op intensieve veehouderij, een verkennende studie. Studierapporten Rijksplanologische Dienst, nr. 42. ('s-Gravenhage: RPD)

Kraal, H., R. Roos, R. Santema & R. van de Sande (red.) (1993), De toekomst van beekdalen, besturen van stromen. (Utrecht: Stichting Natuur en Milieu)

Kuik, O. & H. Verbruggen (red.) (1992), In search of indicators of sustainable development. (Dordrecht: Kluwer Academic Publishers)

Kuysters, R. & G.A. Sparenburg (1990), Landbouw in kleinschalige landschappen. Een modellenstudie. (Wageningen: Landbouwuniversiteit, Vakgroep Ruimtelijke Planvorming)

Kwa, C.L. (1984), De relatie tot de natuur in de cybernetische en evolutionaire ecologie. *Kennis en methode* 8: 25-40

Kwa, C.L. & J. Ringelberg (1984), Algemene ecologische begrippen en hun relatie met ecologisch beheer van oppervlaktewateren. (Amsterdam: Universiteit van Amsterdam)

Kwa, C.L. (1987), Stabiliteit als metafoor. *Landschap* (4) 1: 19-29

Langeweg, F. (1988, 1989), Zorgen voor morgen. Nationale milieuverkenning 1985-2010. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (Alphen aan den Rijn: Samson/Tjeenk Willink)

Leemkolk, S. van de (1988), Veranderingen in de ruimtelijke organisatie in Ede tussen 1850-1980. Doctoraalscriptie Vakgroep Planologie. (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Leeuw, P.H. de, (1992), Belasting versus gevoeligheid in het Beerze-Reuselgebied. Intern rapport Vakgroep Ruimtelijke Planvorming, sectie Planologie (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Leuven, R. & R. Schuurkes (1987), Verzuring van kalkarme wateren. *Natuur en Milieu* (11) 5: 12-16

Leuven, R.S.E.W. & F.J.J. Bles (1989), Verdroging in Nederland: oorzaken, omvang en oplossingen. Proceedings Symposium Verdroging in Nederland. (Utrecht: Stichting Natuur en Milieu)

Lexmond, Th. M. (1989), De zware-metalenproblematiek in de akker- en tuinbouw. *Landbouwkundig Tijdschrift* (101) 2: 32-35

Maarel, E. van der & P.L. Dauvellier (1978), Naar een globaal ecologisch model voor de ruimtelijke ontwikkeling van Nederland. Studierapporten Rijksplanologische Dienst deel 9. ('s-Gravenhage: Staatsuitgeverij)

MacArthur R.H. & E.O. Wilson (1967), The theory of Island Biogeography. Monographs in population biology. (Princeton University Press)

Margry, K. & O. Minkenberg (1984), Zoogdierinventarisatiein de Kampina. Mededeling 8 van de veldwerkgroep van de Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming. (Leiden)

Maris, A. (1951), Enkele aspecten van het kleine-boerenvraagstuk op de zandgronden. (Assen: van Gorcum)

Maris, A. & R. Rijneveld (1960), Het kleine-boerenvraagstuk op de zandgronden. Ontwikkeling in de periode 1949-1959. Rapport Afdeling Streekonderzoek nr. 347. ('s-Gravenhage: LEI)

May, R.M. (1977), Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature* 269: 471-477

Meij, T. van der, A.J. van Strien & R. Reiling (1991), Milieubedreiging voor de landbouw, in: RIVM: 510-513

Meijer, M-L., E.M. Blaauw & A.W. Breukelaar (1992), Drastische uitdunning van de visstand in het Wolderwijd. *H twee O* (25) 8: 197-199

Melis, S. (1992), Natuurontwikkeling in het stroomgebied van de Beerze en de Reusel. Doctoraalcriptie Vakgroep Ruimtelijke Planvorming, sectie Planologie (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Middelkoop, N., E.E. Biewinga & G.A. Pak (1993), Milieugraadmeters voor land- en tuinbouw: vermesting en verzuring. CLM 108-1993 (Utrecht: Centrum voor Landbouw en Milieu)

Ministerie van Landbouw en Visserij (1986), Nota akkerbouw 1986-1990. Discussienota over de ontwikkelingen in de sektor akkerbouw.

Ministerie van Landbouw en Visserij (1989), Nota Natuurontwikkeling. ('s-Gravenhage: SDU)

Ministerie van Landbouw en Visserij (1990), Plan van aanpak beperking ammoniakemissie van de landbouw. Regeringsbeslissing, Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1919, 18225 ('s-Gravenhage: SDU)

Ministerie van Landbouw en Visserij (1991), Meerjarenprogramma Natuur en Landschap 1992-1996. ('s-Gravenhage: SDU)

Ministerie van Landbouw en Visserij, Directie Natuur, Bos, Landschap en Fauna (1991), De vitaliteit van het Nederlandse bos 9. Verslag van de landelijke inventarisatie 1991. (Utrecht: IKC NBLF)

Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1985), Omgaan met Water. Naar een integraal waterbeleid. ('s-Gravenhage: SDU)

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1989), Effectgerichte maatregelen verzuring. Publicatiereeks Lucht no. 86. (Leidschendam: VROM)

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1990), Omgaan met risico's. Tweede Kamer, Zitting 1988-1989, 21137

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1990), Actieplan Gebiedsgericht Milieubeleid, Tweede Kamer, Zitting 1990-1991, 21896

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1990), Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water, Tweede Kamer, Zitting 1990-1991, 21990

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer en Ministerie van Landbouw en Visserij (1993), concept-Notitie mest- en ammoniakbeleid.

Molenaar, J.G. de (1980), Bemesting, waterhuishouding en intensivering in de landbouw en het natuurlijk milieu. RIN-rapport 80/6. (Leersum: Rijksinstituut voor Natuurbeheer)

Mulder, R. (1987), Overschotten en bodemziekten bedreigen de akkerbouw. *Akkerbouw* (13) 72: 6Ak-7Ak

Mulder, A., Js. Roosjen & G. Veninga (1990), Duurzame landbouw op de zand- en dalgronden van Noordoost Nederland; mogelijkheden en onmogelijkheden van bodemgebonden ziekten en plagen in het kader van het Meerjarenplan Gewasbescherming (H.L. Hilbrands Laboratorium voor bodemziekten)

Niewold, F.J.J. (1987), De korhoenders van onze heideterreinen: verleden, heden en toekomst. RIN-rapport 87/3. (Arnhem: Rijksinstituut voor Natuurbeheer)

Niewold, F.J.J. (1993), Raamplan voor behoud en herstel van leefgebieden van korhoenders (Tetrao tetrix) in Midden-Brabant. (Wageningen: IBN-DLO)

Noordegraaf, L., P.C.M. Hoppenbrouwers, C. Lesger & J. Joor (red) (1986), Agrarische Geschiedenis van Nederland. ('s-Gravenhage: SDU)

Noorden, J. van (1988), Het landschap van de zandgebieden: probleemverkenning in de ruilverkaveling Vries. Studiereeks bouwen aan een levend landschap no. 5. (Utrecht/Wageningen: Ministerie van L en V; Directie Bos- en Landschapsbouw)

Nijs, M. de (1992), Dalemstroompje - landschaps-hydrologisch deelonderzoek. Doctoraalscriptie Vakgroep Ruimtelijke Planvorming, sectie Planologie (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Nunney, L. & K. Campbell (1993), Assessing minimum viable population size: demography meets population genetics. *TREE* (8) 7: 234-239

Oers, L. van, E. van der Voet & R. Huele (1990), Mogelijkheden van objektgericht ammoniakbeleid. CML-mededelingen no. 69. (Leiden: Centrum voor Milieukunde der RU Leiden)

Onderdelinden, D., J. Aben, L. Koshiek, W. van Duijvenbooden & H. Snelting (red) (1992), Milieudiagnose 1991 I, Integrale rapportage Lucht-, Bodem- en Grondwaterkwaliteit. Rapportnr 724801004 (Bilthoven: RIVM)

O'Neill, R.V., D.L. DeAngelis, J.B. Waide & T.F.H. Allen (1986), A hierarchical concept of ecosystems. (Princeton, Newe Yersey: Princeton University Press)

Opdam, P., T.A.W van Rossum & T.G. Coenen (1986), Ecologie van kleine landschapselementen. (Leersum: Rijksinstituut voor Natuurbeheer)

Opdam, P. (1987), De metapopulatie: een model van een populatie in een versnipperd landschap. *Landschap* (4) 4: 289-306

Opdam, P. (1989), En verbonden zal er worden! Ecologische infrastructuur in overgang. *Landschap* (6) Extra nummer: 97-99

Opdam, P. & R. Hengeveld (1990), Effecten op planten- en dierpopulaties. In: *RMNO*: 97-158

Opdam, P. & J. Verboom (1991), Is uitsterven een probleem, en herintroductie een oplossing? *De Levende Natuur, themanummer Herintroductie*: 149-155

Opdam, P. (1993), Van patroon naar proces en terug. *Landschap* (10) 1: 47-54

Op den Kamp, J. (1991), Nieuwe stallen, nieuwe kansen: naar een geïntegreerd vestigingsgebied voor de Brabantse veehouderij, in: *Planologische Discussiebijdragen deel I*: 231-240. (Delft: Delftsche Uitgevers Maatschappij b.v.)

Opschoor, J.B. & S.W.F van der Ploeg (1990), Duurzaamheid en kwaliteit: hoofddoelstelling van milieubeleid, in: Commissie Lange Termijn Milieubeleid (red.): 81-125

Oudendag, D.A. & J.H.M. Wijnands (1989), Beperkingen van de ammoniakemissie uit dierlijke mest: een verkenning van mogelijkheden en kosten. Onderzoeksverslag no. 56 ('S Gravenhage: LEI)

Pellenbarg, N.P & G.P. Beugelink (1991), Verdroging, in: RIVM: 379-395

Penning, M. (1990), Geomorfologie en grondwatertrappen in Midden-Brabant. Interne notitie Vakgroep Ruimtelijke Planvorming, LUW

Ploeg, J.D. van der (1993), Over de betekenis van verscheidenheid. Inaugurele rede. (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Post, F., A. Braam & R. Buskens (red.) (1990), Vogels in Midden Brabant. (Oisterwijk: Werkgroep voor Vogel- en Natuurbescherming Midden-Brabant)

Post, F. & J.P. Ongenae (1990), Over de boomklever en andere zware jongens, in: F. Post, A. Braam & R. Buskens, (red.): 34-40

Post, F. (1990), De stilte rond de geelgors, in: F. Post, A. Braam & R. Buskens, (red.): 27-30

Quené-Boterenbrood, A.J. (1988), Veranderingen in de flora van 17 overwegend droge natuurgebieden met verschillende ammoniakemissies in Nederland. Rapport nr. 1988-11. (Utrecht: Staatsbosbeheer)

Raad voor Milieu- en Natuuronderzoek (1988), Vijf visies op natuurbehoud en natuurontwikkeling: knelpunten en perspectieven van deze visies in het licht van de huidige maatschappelijke ontwikkelingen. RMNO publikatie nr. 30

Raad voor Milieu- en Natuuronderzoek (1989), Advies over het Natuurbeleidsplan. RMNO publikatie nr. 38

Raad voor Milieu- en Natuuronderzoek (1990), De versnippering van het Nederlandse landschap. RMNO publikatie nr. 45

Ree, P.J. van & M.H. Meertens (1989), Verarming van de Veluwse heide in relatie met ammoniakdepositie. (Arnhem: Provincie Gelderland)

Rennen, A.J.M. & J.M. Stoop (1988), Schade in de landbouw door milieuverontreiniging. (Utrecht: Centrum voor Landbouw en Milieu)

RIN (Rijksinstituut voor Natuurbeheer) (1979), Natuurbeheer in Nederland, deel 1: Levensgemeenschappen. (Arnhem/Leersum: RIN)

RIN (Rijksinstituut voor Natuurbeheer) (1983), Natuurbeheer in Nederland, deel 2: Dieren. (Arnhem/Leersum: RIN)

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene (RIVM) (1991), Nationale Milieuverkenning 2 1990-2010. (Bilthoven: RIVM)

Roelofs, H.J. & W. Vos (1979), Landschapsecologische relaties via het grondwater in de Kampina en omgeving. Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw De Dorschkamp, Rapport nr. 213. (Wageningen: De Dorschkamp)

Roelofs, H.J., Th.J. Beukeboom, A. Ebregt & W. Vos (1982), Landschapsecologische relaties via het grondwater op nationaal en regionaal niveau. Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw De Dorschkamp, Rapport nr. 317. (Wageningen: De Dorschkamp)

Roos, R. & V. Vintges (red.) (1991), Het milieu van de natuur. (Utrecht: Stichting Natuur en Milieu)

Ruijven, H.C.M. (1989), De betekenis van ingrepen in de waterhuishouding voor de landbouw. Doctoraalscriptie Vakgroep Planologie. (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Schaik, M. van & M. Wingens (1986), Verweving van landbouw en natuur/landschap; naleving en handhaving van bestemmingsplannen buitengebied. Planologisch en Demografisch Instituut van de Universiteit van Amsterdam, *Planologische studies*, nr. 3. (Amsterdam: Jurriaans)

Scheffer, M. (1990), Simple models as useful tools for ecologists (Utrecht: Rijksuniversiteit Utrecht)

Scheffer, M., S.H. Hosper, M-L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen (1993), Alternative equilibria in shallow lakes. *TREE* (8) 8: 275-279

Schneider, T. & A.H.M. Bresser (1988), Evaluatierapport Verzuring. Rapport no. 00-06 (Bilthoven: RIVM)

Schooneboom, I.J. & R. Rabbinge (1991), Concepties van duurzaamheid. Interne startnotitie in het kader van de studie 'Waarborgen van duurzaamheid, perspectieven voor duurzame ontwikkeling'. Rapport van de Wetenschappelijke Raad voor het Regeringsbeleid, te verschijnen in 1993.

Schotman, A., P. Opdam & H. Sierdsema (1990), Avifauna in houtwallandschappen. Naar een voorspellend model voor de effecten van herinrichting. *Landschap* (7) 1: 3-15

Schotman, A. (1991), Natuurwaarden in een casco-landschap. *Landinrichting* (6) 31: 24-31

Schutter, M.A.A. & F.A.A.M de Leeuw (1990), Verkenning van mogelijkheden van gebiedsgericht ammoniakbeleid in de provincies Gelderland en Noord-Brabant. RIVM-rapport no. 222108001. (Bilthoven: RIVM)

Schraaf, A.A.A. van der, H.A.M. de Kruijf & R. Cuperus (1990), Strategieën voor ecologische normstelling - het spel en de knikkers. ('s Gravenhage: SDU)

Schröder, J. (1985), De invloed van grote giften runderdrijfmest op de groei, opbrengst en kwaliteit van snijmaïs en op de bodemvruchtbaarheid en waterverontreiniging. Proefstation voor de akkerbouw en de groenteteelt in de volle grond. Verslag nr. 31

Schut, J.N., M.E. Klein, J. Cusell, J.F.F.P. Bos, M.A.J.M. Boland & F.R.J. Beunk (1992), Beken in beschouwing, voorstudie voor een uitwerking van geïntegreerd gebiedsgericht beleid in het stroomgebied van de Boven-Dommel. Studierapport UBM no. 1992/6 (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Shaffer, M. (1987), Minimum viable populations: coping with uncertainty, in: M.E. Soulé (ed): 69-86

Sijmons, D.F. (1991), Het casco-concept, een benaderingswijze voor de landschapsplanning. Studiereeks bouwen aan een levend landschap no. 24 (Utrecht: Hamhuis+van Nieuwenhuize+Sijmons)

Simmons, I. G. (1980), Ecological-functional approaches to agriculture in geographical contexts. Geography 65: 305-316

Slettenhaar, G. (1988), Onkruiden niet langer gevoelig voor chemische bestrijdingsmiddelen: herbiciden oorzaak van resistentie. *De Plantenbeurs* (100) 41: 1-33

Smilde, K.W. (1989), Zware-metalenbalansen zijn niet in evenwicht. *Landbouwkundig Tijdschrift* (101) 2: 29 -31

Smith, D.F. & D.M. Hill (1975), Natural and agricultural ecosystems. *Journal of environmental quality* (4) 2: 143-145

Soulé, M.E. & D. Simberloff (1986), What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation* 35: 19-40

Soulé, M.E. (ed) (1987), Viable populations for conservation. (Cambridge: University Press)

Stegewerns, C. (1991), Natuurontwikkeling langs beken, Beerze en Reusel. Stageverslag. (Tilburg: Consulentschap voor Bos- en Landschapsbouw; Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Steur, G.G.L., F. de Vries & C. van Wallenburg (1985), Bodemkaart van Nederland 1 : 25.000. (Wageningen: Stichting voor Bodemkartering)

Stichting Meander (1989), Nieuwe strategieën voor natuurbescherming. (Utrecht: Jan van Arkel)

STOM (Studiegroep Toekomstverkenning Oligotrofe Milieus) (1983), Lange termijn ontwikkelingen van voedselarme milieus en grondwater van de pleistocene zandgronden, een verkenning van de periode 1900-2025. (Utrecht: Rijksuniversiteit Utrecht)

Stortenbeker, C.W & F. Berendse (1985), Het beheer van natuur en milieu, in K. Bakker e.a., red.: 521-556

SWNBL (Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap) (1990), Handboek Grondwaterbeheer voor natuur, bos en landschap. ('s Gravenhage: SDU uitgeverij)

Ten Houte de Lange, S.M. (1987), Ruimtelijke heterogeniteit en fauna, een literatuurstudie. *Landschap* (3) 4: 196-215

Terwan, P., W.H.M.M. van Laarhoven, P.C.M. Willemsen, W.J. van der Weijden & J.A.M. van Bergen (1990), De mestwetgeving: evaluatie en voorstellen voor nieuw beleid. (Utrecht: Centrum voor Landbouw en Milieu)

Thijsse, Jac. P. (1915), Een verkenning in Brabant, in: De levende natuur, bloemlezing uit 1948 (Amsterdam: Ploegsma)

Turner, M.G. (eds) (1987), Landscape heterogenity and disturbance. (New York: Springer Verlag New York Inc)

Urban, D.L., R.V. O'Neill & H.H. Shugart (1987), Landscape ecology. *Bioscience* (37) 2: 119-127

Veelenturf, P.W.M. (red) (1987), Landschapsecologische kartering van Nederland, fase 1: Methodeontwikkeling en resultaten voor een proefgebied in de provincie Utrecht. Studierapporten RPD nr. 39. ('s Gravenhage: Ministerie van VROM)

Van de Veen, H. & R. Lardinois (1991), De Veluwe natuurlijk! Een herkansing en eerherstel voor onze natuur. (Haarlem: Schuyt & Co)

Verboom, J., P. Opdam & A. Schotman (1991), Kerngebieden en kleinschalig landschap - een benadering met een metapopulatiemodel. *Landschap* (8) 1: 3-14

Verdonschot, P.F.M. (1993), Beken en beekdalen in Nederland; ecologische referenties en natuurdoeltypen, in H. Kraal e.a. (red.): 16-34

Vereijken, P. (1989), Geïntegreerde gewasbescherming is meer dan efficiënter gebruik van chemische middelen. *Landbouwkundig Tijdschrift* (101) nr. 1

Vereijken, R. (1990), De nadagen van de ijsvogel, in: F. Post, A. Braam & R. Buskens, (red.): 31-33

Vermeersch, E. (1990), Weg van het WTK-complex: onze toekomstige samenleving, in: Commissie Lange Termijn Milieubeleid (red.): 17-43

Verstegen, M.A.J.M, H. Siepel & A.H.P. Stumpel (1992), Heide en heidefauna: indicaties voor beheer. RIN-rapport 92/26. (Arnhem: Rijksinstituut voor Natuurbeheer)

Vissers, H.J.S.M., N.H.S.M. de Wit & W. Bleuten (1985), Ruimtelijke effecten van bemesting via ondiep grondwater (Utrecht: Rijksuniversiteit Utrecht, Vakgroep Fysische Geografie)

Vlist, M.J. van der & W. Brussaard (red.) (1989), Ruimte, water en milieu: relaties in planning en beleid. *Wageningse Ruimtelijke Studies* 4a, Congresbijdragen. (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Vlist, M.J. van der (1991), Natuurbeleid tussen casco-planning en milieunormering. *Milieu* (6) 3: 89-97

Voet, E. van der & H. Udo de Haes (1985), Effecten van intensieve veehouderijbedrijven op hun omgeving. CML-mededelingen no. 18 (Leiden: CML)

Warmerdam, S. (1991), De aanwijzing van fosfaatverzadigde gronden, een bodemtechnisch en beleidsmatig onderzoek naar de fosfaatproblematiek in de Nederlandse landbouw. Doctoraalscriptie Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding en Vakgroep Ruimtelijke Planvorming. (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Wassink, W. Th. (in voorbereiding), Landschapsmorfologische aspecten van de beekdalen in de Nederlandse zandgebieden. Vakgroep Ruimtelijke Planvorming (Wageningen: Landbouwuniversiteit)

Weinreich, J.A. & C.J.M. Musters (1989), Toestand van de natuur. Veranderingen in de Nederlandse natuur. Achtergrondreeks Natuurbeleidsplan nr. 4. ('s-Gravenhage: SDU)

Weijden, W.J. van der, H. van der Wal, H.J. de Graaf e.a. (1984), Bouwstenen voor een geïntegreerde landbouw. Wetenschappelijke Raad voor het Regeringsbeleid, serie Voorstudies en Achtergronden V 44. ('s-Gravenhage: Staatsuitgeverij)

Weijden, W.J. van der (1990), Geïntegreerde landbouw en natuurontwikkeling. In: F. Berendse (red.): 79-86

WEB (Werkgroep Ecologische hoofdstructuur Begrenzing) (1991), concept-Uitwerking Natuurbeleidsplan de Kempen (N-Br)

Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer (1988), De heide heeft toekomst! (Utrecht: Staatsbosbeheer)

Westhoff, V., P.A. Bakker & C.G. van Leeuwen (1973), Wilde Planten: flora en vegetatie in onze natuurgebieden; deel 3: De hogere gronden. ('s Graveland: Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland)

Westhoff, V. & A.J. den Held (1975), Plantengemeenschappen in Nederland. (Zutphen: Thieme & Cie)

Westhoff, V. & E. Weeda (1984), De achteruitgang van de Nederlandse flora sinds het begin van deze eeuw. *Natuur en Milieu* 7-8 (8): 8-17

Willems, W.J. & N.J.P. Hoogervorst (1991), Vermesting van bodem en grondwater in RIVM : 285-231

Wolfert, H.P. (1991), Beekmeandering en natuurontwikkeling, een geomorfologische benadering. *Landschap* (8) 4: 265-14

Wijnands, J.H.M., F.F. de Kruif & K. Lodder (1983), Het kunstmestgebruik in de land- en tuinbouw in 1979/1980: het gebruik van de landbouwtelling om de betrouwbaarheid van populatiegegevens van steekproefanalyses te vergroten. Publikatie nr. 3.125 Landbouw- Economisch Instituut, Afd. Landbouw. ('s-Gravenhage: LEI)

Wit, C.T. de (1989), Problemen van duurzaamheid in de landbouw. *Landbouwkundig Tijdschrift* (101) 1: 18-20

Woodmansee, R. G. (1990), Biochemical cycles and ecological hierarchies, in: Zonneveld, I.S. & R.T.T. Forman (eds): 57-71

Wu, L.S.Y (1977), The stability of ecosystems, a finite-time approach. *Journal of theoretical biology* (66): 345-359

Zadoks, J.C. (1985), Landbouw tussen oecologie en economie, in K. Bakker e.a. (red.): 375-421

Zeeuw, D. de & W.G. Albrecht (1990), Duurzaam samengaan van landbouw, natuur en milieu. (Amsterdam: Werkgroep "Duurzaam samengaan van landbouw, natuur en milieu")

Zonneveld, I.S. (1989), Theorieën en concepten, een tussentijdse balans. *Landschap* (6) 1: 65-76

Zonneveld, I.S. & R.T.T. Forman (eds) (1990), Changing landscapes: an ecological perspective. (New York: Springer-Verlag)

Overheidsnota's

Derde Nota over de Ruimtelijke Ordening, deel 3: Nota landelijke gebieden, deel 3d, Tweede Kamer (1979), Tweede Kamer, Zitting 1978-1979, 14392

Vierde Nota over de Ruimtelijke Ordening, deel d (1988), Tweede Kamer, Zitting 1988-1989, nr. 20490

Vierde Nota over de Ruimtelijke Ordening Extra, deel I (1990), Tweede Kamer, Zitting 1990-1991, nr. 21879

Derde Nota Waterhuishouding (1989), Tweede Kamer, Zitting 1988-1989, nr. 21250

Natuurbeleidsplan (1990), Regeringsbeslissing, Tweede Kamer, Zitting 1989-1990, nr. 21149

Structuurnota Landbouw (1990), Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 21148, nrs. 2 en 3. ('s-Gravenhage: SDU)

Nota's van de Provincie Noord-Brabant

Provincie Noord-Brabant (1989a), Regionale ontwikkelingen in de Noordbrabantse agrarische sector. Studierapport van de Werkgroep ruimtelijke aspecten van de landbouw. ('s Hertogenbosch: Provincie Noord-Brabant)

Provincie Noord-Brabant (1989b), Natuurontwikkeling in Noord-Brabant, studierapport. ('s Hertogenbosch: Provincie Noord-Brabant)

Provincie Noord-Brabant (1990a), Brabant op streek, nota voor overleg over de streekplanherziening. ('s Hertogenbosch: Provincie Noord-Brabant)

Provincie Noord-Brabant (1990b), Milieu in bruikleen, Ontwerp Milieubeleidsplan 1991-1995. ('s Hertogenbosch: Provincie Noord-Brabant)

Provincie Noord-Brabant (1990c), Werken aan water, Ontwerp Waterhuishoudingsplan 1991-1995. ('s Hertogenbosch: Provincie Noord-Brabant)

Provincie Noord-Brabant (1991a), Ontwerp Streekplan Noord-Brabant. ('s Hertogenbosch: Provincie Noord-Brabant)

Provincie Noord-Brabant (1991b), Ontwerp Natuurbeleidsplan Noord-Brabant. ('s Hertogenbosch:Provincie Noord-Brabant)

Provincie Noord-Brabant (1992), Streekplan Noord-Brabant. ('s Hertogenbosch:Provincie Noord-Brabant)

CURRICULUM VITAE

Lilian Francisca Maria van den Aarsen, geboren op 28 januari 1960 te Steenbergen, behaalde in 1978 haar diploma gymnasium B aan het RK Gymnasium Juvenaat het Heilig Hart te Bergen op Zoom. Zij studeerde van 1978 tot 1986 biologie (populatie) aan de Landbouwuniversiteit Wageningen, met als hoofdvakken Natuurbeheer en Planologie. In deze afstudeervakken stond de relatie tussen landbouw en natuurbehoud in veenweidegebieden centraal. Haar bijvakken waren Wijsbegeerte en Methoden en Technieken van het sociaal-wetenschappelijk onderzoek.
Na haar afstuderen was zij werkzaam als coördinator projectgroepen bij de Themagroep Regionale Ontwikkeling. Op 1 februari 1987 trad ze als assistent-in-opleiding in dienst bij de vakgroep Planologie van de Landbouwuniversiteit, thans sectie Planologie, vakgroep Ruimtelijke Planvorming. Het promotie-onderzoek werd uitgevoerd in de periode 1987-1993. Daarnaast was zij als docente betrokken bij het practicum Planologische Verkenningen.