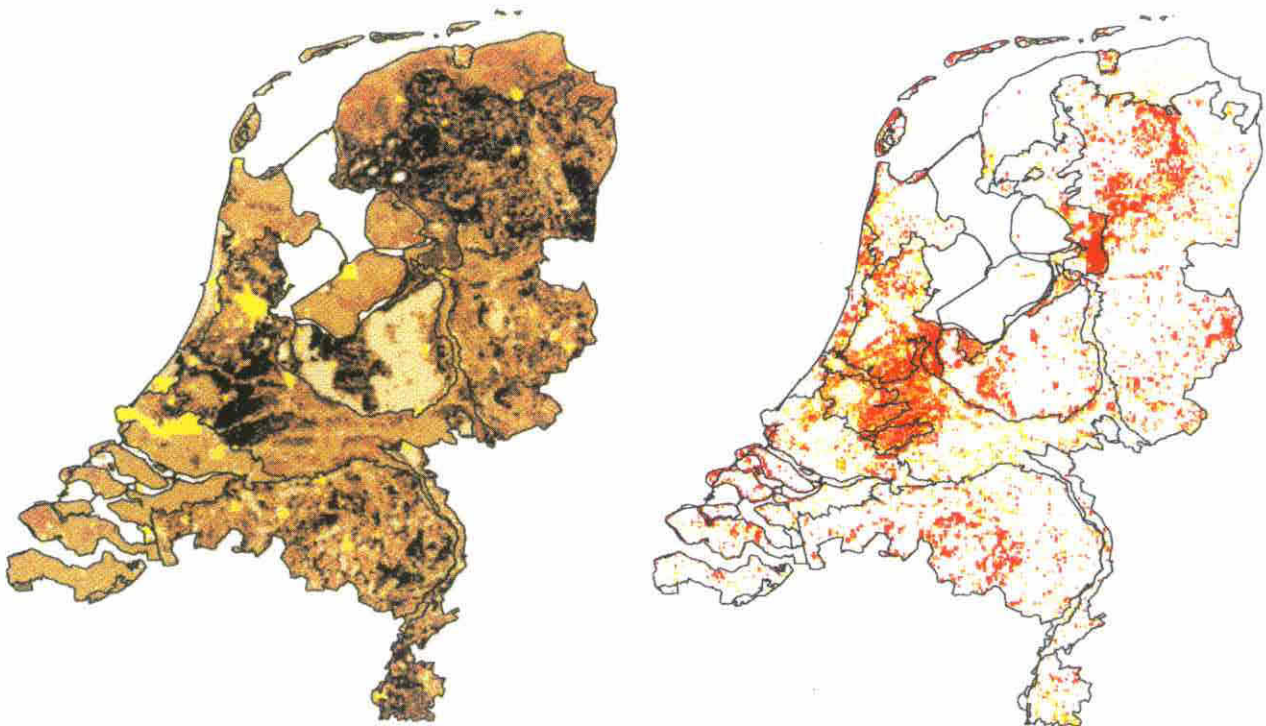


Toekomstverkenning DEMNET



DEMNET-2.1 rapport 3

J. Runhaar
J.P.M. Witte

Toekomstverkenning DEMNAT

3



CENTRUM VOOR MILIEUKUNDE RIJKSUNIVERSITEIT LEIDEN



Landbouwniversiteit Wageningen

Omslagontwerp : Remco van Ek
Verklaring omslag : Het linker figuur (bruine kaartje) geeft het voorkomen van natte -en vochtige standplaatsen weer opgenomen in DEMNAT-2.1, afgeleid uit de bodemkaart 1:50.000 (de donkere kleur indiceert natte gebieden, de lichte gebieden drogere gebieden). Het kaartbeeld is gebaseerd op de ECOSERIE-2.1 typologie, de bodemindeling waar DEMNAT-2.1 gebruik van maakt. Het rechter figuur (rode kaartje) geeft het voorkomen van natte -en vochtige standplaatsen weer opgenomen in DEMNAT-2.1, afgeleid uit het voorkomen van plantensoorten (rood indiceert natte gebieden met een hoge natuurwaarde). Het kaartbeeld is gebaseerd op FLORBASE-1 en de ecotopenindeling van het CML.
Productie : Koninklijke Vermande bv
Druk : 1997

RIZA rapport 96.061

ISBN 9036950228
RIZA, Lelystad

Toekomstverkenning DEMNAT

J. Runhaar	CML
J.P.M. Witte	LUW

juni 1997

Deelrapport in het kader van het RIZA-project WSG*DEMNAT (deelplan 763), dat is uitgevoerd in opdracht en ten laste van Rijkswaterstaat Hoofddirectie van de Waterstaat, afdeling Intergraal Waterbeleid.

Deelrapport in het kader van het RIVM-project "Verdroging" (proj. nr. 715001), dat is uitgevoerd in opdracht en ten laste van het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water en Landbouw.

Voorwoord

Eind 80-jaren bleek uit een landelijke inventarisatie naar de omvang en ernst van de verdroging in Nederland, dat er sprake is van een structurele verlaging van de grondwaterstijghoogte die zich uitstrekt over grote gebieden. Verdroging bleek zich niet te beperken tot de directe invloedssfeer van grondwaterwinningslocaties maar was over grote gebieden (zowel binnen als buiten natuurgebieden) voelbaar. Gegeven de omvang van de verdroging en het feit dat Rijkswaterstaat nog niet beschikte over een instrument waarmee de gevolgen van wijzigingen in de waterhuishouding op de natuur op landelijke schaal kon worden aangegeven, is door het toenmalige DBW/RIZA in 1987 begonnen aan de bouw van een dosis-effect model natuur terrestrisch (DEMNET). Dit model, DEMNET-1, is vervolgens toegepast ter onderbouwing van de derde nota waterhuishouding. De bouw van DEMNET-1 was de start van een gezamenlijk onderzoek tussen Rijkswaterstaat RIZA, het Centrum voor Milieukunde Leiden (CML) en het Rijksherbarium/Hortus Botanicus (RH/HB) in Leiden. De modellering voor de derde nota droeg nog een zeer prematuur karakter, alhoewel de basisprincipes van het huidige DEMNET al gehanteerd werden. Net als nu bestond DEMNET-1 uit drie elementen: een landsdekkende geografische schematisatie van bodem en vegetatie, een set dosis-effect relaties en een natuurwaarderingssysteem.

In de periode 1990-1993 is het model sterk verbeterd voor een opdracht van het ministerie van VROM ter onderbouwing van zowel de Milieu-effect rapportage als het Beleidsplan Drink- en Industriewater Voorziening (MER-BP DIV). De opdracht omvatte het toepassen van een instrument waarmee de effecten van (wijzigingen in de) grondwaterwinning op landsdekkende schaal zichtbaar kunnen worden gemaakt. In het bijzonder diende daarbij aandacht te worden besteed aan de bepaling van de effecten op de (terrestrische) natuur. De doorgevoerde verbeteringen hadden o.a. betrekking op een fijnere gebiedsschematisatie, de actualisatie en verbetering van de floristische invoerdata (FLORBASE) van $5 \times 5 \text{ km}^2$ naar $1 \times 1 \text{ km}^2$, een uitbreiding van (beter onderbouwde) dosis-effect relaties en een verbeterde natuurwaarderingsberekening. Bij de ontwikkeling van DEMNET-2 hebben RIZA en RIVM nauw samengewerkt met het CML, RH/HB en de Landbouwuniversiteit te Wageningen (LUW). RIZA en RIVM zijn beide eigenaar van DEMNET-2.

In 1993 is DEMNET-2 door het RIZA en het RIVM toegepast voor de Evaluatie Nota Water (ENW) en Milieuverkenningen 3 (MV3). Voor beide beleidsdocumenten was het doel de effecten en kosten te bepalen van maatregelen ter reductie van het verdroogde areaal met 25%. De maatregelen die werden gesimuleerd waren zowel waterhuishoudkundige maatregelen als de reductie en het staken van grondwateronttrekkingen voor de drinkwatervoorziening.

In 1994 is in opdracht van RIZA en RIVM het project DEMNAT-2.1 gestart. De uitvoerders van het project waren medewerkers van CML, LUW, RIZA en RIVM. Het doel van DEMNAT-2.1 is een verdere verbetering van DEMNAT-2, ten behoeve van de Watersysteemverkenningen in 1996, en de jaarlijks op te stellen Milieubalans en de vierjaarlijks op te stellen Milieuverkenningen. Het nieuwe instrument is inmiddels toegepast voor de WSV 1996 en wordt eind 1996, begin 1997 ingezet voor MV97 door het RIVM.

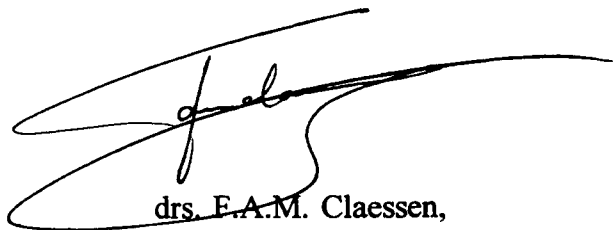
Het project "Verbetering DEMNAT 2" heeft zich gericht op een aantal onderdelen.

- Een gevoeligheidsanalyse van verschillende onderdelen van DEMNAT-2.0
- Een verbetering van de effectmodellering van gebiedsvreemdwater
- Een verbetering van de verschillende dosis-effectrelaties
- Een koppeling van DEMNAT aan een landelijk hydrologisch model voor de onverzadigde zone, MOZART
- Een verbetering in de bodemschematisatie (ecoseries) door rekening te houden met het voorkomen van kwel
- Een verbetering in de schematisatie van de vegetatie door gebruik te maken van een aangevuld en op fouten gecontroleerd nationaal florabestand (FLORBASE-1)
- Een uitbreiding van het aantal ecotoopgroepen met drie brakke ecotoopgroepen
- Het bouwen van een standaard nabewerkingsmodule waarmee DEMNAT uitspraken kan doen van ecologische effecten per district
- Een uitbreiding van de GIS-schil voor DEMNAT op een unix-workstation

Daarnaast is een aparte verkenning uitgevoerd naar de wensen voor de toekomst ten aanzien van DEMNAT (DEMNAT-3.0). Dit betreft met name het verbeteren van de herstelberekeningen, de inbouw van multi-stress (verzuring, vermesting, verdroging) en de regionalisatie van het model. Bij deze ontwikkelingen, die voor 1997 en 1998 zijn geprogrammeerd, zal gebruik worden gemaakt van de kennis die in het kader van het Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging is geoperationaliseerd.


De resultaten zijn in een aantal rapporten vastgelegd. Onderhavig rapport is daar één van. Een overzicht van alle uitgebrachte rapporten is in de literatuurlijst opgenomen.

november 1996,



drs. F.A.M. Claessen,

projectleider namens RIZA



ing. G.P. Beugelink,

projectleider namens RIVM

SUMMARY

In the beginning of 1994 a discussion between RIVM, RIZA, CML and LUW was held on desired improvements and extensions of the existing DEMNAT model (DEMNAT-2.0). Most important items turned out to be: computation of effects of inlet (river)water, computation of restoration, computation of multi-stress effects and regionalisation of the model. From the discussion it became clear that some of the desired improvements would have great implications for the model design. Because RIZA wanted an improved model on short term for the National Watersystem Reconnaissance and because the type of changes needed for a new model were not yet sufficiently clear it was decided to:

- create a new version of DEMNAT, DEMNAT-2.1, for the National Watersystem Reconnaissance, which would still greatly resemble the previous version 2.0,
- and in the same period make a reconnaissance for the future of the desired changes in the next version of DEMNAT, version 3.0.

Compared to version 2.0 the main improvements in DEMNAT-2.1 include: a better schematization of ecoplots, an extension of the number of ectope groups to 18 by including three brackish types, a better nature valuation module, a better way in which separate ecological effects can be combined into one effect, improvement of the existing dose-effect functions, especially those for inlet water. In addition, a module was developed in order to connect DEMNAT-2.1 to a newly developed hydrological model for the unsaturated zone, MOZART which can generate hydrological input for DEMNAT on a more detailed scale. Furthermore, the way in which effects per region can be calculated has been standardized by developing a special post-processing module, by taking in account the cover of floristic data (Bleij & Witte, 1996).

The reconnaissance for the future focussed on remaining issues such as calculating restoration, multi-stress effects and regional applications. Also attention was paid to more extensive modelling of small aquatic ecosystems.

Regional applications

Because RIZA and RIVM want to assistance policy-making on the regional level (provincnes, waterboards, regional boards of Rijkswaterstaat) it is desirable to adapt DEMNAT for applications on the regional scale. This also gives the possibility to test new concepts on a better controlable regional scale, which later on can be included in the national version of the model. In addition, regionalisation of DEMNAT gives better possibilities to test existing concepts in the national model.

Regionalisation can be established by making better use of national databases, but also by using data which is available for particular regions. In both cases first the schematization

of ecosystems has to be refined, so that the botanical quality of ecosystems can be determined more accurately. Pin-pointing the location of ecosystems within a kilometre grid-cell also leads to a better connection between simulated hydrological changes and occurring ecosystems. For regionalisation it is proposed to localize the soil-units of DEMNAT by linking them to the Dutch soil map 1:50.000. For locating the vegetation data based on remote sensing, like LGN, can be used. Also the possibilities to make use of regional vegetation maps should be investigated.

Restoration

Since dessication has been recognized as an environmental problem occurring on national scale a lot of attention has been paid to embatement strategies. In order to facilitate the design of embatement strategies als ecohydrological models should be able to simulate restoration. DEMNAT is already capable, in a simple manner, to simulate ecological restoration as a consequence of hydrological restoration measures. The most important limitation for a reliable estimate of ecological restoration is the lack of sufficient data on the starting point situation. When the flora indicates that a well developed wet, acid, nutrient-poor site must be present, then it is likely this site truely occurs. However, when no flora data is present, the occurrence of certain sites must be deduced from less reliable data like the Dutch soil map. In addition, ecological restoration depends on more factors then the ecological site. Important factors for ecological restoration are soil type, type of vegetation management, occurence of seed banks, possibilities for colonization of sites by plant species and the hydrological regime.

Two alternatives are given in order to simulate restoration with DEMNAT. The first altrnative has great implications, the second small implications for the model design. In the first alternative the abiotic restoration, i.e. restoration of the for the ecosystem characteristic site conditions, and the biotic restoration, i.e. restoration of the for the ecosystem characteristic species composition, is separated. Restoration of the abiotic conditions should be indicated through relatively simple rules, in order to take into account the heterogenity in site conditions per soil type. Based on diagrams giving the change of occurrence of sites per soil type it is possible to estimate the change in the occurrence of sites per soil type when groundwater level changes. For simulating biotic restoration information on the size of the preferred site, the occurrence of seed banks and the colonization of new sites by plant species should be taken into account. The second alternative also makes use of the site diagrams, but in this case only restoration is modelled when the possible occurrence of a certain prefered site increases due to a hydrological dose.

Multi-stress

In the present DEMNAT model only ecological effects due to hydrological changes can be simulated. The vegetation, however, can be influenced by more factors. There is a need for

policy-making to develop models which can simulate multiple-stress effects. To be able to model multiple-stress effects with DEMNAT it is needed to (1) model the possible occurrence of sites within the model itself and (2) to separate the effects on site conditions from the biotic effects. This means that the biotic module of GEVOEL should be build into DEMNAT and that the modelling of site conditions should be included as a separate module inside DEMNAT. For the latter it is proposed to make a connection between the existing soil models SMART2 and MOZART which can be linked to either NAGROM or LGM.

Also some critical remarks are made by the approach mentioned above. Firstly, linking many (complex) models into one chain may lead to unacceptable error propagations. Also not all relevant parameters are modelled with the existing instruments, for instance fosfate in soils and small surface waters. This may lead to misleading model results. Therefore the following approach is proposed for modelling multiple-stress:

- for national scale and even regional scale multiple-stress effects should be taken into account by using a relatively simple calculation procedure. For instance, by using weighing factors for N-deposition with the assumption that restoration of nutrient poor ecosystems will be more difficult in areas with high N loads.
- besides the simple approach a more elaborate approach should be followed for situations in which the quality and quantity of input data is more controlled. For representative locations where input data is more reliable and complete a more deterministic model approach can be used from which valuable information can be deduced which, in turn, can be used as input for the more simple model approach on national or regional scale.

Modelling small surface waters

For modelling effects of changes of hydrological parameters in all surface waters it is proposed to build a separate dose effect model. By Van der Hoek & Verdonschot (1994) it is investigated how the design of such an aquatic dose effectmodel - DEMAQUA - should look like and how parts can be used of the present DEMNAT and STOWA evaluation method for small surface waters. The present structure of DEMNAT with the ecoserie and ecotopetypology used for describing ecosystems can be adapted by the aquatic dose effectmodel. The knowledge used in the STOWA evaluation method can be used to test the typology for aquatic ecosystems and for construction of dose-effect functions.

For the further development of DEMNAT it is recommended to distinguish a national and a regional model version. The national model version should focus on improving the modelling of ecosystem restoration and on modelling aquatic ecosystems (possibly with a separate model). For the regional version attention should focus on multi-stress effects. The regional model should follow a more proces-orientated deterministic approach whereas the national model should focus on simple (repo)functions and especially for restoration

follow a probabilistic approach. Pilot studies should be carried out for relatively small test regions in order to test new concepts in the regional model.

SAMENVATTING

Begin 1994 is tussen RIVM, RIZA, CML en LUW een discussie gevoerd over gewenste verbeteringen in, en aanvullingen op het bestaande DEMNAT model (DEMNAT-2.0). De belangrijkste punten die daarbij naar voren kwamen waren: verbetering van de effectberekening van inlaat water, verbetering herstelberekeningen, berekening voor meerdere typen ingrepen gelijktijdig (multi-stress berekening) en het toepasbaar maken van het model voor regionale toepassingen. Uit de discussie werd duidelijk dat een aantal van de gewenste verbeteringen niet mogelijk zou zijn zonder de modelopzet wezenlijk te veranderen. Omdat RIZA op korte termijn wilde beschikken over een nieuwe versie voor de Watersysteemverkenningen, en niet geheel duidelijk was welke veranderingen in modelopzet nodig zouden zijn om alle verbeteringen door te voeren, is het besluit genomen om:

- ten behoeve van de Watersysteemverkenningen een verbeterde versie van DEMNAT te maken, DEMNAT 2.1, die qua modelopzet gelijk is aan versie 2.0;
- gelijktijdig een toekomstverkenning uit te voeren naar de gewenste volgende versie van DEMNAT, versie 3.0.

Ten opzichte van versie 2.0 zijn de voornaamste verbeteringen in DEMNAT 2.1: een betere ecoplot-schematisatie, een uitbreiding van het aantal ecotoopgroepen met drie brakke typen, een betere natuurwaarderingmethode, een betere werkwijze voor het combineren van afzonderlijke dosis-effect functies en een verbetering in de bestaande dosis-effect functies, met name die voor systeemvreemd water. Daarnaast is een module ontwikkeld waardoor DEMNAT-2.1 gekoppeld kan worden aan een nieuw ontwikkeld model voor de onverzadigde zone (MOZART) en kunnen nu hydrologische wijzigingen per ecoserie worden opgegeven. Verder heeft een standaardisatie plaatsgevonden van de manier waarop effecten per regio worden berekend, rekening houdend met de dekking van de floristische gegevens (Bleij & Witte, 1996).

De toekomstverkenning heeft zich vooral gericht op de overblijvende aandachtspunten, te weten betere herstelberekeningen, multi-stress berekeningen en regionale toepassingen. Daarnaast wordt ook ingegaan op een uitgebreidere modellering van aquatische systemen.

Regionale toepassingen

Omdat RIZA en RIVM ook ondersteuning willen kunnen leveren aan het beleid van regionale overheden (provincies, waterschappen, regionale directies van Rijkswaterstaat) is het gewenst DEMNAT toepasbaar te maken voor regionale vraagstukken. Regionale modelversies kunnen bovendien gebruikt worden om nieuwe modelbenaderingen, die later in het landelijke model verwerkt moeten worden, te testen. Tenslotte is regionalisatie van DEMNAT nuttig ter controle van het landelijke model.

Regionalisatie kan worden uitgevoerd door beter gebruik te maken van landelijke bestanden, maar ook door de regionaal aanwezige informatie te benutten. In beide gevallen zal eerst de gebiedsschematisatie moeten worden gedetailleerd. Op die manier kan de omvang en botanische kwaliteit van ecosysteemttypen nauwkeuriger worden bepaald. Bovendien draagt een betere lokalisatie van gegevens er toe bij dat de koppeling van hydrologische modellen aan DEMNAT beter verloopt, doordat een berekende dosis nauwkeuriger aan een bepaald ecosysteem kan worden toegekend. Voorgesteld wordt om voor een regionale versie de ecoseries meer plaatsgebonden te maken door gebruik te maken van de bodem- en grondwatertrappenkaart 1:50.000. Voor het plaatsgebonden maken ecotoopgroepen kan gebruik worden gemaakt van Remote Sensing gegevens zoals bijvoorbeeld het LGN. Daarnaast dienen de mogelijkheden onderzocht te worden om met regionale vegetatiekaarten te gaan rekenen.

Herstelberekeningen

Sinds verdroging erkend is als landelijk milieuthema, is veel aandacht gericht op de terugdringing van verdroging. Dat betekent dat ecohydrologische modellen ook in staat moeten zijn om het herstel van de natuur te simuleren. DEMNAT is door middel van hysteresisfactoren in staat om op provisorische wijze ecologisch herstel te modelleren als gevolg van vernattingsmaatregelen. De grootste beperking bij de modellering van herstel vormt het gemis aan goede gegevens over de uitgangssituatie. Wanneer de floragegegevens aangeven dat ergens een goed ontwikkelde, natte, voedselarme en zure ecotoopgroep voorkomt, mag gevoeglijk worden aangenomen dat er ook een natte, voedselarme, en zure standplaats aanwezig is. Wanneer de floristische informatie niet zo'n ecotoopgroep aangeeft, is weinig te zeggen over de (potentiële) standplaats. In die situatie moet de eventuele aanwezigheid van een in potentie geschikte standplaats worden afgeleid van minder betrouwbare en gedetailleerde informatiebronnen, zoals de bodem- en grondwatertrappenkaart. Bovendien hangt het herstel van een ecosysteem ook samen met vele andere factoren dan de standplaats, bijvoorbeeld het beheer en de aanwezigheid en bereikbaarheid van zaden e.d.. De belangrijkste beperkende factoren bij het herstel van natte en vochtige ecosystemen zijn gelegen in: het bodemtype, het beheer, de vegetatiestructuur, de aanwezigheid van een zaadbank, de mogelijkheid voor aanvoer van soorten en de waterhuishouding in de uitgangssituatie.

Voor de modellering van herstel worden twee alternatieve rekenmethode gegeven. Het eerste alternatief heeft grote en het tweede alternatief heeft kleine consequenties voor het bestaande DEMNAT model. In het eerste alternatief wordt onderscheid gemaakt tussen abiotisch herstel, dat wil zeggen het herstel van de voor het ecosysteem-type kenmerkende standplaatsomstandigheden, en het biotisch herstel, dat wil zeggen het herstel van de voor het ecosysteemtype kenmerkende soortensamenstelling. Bij het aangeven van abiotisch herstel is het voorstel uit te gaan van relatief simpele vuistregels, zodat het mogelijk is rekening te blijven houden met de interne heterogeniteit aan standplaatstypen per bodemtype.

Op basis van de standplaatsdiagrammen waarin de kans op een standplaatstype is gegeven is het mogelijk per bodemtype een verschuiving in grondwaterstanden te vertalen in een verschuiving in oppervlakte tussen standplaatstypen. Voor het biotisch herstel moet rekening gehouden worden met de grootte van de standplaats, de aanwezigheid van een zaadbank en de mogelijkheid voor aanvoer van soorten. In het tweede alternatief wordt ook de mate van herstel afhankelijk gemaakt van de kans op standplaats zoals aangegeven in de standplaatsdiagrammen. In dit geval wordt echter alleen enig herstel voor een bepaalde ecotoopgroep gemodelleerd wanneer op basis van het standplaatsdiagram bij vernatting een grotere kans op het betreffende standplaatstype verwacht kan worden.

Multi-stress

In het huidige DEMNAT worden alleen effecten berekend van ingrepen in de waterhuishouding. De vegetatie wordt echter beïnvloed door meer dan alleen hydrologische factoren. Vanuit het beleid bestaat er behoefte aan om de effecten van meerdere, gelijktijdige optredende ingrepen te kunnen voorspellen. Om met DEMNAT multi-stress effecten te kunnen modelleren is het nodig dat (1) de modellering van effecten op standplaatsniveau plaatsvindt binnen het model DEMNAT zelf, en (2) dat daarbij een scheiding plaatsvindt tussen de fysisch-chemische standplaatsmodellering en de biotische modellering. Dit betekent dat de biotische module van GEVOEL moet worden ingebouwd in DEMNAT en dat de modellering van effecten op standplaatsniveau moet plaatsvinden binnen DEMNAT met een fysisch-chemisch standplaatsmodel. Voor dat laatste wordt voorgesteld een koppeling uit te werken tussen het bestaande bodemmodel SMART2 en MOZART gekoppeld aan NAGROM of LGM.

Er worden wel enige kanttekeningen geplaatst bij een dergelijke benadering. In de eerste plaats bestaat het gevaar dat door schakeling van modellen onnauwkeurigheden in het ene model worden versterkt in het volgende model. Verder moet bedacht worden dat met het huidige modelinstrumentarium lang niet alle effecten gemodelleerd kunnen worden. Gedacht kan worden aan de P-huishouding in bodem en oppervlaktewater. Het achterwege laten van dergelijke ontbrekende schakels kan leiden tot misleidende uitkomsten. Daarom lijkt het voorlopig beter om op een andere manier rekening te houden met de multiple-stress-effecten, namelijk door:

- bij landelijke en regionale modellering op een simpeler manier rekening te houden met de invloed van andere factoren, bijvoorbeeld door bij herstel van voedselarme natte en vochtige systemen er via weegfactoren voor te zorgen dat in gebieden met een hoge atmosferische depositie het herstel minder volledig zal zijn;
- daarnaast voor een aantal nauwkeurig omschreven voorbeeld-situaties een deterministische modellering uit te voeren, en deze te toetsen aan waargenomen effecten.

Modellering van kleine oppervlakte wateren

Voor de modellering van effecten in de waterhuishouding op *alle* kleine wateren wordt voorgesteld een apart effectenmodel voor de kleine wateren op te zetten. Door Van der Hoek & Verdonschot (1994) is onderzocht hoe een aquatisch ingreep-effektmodel - DEMAQUA - er uit zou moeten zien, en hoe daarin gebruik zou kunnen worden gemaakt van onderdelen uit het huidige DEMNAT en uit de STOWA-beoordelingsmethode voor kleine wateren. De huidige structuur van DEMNAT, waarin de ecoserie- en ecotooptypen-indeling gebruikt worden om de ecosystemen te beschrijven, kan door het te ontwikkelen model worden overgenomen. De in de STOWA-methode verwerkte kennis over de relatie tussen standplaatsfactoren en soortensamenstelling kan worden gebruikt voor de toetsing van de aquatische ecosysteemindeeling en voor het opstellen van dosis-effektrelaties.

Aanbevolen wordt om bij de verdere modelontwikkeling van DEMNAT een opsplitsing te maken in een **landelijke modellijn** en een **regionale modellijn**. Voor de landelijke modellijn moet het accent liggen op een betere modellering van herstel en op de modellering van aquatische ecosystemen (eventueel door de opzet van een apart model). Voor de regionale lijn moet het accent komen liggen op multi-stress modellering. Het regionale model moet een meer procesgerichte, deterministische benaderingswijze volgen, terwijl het landelijke model zich meer moet richten op simpele vuistregels en met name voor herstel een probabilistische benadering moet volgen. Voor de regionale versie van DEMNAT wordt voorgesteld verbeteringen uit te testen in een relatief klein proefgebied middels pilot-studies.

INHOUDSOPGAVE

VOORWOORD

SUMMARY

SAMENVATTING

INHOUDSOPGAVE

1. INLEIDING	1
1.1 Doelstelling	1
1.2 Relatie met ander onderzoek	2
2. REGIONALISATIE	5
2.1 Inleiding	5
2.2 Landelijke detaillering	5
2.3 Regionale detaillering	6
3. MODELLERING HERSTELPROCESSEN	9
3.1 Inleiding	9
3.2 Beperkende factoren	10
3.3 Modelling van herstel, alternatief 1	12
3.4 Modelling van herstel, alternatief 2	16
4. MODELLERING KLEINE AQUATISCHE ECOSYSTEMEN	19
4.1 Inleiding	19
4.2 Benodigde aanpassingen model	19
4.3 Knelpunten	20
5. MULTI-STRESS MODELLERING	23
5.1 Inleiding	23
5.2 Toekomstverkenning fysisch-chemische standplaatsmodellering	24
5.3 Uitbreiding biotische responsmodule met beheer?	25
5.4 Uitwerking op regionale schaal	26
5.5 Kanttekeningen bij multi-stress berekeningen	27
6. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	29
LITERATUUR	33

1. INLEIDING

1.1 Doelstelling

DEMNET is ooit begonnen als een relatief eenvoudig landelijk model, waarin werd gewerkt met een zeer globale gebiedsschematisatie (florabestand met 5×5 km hokken, bodembestand 1:250.000) en met simpele vuistregels (Witte, 1990). In versie 2.0, die is gebruikt voor de beleidsstudie Drink- en Industrierwatervoorziening (Beugelink et al. 1992), is aan de opzet van het model weinig veranderd. Wel is de gebiedsschematisatie verfijnd (florabestand met kilometerhokken, bodembestand 1:50.000) en zijn de dosis-effectrelaties verder uitgewerkt en beter onderbouwd (Witte et al., 1992).

Begin 1994 is tussen RIVM, RIZA, CML en LUW een discussie gevoerd over gewenste verbeteringen in, en aanvullingen op het bestaande model. De belangrijkste punten die daarbij naar voren kwamen waren:

- verbetering effectberekening inlaat water;
- verbetering herstelberekeningen;
- berekening voor meerdere typen ingrepen gelijktijdig (multi-stress berekening);
- toepasbaar maken model voor regionale toepassingen.

Uit de discussie werd duidelijk dat een aantal van de gewenste verbeteringen niet mogelijk zou zijn zonder de modelopzet wezenlijk te veranderen. Omdat RIZA op korte termijn wilde beschikken over een nieuwe versie voor de Watersysteemverkenningen, en niet geheel duidelijk was welke veranderingen in modelopzet nodig zouden zijn om alle verbeteringen door te voeren, is het besluit genomen om:

- ten behoeve van de Watersysteemverkenningen een verbeterde versie van DEMNET te maken, DEMNET 2.1, die qua modelopzet gelijk is aan versie 2.0;
- gelijktijdig een toekomstverkenning uit te voeren naar de gewenste volgende versie van DEMNET, versie 3.0.

Ten opzichte van versie 2.0 zijn de voornaamste verbeteringen in DEMNET 2.1 dat de berekening van de hydrologische ingrepen is verbeterd, onder meer door gebruik te maken van een nieuw ontwikkeld model voor de onverzadigde zone (MOZART), en dat de effecten van systeemvreemd water beter worden voorspeld, onder meer door rekening te houden met de chloriniteit van het oppervlaktewater (Runhaar et al., 1996). Verder heeft een standaardisatie plaatsgevonden van de manier waarop effecten per regio worden berekend, rekening houdend met de dekking van de floristische gegevens (Bleij & Witte, 1996).

De toekomstverkenning heeft zich vooral gericht op de overblijvende aandachtspunten, te weten betere herstelberekeningen, multi-stress berekeningen en regionale toepassingen.

Het doel van de toekomstverkenning kan als volgt worden geformuleerd:

Technische mogelijkheden aangeven om de wensen ten aanzien herstelberekeningen, multi-stress-berekeningen, en regionalisatie in een nieuwe versie van DEMNAT - versie 3.0 - door te voeren.

Tijdens deze toekomstverkenning is daar door ons nog een extra aandachtspunt aan toegevoegd, te weten een uitgebreidere modellering van aquatische systemen. Weliswaar valt de ontwikkeling van een voorspellingsmodel voor kleine aquatische systemen onder een ander onderzoeksproject (AQUAREGI); er zijn echter zoveel raakvlakken met DEMNAT (onder meer op het gebied van de abiotische modellering) dat onzes inziens een korte bespreking van dit aquatische model in deze toekomstverkenning niet achterwege mag blijven.

1.2 Relatie met ander onderzoek

Voorafgaand aan het schrijven van deze toekomstverkenning is een aantal studies uitgevoerd waarvan de resultaten zijn verwerkt in dit rapport. Het gaat om de volgende studies:

- (1) afstemmingsoverleg DEMNAT-MOVE-GREINS;
- (2) onderzoek naar de mogelijkheid SMART te gebruiken voor DEMNAT;
- (3) onderzoek naar de toepasbaarheid van de ecotopenmethode en STOWA-methode in een landelijk aquatisch ingreep-effektmodel (AQUAREGI).

(1) Het afstemmingsoverleg dat is gevoerd tussen betrokkenen bij de modellen DEMNAT, MOVE en het GREINS-natuurontwikkelingsmodel voor de Drentse Aa, had tot doel na te gaan in hoeverre sprake is van overlap tussen de verschillende modellen, en aan te geven welke mogelijkheden er zijn voor onderlinge afstemming en samenwerking. In de notitie die uit dit overleg is voortgekomen (Wiertz & Van Ek, 1996) wordt geconcludeerd dat er veel overeenkomsten bestaan tussen de verschillende modellen, en worden een aantal concrete actiepunten genoemd waarbij samenwerking mogelijk is.

(2) Op één punt zijn de mogelijkheden tot afstemming verder verkend. Nagegaan is in hoeverre het standplaatsmodel SMART, dat voor MOVE en het GREINS-model wordt gebruikt, ingepast kan worden binnen DEMNAT om veranderingen in zuurgraad en stikstofbeschikbaarheid te berekenen (Klijn et al., 1996).

(3) RIZA heeft de STOWA verzocht haar gegevensbestanden ter beschikking te stellen voor de toetsing van de aquatische ecotopenindeling. Naar aanleiding van dit verzoek zijn de mogelijkheden onderzocht om de voorspellingsmethode van DEMNAT en de beoordelingsmethode van STOWA te gebruiken in een te ontwikkelen landelijk voorspellingsmodel voor aquatische ecosystemen (Van der Hoek & Verdonschot 1994).

2. REGIONALISATIE

2.1 Inleiding

Omdat RIZA en RIVM ook ondersteuning willen kunnen leveren aan het beleid van regionale overheden (provincies, waterschappen, regionale directies van Rijkswaterstaat) is het gewenst DEMNAT toepasbaar te maken voor regionale vraagstukken. Regionale modelversies kunnen bovendien gebruikt worden om nieuwe modelbenaderingen, die later in het landelijke model verwerkt moeten worden, te testen. Te denken valt aan meer causaal-analytische concepten, of multi-stress-benaderingen. Tenslotte is regionalisatie van DEMNAT nuttig ter controle van het landelijke model.

Regionalisatie kan worden uitgevoerd door beter gebruik te maken van landelijke bestanden, maar ook door de regionaal aanwezige informatie te benutten. In beide gevallen zal eerst de gebiedsschematisatie moeten worden gedetailleerd. Op die manier kan de omvang en botanische kwaliteit van ecosysteemttypen nauwkeuriger worden bepaald. Bovendien draagt een betere lokalisatie van gegevens er toe bij dat de koppeling van hydrologische modellen aan DEMNAT beter verloopt, doordat een berekende dosis nauwkeuriger aan een bepaald ecosysteem kan worden toegekend.

2.2 Landelijke detaillering

Het huidige DEMNAT maakt gebruik van ecoseries¹ die zijn afgeleid uit het LKN-bestand en daardoor binnen de kilometercel niet zijn gelokaliseerd. Een voor-de-hand-liggende verandering die direct al tot een verbetering van DEMNAT leidt is terug te grijpen op de 1:50.000 bodem- en grondwatertrappenkaart, en deze te gebruiken voor de afleiding van ecoseries. Deze zijn dan binnen de kilometercel gelokaliseerd. Bij wijze van experiment is deze aanpak gerealiseerd voor het Gooi- en Vechtplassengebied (Hoogeveen 1994).

Ten behoeve van landelijke berekeningen is bij het RIZA een vertaalsleutel gemaakt tussen de abiotische rekeneenheden van DEMNAT (de ecoseries), en de bodemfysische eenheden van het onverzadigde-zonemodel MOZART. Uitkomsten van MOZART kunnen daardoor preciezer aan de ecoseries worden toegekend. Het RIZA heeft ook haar hydrologische modellenkoppel NAGROM\MOZART verfijnd, waardoor kwel- en wegzijgingspatronen en de aanvoer van systeemvreemd water ruimtelijk veel gedetailleerder dan voorheen worden gemodelleerd.

¹ De ecoserie is de abiotische rekeneenheid binnen DEMNAT, ontstaan door combinatie van ecologische bodemeenheid, grondwatertrapklasse (*GT*) en kwelklasse.

Een volgende stap in de verfijning van het landelijke model zou het gebruik van het LGN-bestand moeten zijn. Dit van satellietopnamen afgeleide bestand bevat per pixel van 25 bij 25 meter informatie over de dominante vegetatiestructuur of het gewastype. Op grond van deze informatie kunnen bijvoorbeeld heideterreinen worden gelokaliseerd. Wanneer deze informatie wordt gecombineerd met de bodemkaart kunnen vervolgens ook natte heideterreinen (ecotoopgroep² K21) worden opgespoord.

Veel mag verwacht worden van de ontwikkelingen op het gebied van remote-sensing. Met radarbeelden van de ERS-1 kunnen in de tijd veranderingen worden opgespoord in het reflectiebeeld. Er zijn modellen waarmee ERS-1-beelden zijn te vertalen in termen van vochttoestand en vegetatiestructuur (zie bijv. Vasseur 1993, Van Oevelen & Hoekman i.p.). Combinatie met optische waarnemingen van de LANDSAT verhoogt de betrouwbaarheid van de vertaalslag (Hoekman, mond. med.).

Het huidige model is zodanig opgezet dat rekening wordt gehouden met de interne heterogeniteit binnen de gebruikte ruimtelijke rekeneenheden (kilometerhokken, bodemeenheden). Omdat de meeste abiotische standplaatsmodellen een deterministisch karakter hebben zou het voor de modellering eenvoudiger wezen uit te gaan van homogene rekeneenheden. Deze wens kan echter nooit in vervulling gaan omdat de benodigde gegevens voor een volledig deterministische benadering op landelijke schaal ten ene male ontbreken. Aanvoer van gebiedsvreemd water kan bijvoorbeeld wel worden berekend per afwateringseenheid uit het WIS. Maar hoe het water binnen die eenheid (van toch al gauw enkele ha) vervolgens door de sloten stroomt en hoe dit water wordt beïnvloed door lokale nutriëntenbronnen, daarvoor ontbreken de gegevens. Ook gegevens over bijvoorbeeld stikstofdepositie zullen altijd globaal zijn, onder meer omdat bemestingsgegevens nooit per perceel worden verstrekt. De modellering in DEMNAT zal dus altijd voor een deel een probabilistische karakter hebben.

2.3 Regionale detaillering

Bij regionale modellering kan gebruik worden gemaakt van hydrologische modellen die bijvoorbeeld het grondwaterstandsverloop en de stroming in watergangen relatief nauwkeurig simuleren. Dit kan zeker een vooruitgang zijn, maar ook hier moet men beseffen dat regionale hydrologische modellen nooit die precisie bereiken, die eigenlijk vanuit de standplaatsmodellering gewenst is. Een model voor een natuurterrein van enkele ha (een lokaal model dus eigenlijk) kan bijvoorbeeld een nauwkeurigheid in de gesimuleerde grondwaterstand bereiken van 2 dm bij een ruimtelijke resolutie van 100 m². Hydrologisch

² In DEMNAT zijn de ecotooptypen uit het ecotopensysteem van eenzelfde standplaats samengevoegd tot ecoopgroepen (Witte & Van der Meijden 1995).

zou dat al een hele prestatie wezen, maar voor de vegetatie is een dergelijke nauwkeurigheid onvoldoende. Het kan namelijk veel uitmaken voor de vegetatie of de *GVG* 2 dm beneden maaiveld staat of 4 dm, en binnen het vlak van 100 m² kunnen nog niet te verwaarlozen verschillen in maaiveldshoogte voorkomen. Ook uitkomsten van regionale hydrologische modellen moeten dus op een specifieke, doelgerichte manier worden gebruikt, bijvoorbeeld door, zoals in de landelijke aanpak, alleen de voorspelde hydrologische *veranderingen* als invoer voor DEMNAT te gebruiken, en niet de absolute uitkomsten.

Verbeteringen voor DEMNAT zijn zeer zeker te verwachten in een regionale versie wanneer gebruik gemaakt kan gaan worden van betere biotische gegevens, bijvoorbeeld van vegetatiekaarten, provinciale vegetatie-opnamen, of van kaarten met de ligging van natuurterreinen of de puntverspreiding van plantesoorten. Dit soort informatie is bruikbaar bij een betere bepaling van de lokatie en de kwaliteit van ecosystemen. Regionale vegetatiekaarten bevatten doorgaans een specifieke typologie en moeten dus eerst via een vertaalslag geschikt worden gemaakt voor de gebiedschematisatie van DEMNAT. Hier is geen standaardprocedure voor te maken, en de vertaalslag zal dus buiten DEMNAT om moeten gebeuren.

Het huidige DEMNAT voert berekeningen uit op basis van de volledigheden van ecotoopgroepen. Deze volledigheid is gebaseerd op het aantal indicatorsoorten, aangetroffen binnen een kilometercel. Wanneer kleinere inventarisatie-eenheden dan kilometercellen worden gebruikt, zal de volledigheid op een andere manier moeten worden afgeleid, althans wanneer DEMNAT in zijn nieuwe opzet met volledigheden blijft rekenen (zie § 3.3 voor een andere aanpak). Witte et al. (i.p.) geven hiervoor een methode die gebaseerd is op proefondervindelijk vastgestelde verbanden tussen de hoogte van de drempelwaarden (nodig voor het berekenen van volledigheden) en de gridcelgrootte.

3. MODELLERING HERSTELPROCESSEN

3.1 Inleiding

De eerste ecohydrologische modellen werden vooral gebruikt om de negatieve effecten van ingrepen in de waterhuishouding te bepalen. Een voorbeeld is de studie in de omgeving van Breda (Reijnen et al. 1981), waar het model WAFLO werd gebruikt om te bepalen op welke plaatsen nieuwe waterwinningen de minste schade aan de natuur zouden aanbrengen. Sinds verdroging erkend is als landelijk milieuthema, is de aandacht veel meer gericht op de terugdringing van verdroging. Dat betekent dat ecohydrologische modellen ook in staat moeten zijn om het herstel van de natuur te simuleren.

Zoals in alle ecohydrologische modellen (voorzover in de modellen überhaupt al herstel wordt berekend; zie Van der Linden et al., 1996), worden in het huidige DEMNAT de herstelprocessen provisorisch voorspeld. De berekening geschiedt met dosis-effektfuncties die zijn opgesteld voor degradatie. Deze functies worden invers gebruikt, waarbij er door zogenaamde hysteresisfactoren rekening mee wordt gehouden dat herstel, binnen de voorspellingstermijn van ca. 20 jaar, vaak minder groot zal zijn dan de afname bij een tegengestelde dosis. De hysteresisfactoren zijn afhankelijk van bodemtype en ecotoopgroep.

De grootste beperking bij de modellering van herstel vormt het gemis aan goede gegevens over de uitgangssituatie. Bij de modellering van degradatie kan veel informatie worden ontleend aan de aanwezigheid en volledigheid van de ecotoopgroep in de uitgangssituatie. Wanneer de floragegegevens aangeven dat ergens een goed ontwikkelde, natte, voedselarme en zure ecotoopgroep voorkomt, mag gevoeglijk worden aangenomen dat er ook een natte, voedselarme, en zure standplaats aanwezig is. Verlaging van de grondwaterstand zal in dat geval leiden tot de achteruitgang van die ecotoopgroep. Wanneer de floristische informatie niet zo'n ecotoopgroep aangeeft, dan moet de eventuele aanwezigheid van een in potentie geschikte standplaats worden afgeleid van minder betrouwbare en gedetailleerde informatiebronnen, zoals de bodem- en grondwatertrappenkaart. Bovendien hangt het herstel van een ecosysteem ook samen met vele andere factoren dan de standplaats, bijvoorbeeld het beheer en de aanwezigheid en bereikbaarheid van zaden e.d..

Nu wordt in vrijwel alle gevallen waar in de uitgangssituatie een ecotoopgroep in slecht of matig ontwikkelde vorm voorkomt, herstel berekend³. Dat is echter niet reëel, omdat in

³ Wanneer ecotoopgroepen voorkomen op bodems waar ze van nature niet 'thuis horen' wordt nog minder herstel berekend door de hysteresisfactor met de helft te verlagen. Dit voorkomt bijvoorbeeld dat goed ontwikkelde natte en voedselrijke ecosystemen worden voorspeld op zandgronden in Brabant die door waterverontreiniging en inlaat van rivierwater worden *beïnvloed*.

veel gevallen andere factoren dan de waterhuishouding er voor zorgen dat de volledigheid gering is. Bijvoorbeeld doordat als gevolg van landbouwkundig beheer de voedselrijkdom veel te groot is voor de ontwikkeling van voedselarme ecosystemen. Een goede voorspelling van herstelprocessen is daarom alleen mogelijk wanneer er voldoende informatie is over mogelijk beperkende factoren.

3.2 Beperkende factoren

De belangrijkste beperkende factoren bij het herstel van natte en vochtige ecosystemen zijn gelegen in:

- het bodemtype;
- het beheer;
- de vegetatiestructuur;
- de aanwezigheid van een zaadbank;
- de mogelijkheid voor aanvoer van zaden;
- de waterhuishouding in de uitgangssituatie.

Het *bodemtype* is vooral bepalend voor de voedselrijkdom en de kalkrijkdom van het systeem in min of meer natuurlijke omstandigheden. Zo zullen voedselarme systemen alleen ontstaan op arme zand- en veengronden, en zullen bij het ontbreken van lithocliene kwel zwak zure tot basische systemen alleen kunnen ontstaan bij een voldoende kalkgehalte van de bodem. Het bodemtype kan worden afgelezen van de 1:50.000 bodemkaart. Uit de zogenaamde standplaatsdiagrammen⁴ (ECOTOPS-tabellen) kan worden afgelezen welke potenties de bodemeenheden hebben, afhankelijk van de hydrologie, en uitgaande van relatief ongestoorde omstandigheden (geen bemesting of bekalking).

Wat de actuele voedselrijkdom is wordt voor een groot gedeelte bepaald door het *beheer*. Voedselarme systemen komen tegenwoordig vrijwel alleen nog voor in wegbermen en natuurgebieden. In het agrarisch cultuurgebied is de bemestingsdruk zo groot dat alleen voedselrijke systemen voorkomen. Om de kansrijkdom voor herstel te kunnen bepalen is het derhalve van belang te weten of de ruimtelijke rekeneenheid van DEMNAT, de ecoplot, ligt in een natuurreservaat, een beheersgebied of een landbouwgebied. Op dit moment bestaat er echter nog geen landelijk bestand met de ligging van natuurgebieden, maar mogelijk kan al een schatting worden gemaakt door de interpretatie van het LGN-bestand, eventueel in combinatie met de bodem- en grondwatertrappenkaart.

⁴ In de standplaatsdiagrammen is voor ieder van de 28 standplaatstypen aangegeven wat de kans op voorkomen is op de betreffende ecoserie (Klijn et al. 1992). Deze kans is gelijk aan de kans op een bij de standplaats horende ecotoopgroep, omdat iedere ecotoopgroep is verbonden met slechts één standplaatstype.

Welk type ecosysteem bij vernatting ontstaat is mede afhankelijk van de aanwezige *vegetatiestructuur*, waarbij vooral gedacht kan worden aan het verschil tussen bossen en lage vegetaties. Dit onderscheid kan goed worden afgeleid uit het LGN-bestand (§ 2.2).

De voorgaande factoren geven vooral informatie over de vraag in hoeverre hydrologisch herstel ook leidt tot herstel van de gewenste standplaatsomstandigheden. In hoeverre vervolgens ook herstel van de soortenrijkdom optreedt is afhankelijk van de mogelijkheden van de voor het ecosysteemtype kenmerkende soorten om terug te keren. Dat is in de eerste plaats afhankelijk van de aanwezigheid van een *zaadbank*. Of er naar verwachting een zaadbank aanwezig is, kan op landelijke schaal worden afgeleid uit het vroegere voorkomen van plantesoorten. Recent is het FLORIVON-bestand opgeleverd, dat informatie geeft over het voorkomen van soorten per kwartierhok (1.30 km²) vóór 1950 (Kloosterman & Van der Meijden 1994).

Slechts een beperkt deel van de soorten is in staat tot het vormen van een zaadbank. De overige soorten zijn voor (her)vestiging daarom aangewezen op de *aanvoer van zaden* vanuit omringende gebieden. De kans op aanvoer van soorten kan worden geschat op basis van gegevens over het huidige voorkomen van plantesoorten, zoals weergegeven in het FLORBASE-bestand (Van der Meijden et al. 1995).

Naast de bovengenoemde factoren is uiteraard ook de *grondwaterstand* in de uitgangssituatie zeer bepalend voor herstel. Een grondwaterstandsstijging van 2 dm zal veel grotere effecten hebben bij een begingrondwaterstand van een halve meter onder maaiveld dan bij een begingrondwaterstand van een meter onder maaiveld. De enige landelijke informatie over de grondwaterstand vormt de grondwatertrap-aanduiding op de 1:50.000 bodemkaart. Een probleem is echter dat natte en vochtige ecosystemen vaak voorkomen op een schaal die niet wordt gedekt door de 1:50.000 kaart, bijvoorbeeld binnen terreinderpressies die op de bodemkaart niet apart zijn aangegeven. Bovendien is de op de bodemkaart aangegeven grondwatertrap in veel gevallen verouderd, doordat de grondwaterstand na de kartering is gedaald. Daarom is tot nu toe in DEMNAT voor de voorspelling van effecten alleen uitgegaan van de door het hydrologische model voorspelde *verandering* in grondwaterstand. Een betere bepaling van de vochttoestand in de uitgangssituatie is wellicht mogelijk door gebruik te maken van remote-sensing technieken.

Voor de meeste van de hierboven genoemde beperkende factoren zijn inmiddels op landelijke schaal gegevensbestanden aanwezig (tabel 3.1). Alleen over het beheer, naast de bodem de meest bepalende factor, ontbreken gegevens. Totdat dit hiaat is opgelost, is een wezenlijke verbetering van de herstelberekening op landelijke schaal niet mogelijk.

Tabel 3.1. Factoren die bepalend zijn voor het herstel van natte en vochtige ecosysteemtypen, en de gegevensbronnen waaruit die factoren kunnen worden afgeleid.

BEPERKENDE FAKTOR	GEGEVENSBRON
bodem	1:50.000 bodemkaart
beheer	-
vegetatiestructuur	LGN
zaadbank	FLORIVON, FLORBASE
verspreiding soorten	FLORBASE
grondwaterstand uitgangssituatie	1:50.000 bodemkaart

3.3 Modelling van herstel, alternatief 1

Ook wanneer er wél informatie is over alle voor het herstel relevante factoren, inclusief het beheer, dan nog zal bij voorspelling op landelijke schaal rekening moeten worden gehouden met onzekerheden, die samenhangen met het schaalniveau. Doordat wordt uitgegaan van gegevens die afkomstig zijn uit ruimtelijk vaak weinig gedetailleerde gegevensbestanden, zullen de te modelleren ruimtelijke eenheden altijd een zekere mate van interne heterogeniteit hebben.

Bij de modellering van degradatie vormt dat niet zo'n probleem, omdat, zoals vermeld in § 3.1, dan informatie kan worden afgeleid uit het ecosysteemtype dat in de uitgangssituatie voorkomt. Wanneer bijvoorbeeld op grond van flora en bodemtype wordt geconcludeerd dat een goed ontwikkeld nat, voedselarm, zwak zuur ecosysteemtype op kalkarme zandgrond voorkomt, kan veilig worden uitgegaan van de veronderstelling dat het gaat om een niet bemeste situatie, waarbij de buffering van de standplaats afhankelijk is van het grondwater. Verlaging van de grondwaterstand zal hier leiden tot verdroging en verzuring.

Bij de modellering van herstel kan echter niet worden uitgegaan van uit het ecosysteemtype af te leiden informatie, en is een goede voorspelling dus meer afhankelijk van uit abiotische bestanden af te leiden informatie.

In de modellering kan daarom het beste worden uitgegaan van relatief simpele vuistregels, die het mogelijk maken rekening te houden met die interne heterogeniteit. Hoe die berekening er uit zou kunnen zien wordt hieronder geschetst. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen abiotisch herstel, dat wil zeggen het herstel van de voor het ecosysteemtype kenmerkende standplaatsomstandigheden, en het biotisch herstel, dat wil zeggen het

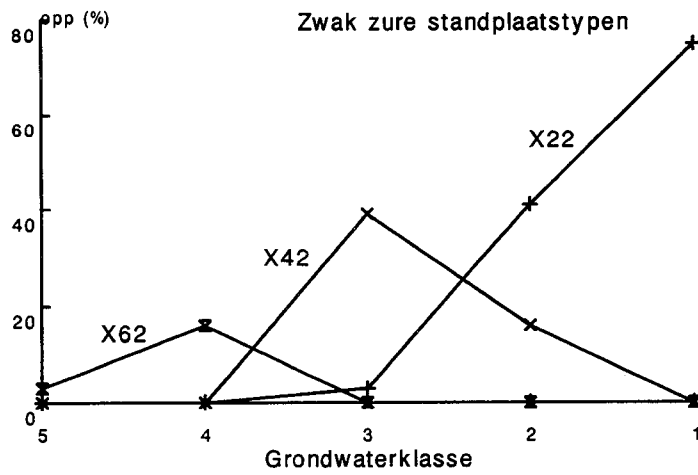
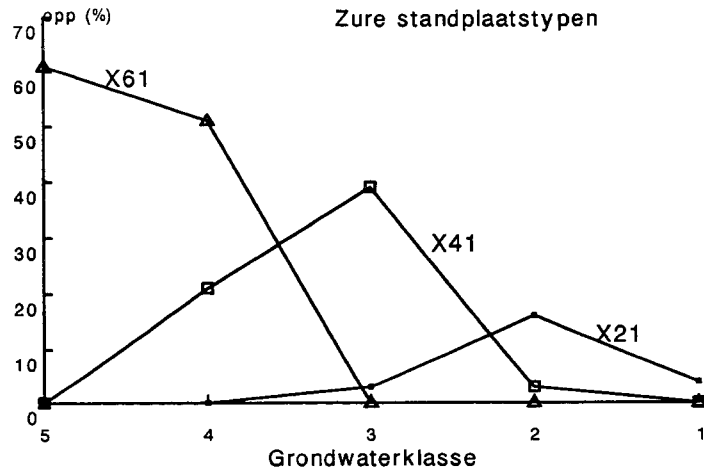
herstel van de voor het ecosysteemtype kenmerkende soortensamenstelling.

Wat betreft *abiotisch herstel* kan worden uitgegaan van de potenties die op basis van bodem en hydrologie aanwezig zijn. Wat die potenties zijn kan voor min of meer natuurlijke omstandigheden worden afgelezen uit de standplaatsdiagrammen, die binnen DEMNAT worden gebruikt om ecotoopgroepen te koppelen aan ecoseries (Klijn et al. 1992). Figuur 3.1 laat zien wat de kans op voorkomen is van voedselarme zure, respectievelijk voedselarme zwak zure ecosystemen op ecoserie-bodem Z04 (kalkloze zandgronden met eerdlaag of een matig dik humeus pakket zonder ijzeraanrijking), in afhankelijkheid van de grondwaterklasse. Gebruik makend van de standplaatsdiagrammen kan een verschuiving in grondwaterstand worden vertaald in een verschuiving in oppervlakte tussen standplaatstypen.

Bij kwel worden in de standplaatsdiagrammen slechts twee situaties weergegeven, namelijk wel of niet lithocliene/brakke/zoute kwel. Hier zou een berekening van de oppervlakte aan standplaatstypen moeten gebeuren op grond van de verschuiving in ecoserie-oppervlakte die onder invloed staat van lithocliene kwel.

De huidige standplaatsdiagrammen geven alleen de potenties weer onder min of meer natuurlijke omstandigheden. Om ook buiten natuurgebieden herstel te kunnen modelleren zullen ook soortgelijke tabellen moeten worden gemaakt voor een situatie met landbouwkundig beheer. Omdat de landbouw zo'n dominante factor is, zal het aantal aparte diagrammen klein zijn.

Uit de standplaatsdiagrammen zijn alleen de abiotische standplaatsomstandigheden af te lezen. Voor de bepaling van het ecosysteemtype is daarnaast echter informatie nodig de vegetatiestructuur; leidt het ontstaan van standplaatstype X22 (natte, voedselarme, zwak zure standplaatsen) tot de ontwikkeling van ecotoopgroep K22 (lage vegetaties op natte, voedselarme, zwak zure standplaatsen), of ecotoopgroep H22 (struwelen en bossen op natte, voedselarme, zwak zure standplaatsen)? Het antwoord op deze vraag is afhankelijk van het lokale beheer; is er een maaibeheer (leidend tot K22) of gebeurt er niets (H22)? Eventueel kan een indruk worden verkregen uit het LGN-bestand, dat informatie geeft over de vegetatiestructuur. Voor de Rijksoverheid is de vraag wellicht niet zo relevant omdat het door de hoge zeldzaamheid van het standplaatstype in beide gevallen gaat om ecosysteemtypen met een grote natuurwaarde. Desgewenst rekent men twee varianten door, een met en een zonder maaibeheer.

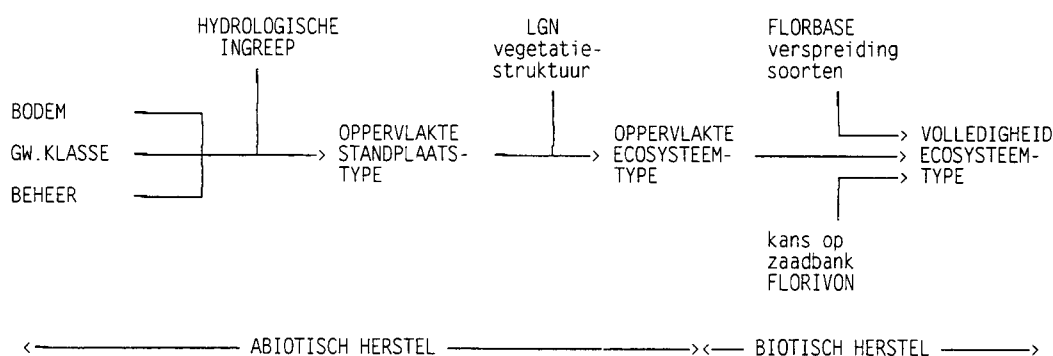


Figuur 3.1. Verschuivingen in oppervlakte voedselarme zure, resp. zwak zure standplaatstypen, bij een verschuiving van de grondwaterklasse op ecoserie-bodem Z04 (kalkloze zandgronden met eerdlaag), volgens de standplaatdiagrammen in het bestand ECOTOPS-2.0 (Klijn et al. 1992).

In hoeverre er op een bepaalde standplaats en bij een bepaald beheer ook sprake is van *biotische herstel* is afhankelijk van de grootte van de standplaats, de aanwezigheid van een zaadbank en de mogelijkheden voor de aanvoer van soorten. De grootte van de standplaats is belangrijk omdat, volgens de eilandtheorie (McArthur & Wilson 1967), op kleine standplaatsen de kans op vestiging geringer en de kans op uitsterven groter is dan op grote standplaatsen.

De kans op vestiging van soorten kan worden afgeleid uit de verspreidingsstrategie van soorten (zie Grime et al. 1988), in combinatie met gegevens over het vroeger voorkomen van soorten (FLORIVON; Kloosterman & Van der Meijden 1994) en de huidige verspreiding (FLORBASE; Van der Meijden et al. 1995).

In figuur 3.2 staat de wijze van berekening nog eens schematisch weergegeven, waarbij te zien is dat eerst op grond van abiotische gegevensbestanden de verwachte veranderingen in oppervlakte van het ecosysteemtype wordt berekend, en vervolgens, op basis van de oppervlakte en de huidige en de vroegere verspreiding van soorten, de te verwachten veranderingen in volledigheid wordt berekend.



Figuur 3.2. Mogelijke berekeningswijze herstel. Uitleg: zie tekst.

De hierboven geschetste wijze van berekening vraagt om een nieuwe modelopzet. Nu wordt nog uitgegaan van een *causaal-analytische benadering*, waarbij wordt uitgegaan van homogene standplaatsen en veel aandacht wordt besteed aan de modellering van de ingreep-effekt-keten. In de voorgestelde benaderingswijze wordt uitgegaan van een meer *correlatieve benadering*, waarbij een directe relatie wordt gelegd tussen hydrologie, bodem en beheer enerzijds, en het voorkomen van standplaatstypen anderzijds. Daarbij wordt impliciet al rekening gehouden met de interne heterogeniteit van de ruimtelijke eenheden waarvoor voorspellingen worden uitgevoerd.

In de nieuwe benadering nemen de standplaatsdiagrammen een belangrijke plaats in. Nu worden ze alleen gebruikt voor het leggen van een koppeling tussen ecotoopgroepen en bodemeenheden. In het voorstel zouden de standplaatsdiagrammen de basis vormen voor de berekening van het abiotisch herstel. Dat betekent dat een verdere controle op de geldigheid van deze diagrammen gewenst is.

Een voordeel van de geschetste benadering is dat wordt uitgegaan van uit de praktijk afgeleide relaties tussen bodem, hydrologie en standplaatstypen, waarbij geen veronderstellingen worden gedaan over de homogeniteit van de standplaats, en waarbij geen hoge eisen worden gesteld aan de beschrijving van de uitgangssituatie.

3.4 Modelleren van herstel, alternatief 2

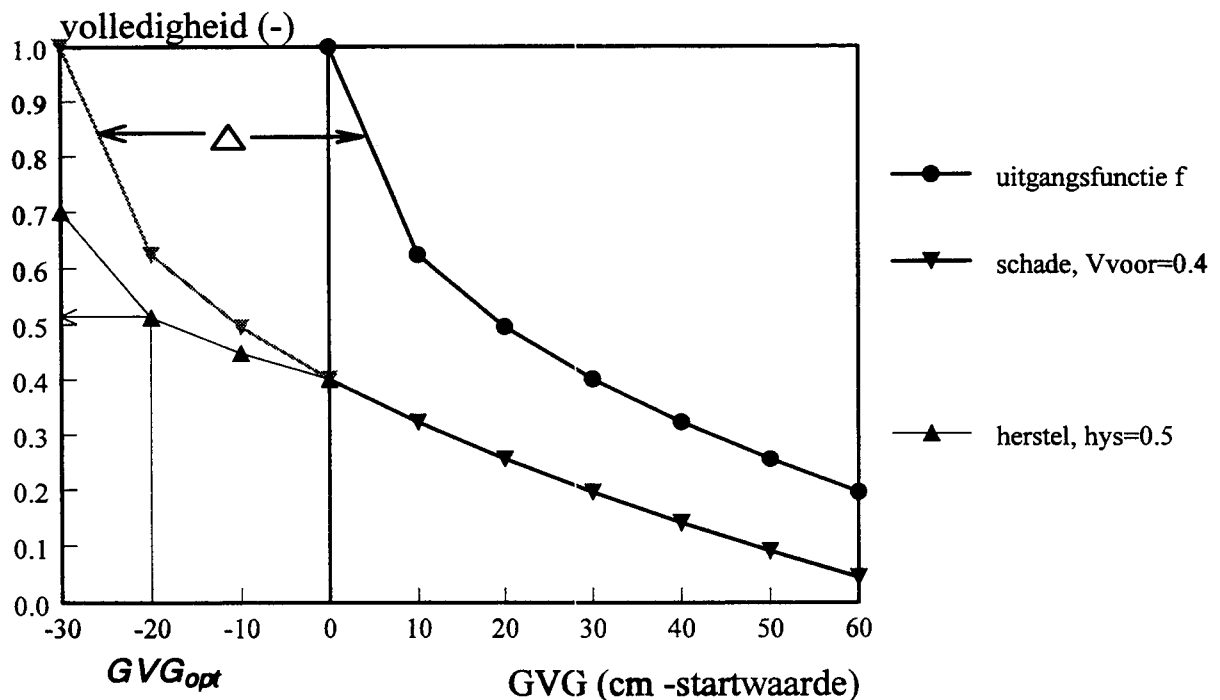
Een minder ingrijpend alternatief voor DEMNAT, dat minder steunt op de standplaatsdiagrammen en meer op de FLORBASE-informatie, is de volgende.

Voor schade blijven de huidige dosis-effectfuncties van kracht, en deze worden ook met dezelfde methode geïnterpreteerd als nu. Deze methode gaat er van uit dat goed ontwikkelde ecosystemen gevoeliger zijn voor ingrepen in de waterhuishouding dan slecht ontwikkelde ecosystemen. Bij bijvoorbeeld een grondwaterstandsval van 10 cm zal een goed ontwikkeld, soortenrijk blauwgrasland dus meer karakteristieke soorten verliezen dan een slecht ontwikkeld blauwgrasland. De schade zal bovendien groter zijn naarmate de hydrologische dosis groter is. In figuur 3.3 is een denkbeeldige functie $V=f(GVG)$ gegeven. Bij een bepaalde volledigheid voor ingreep, V_{voor} , wordt dat gedeelte van de oorspronkelijke, door Van der Linden et al. (1992) gegeven functie gebruikt, dat qua gevoeligheid hoort bij V_{voor} . We kunnen ons dit voorstellen door een verschuiving van de uitgangsfunctie f naar links over een afstand $\Delta=f^{-1}(V_{voor})$. Als voorbeeld is in figuur 3.3 de schadefunctie gegeven die hoort bij $V_{voor}=0.40$; deze is verkregen door de uitgangsfunctie f , 30 cm naar links te verschuiven (want 30 cm hoort bij $V_{voor}=0.40$). Uit deze functie kan worden afgelezen dat een grondwaterstandsval van 2 dm resulteert in $V_{na}=0.26$.

Tot zover niets nieuws onder de zon (al is de uitleg van het gebruik van de schadefuncties nu anders gebracht, het resultaat blijft hetzelfde). Bij herstel wordt de schadefunctie links van de y -as doorgetrokken, naar het bereik van grondwaterstandsstijgingen. Daarna wordt de helling van de functie met een bepaalde hysteresisfactor vermenigvuldigd, zodat een herstelfunctie wordt verkregen (figuur 3.3). Het probleem bij grondwaterstandsstijging is nu, dat onbekend is in hoeverre de lage volledigheid wordt veroorzaakt door een suboptimale grondwaterstand, en in hoeverre door andere factoren, zoals het beheer. Wanneer de te lage grondwaterstand de enige oorzaak zou zijn, dan zou herstel kunnen optreden tot de volledigheid die hoort bij $GVG=-\Delta$, dus in het voorbeeld tot $V_{na}=0.7$ (in het huidige DEMNAT is zulks altijd mogelijk). In alle andere gevallen ligt de optimale grond-

waterstand GVG_{opt} , tot waar maximaal herstel kan optreden, ergens tussen 0 en $-\Delta$. Waar ongeveer, dat kan worden afgeleid uit de standplaatsdiagrammen.

Laten we beginnen met een eenvoudig geval: de GT is optimaal voor de standplaats, dat wil zeggen dat er geen nattere variant van de betreffende ecologische bodem is, waarbij een hogere kans op de standplaats bestaat. Dit is bijvoorbeeld zo voor ecoserie 304.3, standplaats X41: die heeft in de standplaatsdiagrammen de 'kanscode' 3, terwijl de codes van ecoseries 304.5, 304.4, 304.2 en 304.1 respectievelijk +, 2, 1 en - zijn (Klijn et al. 1992, bijlage 8-10). We nemen in dat geval aan dat de huidige grondwaterstand de optimale is, en dat er niets meer valt te herstellen. Gevolg: slechts weinig herstel meer in gebieden die nu al goed zijn ontwikkeld (Drentse Aa). Ook geen herstel op ecologische bodems die volgens de diagrammen ongeschikt zijn voor de ontwikkeling van het betreffende ecosysteemtype (alleen maar minnetjes voor het betreffende standplaatstype; bijvoorbeeld X43 op ecologische bodemeenheid 304). Dit lijkt een acceptabel resultaat.



Figuur 3.3. Gebruik van de dosis-effectfuncties.

Moeilijker wordt het als er wél een nattere ecoserie met een hogere kans in de standplaatdiagrammen bestaat, dan is de huidige GT dus niet de optimale. In dat geval kan een schatting van GVG_{opt} worden gemaakt uit de kanscode bij de huidige GT en de kanscode bij de GT na grondwaterstandstijging.

Ook in dit alternatief wordt sterker dan nu het geval is gebruik gemaakt van de standplaatsdiagrammen. Voordeel ten opzichte van alternatief 1 is dat minder aanpassingen nodig zijn in het bestaande model. Nadeel is dat het model complexer en daarmee minder inzichtelijk wordt.

4. MODELLERING KLEINE AQUATISCHE ECOSYSTEMEN

4.1 Inleiding

In DEMNAT worden effecten van ingrepen uitgedrukt in de volledighedsverandering van ecotoopgroepen. Een beperking van het huidige DEMNAT is dat alleen wordt gekeken naar de floristische volledigheid, dat wil zeggen de mate waarin voor de ecotoopgroep kenmerkende hogere plantesoorten aanwezig zijn. Dat betekent dat geen veranderingen voorspeld kunnen worden in systemen waarin geen of weinig hogere planten voorkomen. Bijvoorbeeld in stromende wateren (beken), brakke wateren en voedselarme zure wateren (zure vennen). Omdat de fauna zo'n belangrijke plaats inneemt in het ecosysteem van de kleine oppervlaktewateren, zou bij de bepaling van de volledigheid en bij het voorspellen van de effecten ook rekening moeten worden gehouden met de fauna.

Door Verdonschot et al. (1992) is daarom een indeling in aquatische ecotooptypen ontwikkeld waarin de typen niet alleen zijn omschreven in termen van hogere waterplanten, maar ook van de macrofauna. De indeling is qua opzet gelijk aan de indeling in ecotooptypen volgens Stevers et al. (1987). Het belangrijkste verschil is dat een aantal kenmerken zijn toegevoegd, te weten diepte, grootte, permanentie en stroming van het watersysteem. Voorzover dezelfde kenmerken worden gebruikt zijn dezelfde klassegrenzen onderscheiden. Waar met de op hogere planten afgestemde ecotopenindeling slechts een beperkt deel van de oppervlaktewateren kan worden beschreven, te weten kleine, ondiepe, stagnante, niet-zure wateren, kunnen met de door Verdonschot et al. ontwikkelde indeling alle oppervlaktewateren worden beschreven (tabel 4.1).

Door Runhaar & Klijn (1993) is verder een indeling in aquatische ecoseries ontwikkeld die, net als de terrestrische ecoserie-indeling, gebruikt kan worden om (1) de potenties van wateren in termen van ecotooptypen weer te geven, en (2) te bepalen welke veranderingen in abiotische standplaatsfactoren verwacht kunnen worden bij een bepaalde ingreep.

Met behulp van beide indelingen zou het huidige modelinstrumentarium zodanig kunnen worden uitgebreid dat effecten op *alle* kleine wateren worden voorspeld.

4.2 Benodigde aanpassingen model

Door Van der Hoek & Verdonschot (1994) is onderzocht hoe een aquatisch ingreep-effectmodel - DEMAQUA - er uit zou moeten zien, en hoe daarin gebruik zou kunnen worden gemaakt van onderdelen uit het huidige DEMNAT en uit de STOWA-beoordelingsmethode voor kleine wateren. De huidige structuur van DEMNAT, waarin de ecoserie- en ecotooptypenindeling gebruikt worden om de ecosystemen te beschrijven, kan door het te ontwikkelen model worden overgenomen. De in de STOWA-methode

verwerkte kennis over de relatie tussen standplaatsfactoren en soortensamenstelling kan worden gebruikt voor de toetsing van de aquatische ecosysteemindeling en voor het opstellen van dosis-effekrelaties.

Het grootste probleem bij een aquatisch ingreep-effektmodel zal ongetwijfeld, net als in het huidige DEMNAT, de *ruimtelijke schematisatie* vormen. Om de ruimtelijke verspreiding van aquatische ecoserietypen te bepalen kan gebruik worden gemaakt van bestaande gegevensbestanden, te weten de gedigitaliseerde waterstaatskaart (het WIS) en de bodemkaart van Nederland, schaal 1:50.000 (Runhaar & Klijn 1993).

Voor het bepalen van de ruimtelijke verspreiding en de volledigheid van aquatische ecosysteemtypen is soortsinformatie nodig. Bij het huidige DEMNAT wordt gebruik gemaakt van het floristische databestand FLORBASE (Witte & Van der Meijden 1995). Voor het vaststellen van het ruimtelijk voorkomen van aquatische ecosystemen zou soortgelijke informatie over de macrofauna nodig zijn. Dat betekent dat de bij de waterbeheerders aanwezige informatie over het voorkomen van macrofaunasoorten bijeengebracht zou moeten worden (Van der Hoek & Verdonschot 1994). Omdat lang niet voor alle gebieden gegevens beschikbaar zijn, zal relatief vaak gebruik moeten worden gemaakt van waterkwaliteitsgegevens in combinatie met deskundigenoordeel om te bepalen waar welke aquatische ecotooptypen voorkomen. Tevens kunnen ruimtelijke-correlatieberekeningen (tussen enerzijds macro-faunasoorten en anderzijds plantesoorten of abiotische kenmerken als slootlengte en bodemtype) worden gebruikt om de aanwezigheid van aquatische systemen met een bepaalde mate van waarschijnlijkheid aan te geven.

Omdat dit nog nooit is gedaan zou de *indeling in aquatische ecotooptypen eerst moeten worden getoetst*, zoals dat ook bij de terrestrische ecotopenindeling is gebeurd (Runhaar 1989). Daarbij kan gebruik worden gemaakt van gegevens die door de waterbeheerders zijn verzameld.

Voor het *opstellen van dosis-effekrelaties* kan worden uitgegaan van de kennis die is verwerkt in het STOWA-beoordelingssysteem. In het STOWA-systeem wordt een relatie gelegd tussen het voorkomen van (groepen van) soorten en vrijwel alle voor het ingreep-effektmodel relevante standplaatsfactoren (trofie, saprobie, zuurgraad/alkaliniteit, chloriniteit en dergelijke).

4.3 Knelpunten

Bij de opzet van een aquatisch ingreep-effektmodel is medewerking van de waterbeheerders noodzakelijk, al was het maar omdat zij degenen zijn die de benodigde basisgegevens verzamelen. Het voornaamste knelpunt bij de verdere uitwerking van het ingreep-effektmodel zou de angst bij de waterbeheerders, en meer in het bijzonder bij de STOWA,

kunnen zijn dat naast het bestaande STOWA-systeem, een nieuw systeem wordt opgezet dat grotendeels hetzelfde beoogt.

Van der Hoek & Verdonshot (1994) geven aan dat deze angst niet terecht zou zijn, omdat het gaat om verschillende systemen, gericht op respectievelijk *beoordeling* en *voorspelling* van effecten. Beide type toepassingen vragen daarom een andere uitwerking, hoewel de kennis die aan de systemen ten grondslag ligt (over de relatie tussen het voorkomen van soorten en standplaatsfactoren) grotendeels dezelfde is. Overleg met STOWA is nodig om te komen tot overeenstemming.

Tabel 4.1. Overzicht van de indeling in aquatische ecosysteemtypen volgens Verdonschot et al. (1992). Vet aangegeven: typen die ook onderscheiden worden in de indeling volgens Runhaar et al. (1987), met daaronder de corresponderende ecotoopgroepen (tussen haakjes typen arm aan hogere waterplanten, slecht of niet te modelleren op basis hogere planten).

bron dv					F12		F17							
bron permanent		Q23			F22		F27							
klein ondiep droogvallend						F32	F37	F38	M31	M32	M33	M37	M38	
klein ondiep permanent	Q62	Q63			F62		F67	F68	M61 (A11)	M62 A12	M63 (A13)	M67 A17	M68 A18	IM68 (bA10)
middelgroot ondiep			Q77				F77	F78			M73	M77	M78	IM78
groot ondiep				Q88				F88				M87	M88	IM88
klein ondiep												M47	M48	
groot diep												M57	M58	
	va zuur	va niet-zuur	matig vr	zeer vr	va zuur	va niet-zuur	matig vr	zeer vr	va zeer zuur	va zuur	va niet-zuur	matig vr	zeer vr	vr
	snelstromend				stromend				stagnant					stagnant
	zoet													l.brak

5. MULTI-STRESS MODELLERING

5.1 Inleiding

In het huidige DEMNAT worden alleen effecten berekend van ingrepen in de waterhuishouding. De vegetatie wordt echter beïnvloed door meer dan alleen hydrologische factoren. Gedacht kan worden aan oppervlaktewaterverontreiniging en atmosferische depositie van N-verbindingen. Vanuit het beleid bestaat er behoefte aan om de effecten van meerdere, gelijktijdige optredende ingrepen te kunnen voorspellen.

In de huidige modelopzet is zulks niet mogelijk omdat de dosis-effektrelaties buiten het eigenlijke model DEMNAT zijn berekend met het programma GEVOEL. GEVOEL bepaalt per ingreep, per ecotoopgroep en per ecologische bodemeenheid de veranderingen in volledigheid bij verschillende hydrologische doses. De resulterende dosis-effectfuncties worden in DEMNAT gebruikt om de nieuwe volledigheid na ingreep te voorspellen (Van der Linden et al. 1992). In deze opzet is het niet mogelijk om de effecten van andere dan hydrologische ingrepen te voorspellen (vermesting, verzuring, versnippering).

Om dat wel te kunnen doen is het nodig dat (1) de modellering van effecten op standplaatsniveau plaatsvindt binnen het model DEMNAT zelf, en (2) dat daarbij een scheiding plaatsvindt tussen de fysisch-chemische standplaatsmodellering en de biotische modellering.

(1) Dat de berekening van de effecten plaatsvinden binnen DEMNAT zelf heeft een puur praktische reden; als de effecten van meerdere ingrepen gelijktijdig moeten worden berekend ontstaan zoveel mogelijke combinaties van verschillende doses dat het niet meer mogelijk is vooraf alle mogelijk combinaties door te rekenen.

(2) In de huidige dosis-effektmodule GEVOEL worden zowel de veranderingen in operationele standplaatsfactoren (voedselrijkdom, zuurgraad, vochttoestand) als de biotische effecten (resulterende veranderingen in volledigheid) berekend. Bij de voorspelling van de effecten van meerdere ingrepen gelijktijdig zal de standplaatsmodellering verder moeten worden uitgewerkt. Daarbij moeten fysisch-chemische standplaatsmodellen, die zijn toegespitst op verschillendsoortige ingrepen, zodanig aan elkaar gekoppeld worden dat een voorspelling van meerdere gelijktijdig optredende ingrepen mogelijk wordt. Vervolgens kan met de biotische module, die nu nog een onderdeel uitmaakt van GEVOEL, het effect van veranderingen in de standplaats op de volledigheid worden berekend. Omdat de relatie tussen soorten en standplaatsfactoren onafhankelijk is van de aard van de ingreep, hoeft de biotische module van GEVOEL niet te veranderen. Basis voor deze module vormt het ecotopensysteem.

In DEMNAT 2.1 heeft de scheiding tussen abiotische en biotische modellering al ten dele plaatsgevonden. De verandering in *GVG* werd in versie 2.0 al rechtstreeks gekoppeld aan veranderingen in het aandeel natte en vochtige soorten. Voor versie 2.1 worden bij de inlaat van water met behulp van MOZART de veranderingen in chloride- en fosfaatgehalte berekend. GEVOEL wordt vervolgens alleen gebruikt om de resulterende veranderingen in de volledigheid van aquatische en semi-aquatische ecosysteemtypen te berekenen.

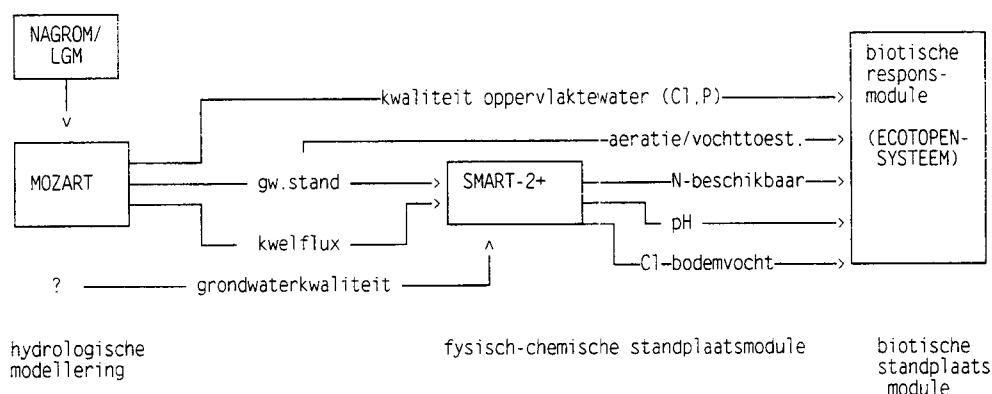
In dit hoofdstuk wordt verder ingegaan op de mogelijkheid om ook bij terrestrische systemen de fysisch-chemische modellering te laten plaatsvinden in afzonderlijke modules. Daarbij zal met name aandacht worden besteed aan de mogelijkheid om voor de fysisch-chemische standplaatsmodellering gebruik te maken van het model SMART. Daarnaast zal kort worden ingegaan op eventuele uitbreiding van de biotische responsmodule, zodanig dat ook ingrepen in het beheer kunnen worden voorspeld.

5.2 Toekomstverkenning fysisch-chemische standplaatsmodellering

Door Klijn et al. (1996) wordt geschetst op welke wijze het bestaande bodemmodel SMART2 (Kros et al. 1995) in combinatie met NAGROM (De Lange 1991) of LGM (Pastoors 1992) plus MOZART gebruikt zou kunnen worden om de veranderingen in operationele standplaatsfactoren te berekenen. Daarbij worden de hydrologische modellen gebruikt om veranderingen in grondwaterstand, kwelflux en oppervlaktewaterkwaliteit (Cl en P) te voorspellen.

Voor de berekening van de effecten van veranderingen in vochttoestand staan twee mogelijkheden open. In de eerste plaats kan worden uitgegaan van de voor DEMNAT-2.1 op basis van empirische gegevens opgestelde relaties tussen vochtgroepen enerzijds en de *GVG* en textuur van de bodem anderzijds (Runhaar et al., 1996). Een andere mogelijkheid is om de vochttoestand op te splitsen in twee afzonderlijke factoren, te weten aeratie en vochtleverantie. Voor de effecten van veranderingen in de aeratie kan worden uitgegaan van de nu al gebruikte relaties tussen *GVG* en het aandeel van 'natte' soorten in de vegetatie. De vochtleverantie van de standplaats zou via een simpel model kunnen worden berekend uit de *GVG*, de kwelflux en de bodemtextuur. Door Verburg (1995) is de relatie tussen het aandeel van 'vochtige' en 'droge' soorten in de vegetatie en de vochtleverantie van de standplaats bepaald. Vegetaties waarin droge soorten in presentie overwegen, komen voor op standplaatsen waarin het vochttekort van kort gras (Makkink-gewasfactor 0.7, worteldiepte 20 cm) minimaal 15 mm is gedurende enige periode in een meteorologisch gezien gemiddeld jaar, aldus Verburg.

Met SMART kunnen de veranderingen in zuurgraad en voedselrijkdom worden berekend die het gevolg zijn van zowel hydrologische ingrepen als van atmosferische depositie (figuur 5.1). Om het model SMART te kunnen incorporeren in DEMNAT is een aantal



Figuur 5.1. Mogelijke koppeling van MOZART en SMART ten behoeve van de fysisch-chemische standplaatsmodellering.

aanpassingen nodig. In de eerste plaats zal de bodemschematisatie van SMART moeten worden uitgebreid. In de huidige versie (SMART-2) worden 7 bodemeenheden onderscheiden, versus de 48 ecologische bodemeenheden (ecoserie-bodems) in het huidige DEMNAT. Het lijkt niet moeilijk om de ecoseries of groepen van ecoseries op eenzelfde manier te parametriseren als nu voor de huidige 7 bodemeenheden in SMART is gebeurd (Klijn et al. 1996). Daarnaast zal een koppeling tot stand moeten worden gebracht tussen MOZART en SMART, waarbij de uitvoer van MOZART kan worden gebruikt als invoer voor SMART.

Met de koppeling tussen MOZART en SMART kunnen nog niet alle veranderingen in operationele factoren worden berekend. Zo kunnen met SMART geen veranderingen in de voedselrijkdom door veranderingen in P-beschikbaarheid worden berekend, en met MOZART geen effecten van veranderingen in de voedselrijkdom door veranderingen in het N-gehalte. Voor de voorspelling van de veranderingen in zuurgraad en chloriniteit is het verder nodig te weten wat de grondwaterkwaliteit is. Met de huidige hydrologische modellen is het echter niet mogelijk om veranderingen in grondwaterkwaliteit te berekenen.

5.3 Uitbreiding biotische responsmodule met beheer?

Naast ingrepen die de vegetatie beïnvloeden via abiotische standplaatsfactoren, is er ook een ingreep die de vegetatie rechtstreeks beïnvloed, namelijk het beheer. Bij natuurontwikkeling en natuurherstel vormt het beheer een factor die voor een belangrijk deel de resulterende natuurwaarde bepaalt. In het ecotopensysteem is door het gebruik van het kenmerk 'vegetatiestructuur' indirect al rekening gehouden met de invloed van het beheer. Naast de faktor tijd is het beheer immers de meest bepalende faktor voor de vegetatiestruk-

tuur. Tabel 5.1 geeft aan welke vegetiestructuurklassen worden gebruikt in het ecotopensysteem.

Tabel 5.1. Vegetatiestructuurklassen binnen het ecotopensysteem. Links de hoofdindeling zoals gebruikt bij onderscheid naar ecotoopgroepen in DEMNAT. Rechts de overige kenmerkklassen die worden onderscheiden in het ecotopensysteem (Runhaar et al. 1987).

KLASSEN ONDERSCHIEDEN BINNEN DEMNAT	ONDERVERDELINGEN NAAR VEGETATIESTRUKTUUR BINNEN ECOTOPENDELING
Aquatische systemen (A)	<ul style="list-style-type: none"> • water (W) • verlanding (V)
Terrestrische kruidvegetaties (K)	<ul style="list-style-type: none"> • pioniervegetatie (P) • graslanden s.l. (G), onderverdeeld in: <ul style="list-style-type: none"> - graslanden s.s.¹⁾ - mosvlakte - dwergstruweel • ruigte (R)
Bossen en struwelen (H)	<ul style="list-style-type: none"> • laag struweel • hoog struweel • bos²⁾

1) binnen voorlopige indeling (Groen et al. 1994) weer verder onderverdeeld naar hooi- en weiland.

2) onderverdeeld naar dominante boomsoort in naald- en loofbos.

Op grond van het beheer en successiesnelheden kan worden voorspeld welk vegetatiestructuur, en daarmee welk ecotooptype, zal ontstaan. De volledigheid van het ecotooptype kan worden berekend uit de veranderingen in fysisch-chemische standplaatsfactoren en, met name bij bossen, ook uit de tijd verlopen sinds het ontstaan. Deze aanpassing is technisch niet moeilijk. Of de faktor beheer al dan niet wordt geïncorporeerd in het model is vooral afhankelijk van de vragen die met het model beantwoord moeten worden, en daarmee van de resultaten van het overleg tussen Rijkswaterstaat, RIVM en LNV over de gewenste afstemming in modelontwikkeling (zie Wiertz & van Ek 1996, over de 'niches in de modelontwikkeling').

5.4 Uitwerking op regionale schaal

De ontwikkeling van een nieuwe versie van DEMNAT, waarin de modellering van fysisch-chemische factoren plaatsvindt in afzonderlijke modules (MOZART, SWATRE, SMART, ANIMO e.a.) en waarin de effecten van meerdere, gelijktijdig optredende

ingrepen kunnen worden voorspeld (vermesting, verzuring, verdroging) kan het beste op regionale schaal plaatsvinden. De voorspellingen winnen alleen aan nauwkeurigheid en betrouwbaarheid door een deterministische modellering wanneer het mogelijk is om de uitgangssituatie voldoende nauwkeurig te parametriseren. De ecoplots dienen daarom zo homogeen mogelijk te zijn ten aanzien van bodem, vegetatie en hydrologie, en redelijk gedetailleerd te zijn omschreven in termen van ruimtelijke ligging, hoogteligging, beheer, vegetatiestructuur, bodemtype, grondwaterstand en grondwaterkwaliteit. Een dergelijke nauwkeurige ruimtelijke schematisatie is op landelijk schaalniveau bij gebrek aan voldoende gedetailleerde gegevens zeker niet mogelijk. Op regionale schaal zullen de mogelijkheden overigens ook beperkt zijn door gebrek aan de benodigde invoergegevens. Niettemin is het zinvol om te onderzoeken wat het effect op de modelresultaten is van een verfijnder modellering.

5.5 Kanttekeningen bij multi-stress berekeningen

Het voorspellen van multi-stress effecten staat op dit moment nog volop in de belangstelling, en de druk om door koppeling van bestaande modellen multi-stress berekeningen uit te voeren is groot. Daarbij moet echter wel worden gewaarschuwd voor een aantal risico's.

In de eerste plaats bestaat het gevaar dat door schakeling van modellen onnauwkeurigheden in het ene model worden versterkt in het volgende model. Bijvoorbeeld doordat een standplaatsmodel dat zeer gevoelig is voor kleine verschillen in grondwaterstand en grondwaterkwaliteit, wordt gebruikt in combinatie met een hydrologisch model dat - bijvoorbeeld door onvoldoende gedetailleerde gegevens over de uitgangssituatie - weinig betrouwbare voorspellingen doet over de precieze grondwaterstand en de resulterende grondwaterkwaliteit. Naarmate de ingreep-effectketen in meer detail wordt gemodelleerd en meer afzonderlijke modellen worden gebruikt om de effecten te voorspellen neemt het risico op dergelijk vermenigvuldiging van fouten toe, zeker wanneer voor de schematisatie van de uitgangssituatie weinig gedetailleerde gegevens worden gebruikt (zie vorige paragraaf). Ook uit andere vakgebieden, bijvoorbeeld de afvoerhydrologie, is bekend dat eenvoudige modellen vaak betere uitkomsten produceren dan modellen die fysisch-deterministisch zeer verfijnd zijn, omdat bij toepassing in de praktijk vaak vergaande concessies moeten worden gedaan aan de eisen die zulke gedetailleerde modellen stellen aan de betrouwbaarheid van de invoergegevens en aan het detail van de ruimtelijke schematisatie (zie bijvoorbeeld Eeles et al. 1990, Scheffer & Beets, 1995).

Verder moet bedacht worden dat met het huidige modelinstrumentarium lang niet alle effecten gemodelleerd kunnen worden. Problemen treden vooral op bij de factor voedselrijkdom, waarbij veel processen die relevant zijn voor de voedselrijkdom niet of nog

onvoldoende nauwkeurig gemodelleerd kunnen worden. Gedacht kan worden aan de P-huishouding in bodem en oppervlaktewater. Het achterwege laten van dergelijke ontbrekende schakels kan leiden tot misleidende uitkomsten. Wanneer bijvoorbeeld de fosfaat- en kaliumhuishouding bij gebrek aan gegevens buiten beschouwing wordt gelaten, en ter vereenvoudiging wordt uitgegaan van de veronderstelling dat alleen stikstof beperkend is, zal in alle gevallen (en dus ook voor de huidige situatie) op grond van de hoge N-depositie worden voorspeld dat voedselarme ecosystemen niet voor kunnen komen. Hetgeen in tegenspraak is met de waarneming dat voedselarme systemen nog wel degelijk voorkomen in Nederland.

Het is daarom de vraag of met het huidige modelinstrumentarium de door het beleid beoogde multi-stress berekeningen - waarin met alle voor het beleid relevante ingrepen rekening wordt gehouden - wel mogelijk zijn, en of het niet beter is om eerst verder te werken aan de nauwkeurigheid en betrouwbaarheid van de modellen waarmee afzonderlijke ingrepen voorspeld kunnen worden. Met multiple-stress-effecten zou dan voorlopig op een andere manier rekening kunnen worden gehouden, namelijk door:

- bij landelijke en regionale modellering op een simpeler manier rekening te houden met de invloed van andere factoren, bijvoorbeeld door bij herstel van voedselarme natte en vochtige systemen er via weegfactoren voor te zorgen dat in gebieden met een hoge atmosferische depositie het herstel minder volledig zal zijn;
- daarnaast voor een aantal nauwkeurig omschreven voorbeeld-situaties een deterministische modellering uit te voeren, en deze te toetsen aan waargenomen effecten.

6 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

De vraag die aan het begin van deze studie werd gesteld was hoe een toekomstige versie van DEMNAT, versie 3.0, er uit zou moeten zien. Gezien de beleidsvragen waarop DEMNAT in de toekomst een antwoord zou moeten geven, ligt het echter meer voor de hand dat er in de toekomst meerdere DEMNAT-versies te ontwikkelen, waarbij onderscheid kan worden gemaakt tussen een landelijke en een regionale modellijn. Omwille van de duidelijkheid zijn in tabel 6.1 en de hierna volgende toelichting de verschillen tussen deze modellijnen dikker aangezet dan ze in werkelijkheid zullen zijn. Ook in een regionale versie zal bij gebrek aan gedetailleerde informatie vaak gebruik moeten worden gemaakt van dezelfde geografische gegevens als in het landelijk model worden gebruikt.

Tabel 6.1. Voorgestelde ontwikkelingsrichting DEMNAT op respectievelijk landelijk en regionaal schaalniveau

SCHAAL	LANDELIJK	REGIONAAL
Accent	<ul style="list-style-type: none"> • herstel • modellering aquatische ecosystemen (eventueel model DEMAQUA) 	<ul style="list-style-type: none"> • multistress-modellering
Schematisatie	<ul style="list-style-type: none"> • globaal • uitgaande van landsdekkende bestanden (REGIS, bodemkaart 1:50.000, FLORIVON, FLORBASE, LGM, WIS, LKN, LANDSAT/ERS) 	<ul style="list-style-type: none"> • gedetailleerd • idem, maar aangevuld met gedetailleerde informatie over bodem, afwateringspatroon, vegetatie en landgebruik)
Modellering	<ul style="list-style-type: none"> • simpele vuistregels • probabilistisch (rekening houdend met interne heterogeniteit en onzekerheden tav bepalende factoren) 	<ul style="list-style-type: none"> • meer procesgericht • deterministisch (uitgaand van homogene standplaats en eenduidige bepaling relevante - factoren)
Toepassing uitkomsten	<ul style="list-style-type: none"> • indicatief, aangeven kansrijke ontwikkelingsrichtingen 	<ul style="list-style-type: none"> • afweging tussen alternatieven • voorspelling interactie tussen waterhuishouding en stoffenhuishouding

Landelijk

Bij de modellering op landelijke schaal zou de aandacht gericht moeten zijn op de verbetering van modelonderdelen die nu nog niet of slechts provisorisch in het model zijn

opgenomen. Het gaat daarbij om een betere modellering van herstelprocessen en van de effecten op aquatische ecosystemen (te verwerken in een aparte modelversie, DEMA-QUA).

Gezien de aard van de invoergegevens zal daarbij gewerkt moeten worden met simpele vuistregels, die een meer probabilistisch karakter hebben omdat rekening moet worden gehouden met onzekerheden over het wel of niet voorkomen en de exacte ligging en grootte van de te modelleren ecosystemen, en gewerkt zal moeten worden met aannamen over het afwateringspatroon, het gevoerde beheer en vele andere voor de voorspelling relevante factoren. De uitkomsten zijn niet zozeer bedoeld om exact de toekomstige ontwikkelingen te voorspellen, maar om kansrijke ontwikkelingsrichtingen te identificeren.

Bij herstelberekeningen kan worden uitgegaan van de potenties op basis van bodem en waterhuishouding, zoals vastgelegd in de ten behoeve van DEMNAT ontwikkelde standplaatsdiagrammen (ECOTOPS-tabellen). Voor de kansrijkdom van het biotisch herstel kan worden uitgegaan van gegevens over het vroegere en huidige voorkomen van plantesoorten (resp. uit FLORIVON en FLORBASE). Bij het opstellen van vuistregels kan worden uitgegaan van kennis over herstelprocessen die is bijeengebracht in het kader van het Nationale Onderzoekprogramma Verdroging (Van der Linden et al., 1996).

Voordat gewerkt kan worden aan de voorspelling van effecten op alle kleine aquatische ecosystemen dient eerst de aquatische ecosysteemindeling verder uitgewerkt te worden, en dient een overzicht te worden gemaakt van de huidige verspreiding van aquatische ecosysteemtypen. De voorspelling van de effecten op aquatische systemen kan vervolgens op eenzelfde manier plaatsvinden als bij terrestrische systemen.

Voor de bepaling van de locatie en de grootte van ecosysteemtypen zou gebruik moeten worden gemaakt van het LGN-bestand. De mogelijkheden om remote-sensingtechnieken hiervoor in te zetten, dient serieus te worden onderzocht, temeer daar deze technieken mogelijk ook bruikbaar zijn voor de bepaling van de vochttoestand van de standplaats (dus als alternatief voor de veelal verouderde grondwatertrappenkaart).

Regionaal

Zoals gezegd zal door een gebrek aan betere gegevens een regionale versie in veel gevallen niet veel af kunnen wijken van het landelijke model. De hydrologische invoer zal veelal wel verbeterd kunnen worden, door gebruik te maken van een meer gedetailleerde gebiedsschematisatie en procesbeschrijving (bijvoorbeeld met SIMGRO; Querner 1993).

Op regionaal schaalniveau is het mogelijk te komen tot een nauwkeuriger voorspelling door middel van een meer procesmatige modellering van de gehele ingreep-effektketen, en om multi-stress-berekeningen uit te voeren. Dit is mogelijk omdat op dit schaalniveau kan

worden uitgegaan van homogener standplaatsen en van beter gelokaliseerde, goed omschreven ingrepen.

Bij de modellering van de veranderingen in fysisch-chemische standplaatsfactoren kan worden uitgegaan van bestaande modellen. Daarbij kan gedacht worden aan een koppeling van het hydrologische model voor de onverzadigde zone MOZART en het fysisch-chemische standplaatsmodel SMART. Daarmee kunnen zowel effecten van hydrologische ingrepen als van atmosferische depositie worden beschreven. Een zwakke schakel vormt de voorspelling van de veranderingen in de voedselrijkdom (met name modellering P in oppervlaktewater en bodem) en de modellering van de grondwaterkwaliteit.

Uiteraard is het ook op regionale schaal gewenst om voorspellingen te kunnen doen over (biotisch) herstel en over effecten op aquatische systemen. Onze aanbeveling is echter om daarmee eerst ervaring op te doen in een relatief simpel landelijk model. Daarbij kan dezelfde werkwijze worden gevolgd als in het verleden: beginnen met relatief simpele relaties, en vervolgens een verdere uitwerking van het model waarbij modelonderdelen beter worden onderbouwd en geleidelijk worden vervangen door afzonderlijke deterministische modules. Een voordeel van een dergelijke benadering is dat de modelstructuur al vastligt in een werkend model, waarin alle essentiële modelonderdelen al zijn opgenomen. Op die manier is er een betere kans op een goede onderlinge afstemming op elkaar van de verschillende modelonderdelen: het model stuurt als het ware het meer gedetailleerde onderzoek.

Behalve in DEMNAT-kader wordt ook in ander verband gewerkt aan regionale, multi-stress modellering. Gedacht kan worden aan de ontwikkeling van SMART-MOVE (RIVM/Staringcentrum) en het natuurontwikkelingsmodel GREINS voor de Drentse Aa (IBN/Staringcentrum). In een notitie over de afstemming van deze modellijnen (Wiertz & Van Ek, 1996) wordt in het midden gelaten of op den duur een volledige integratie van modellen gewenst is, of dat de verschillende modellijnen naast elkaar zullen blijven bestaan. Wel wordt aangegeven dat de modellen veel vergelijkbare onderdelen bevatten en dat er naar gestreefd moet worden om de in meerdere modellen toepasbare onderdelen zoveel mogelijk gemeenschappelijk te ontwikkelen.

Bij de abiotische standplaatsmodellering lijkt dat geen problemen op te leveren. Wanneer de grondwatermodellering buiten beschouwing wordt gelaten hebben de meest betrokken instituten elk hun eigen niche (RIZA oppervlaktewater, RIVM lucht, Staringcentrum bodem), en bestaat er een duidelijke wil om te komen tot samenwerking.

Bij de biotische modellering doet zich het probleem voor dat gekozen is voor een verschillende vorm waarin effecten op ecosystemen wordt weergegeven (soorten, ecotoopgroepen,

natuurdoeltypen), en dat bij de profilering van de modellijnen naar buiten toe juist deze verschillen in uitvoer sterk worden benadrukt. Dat maakt een volledige integratie op het gebied van de biotische modellering onwaarschijnlijk, ondanks het feit dat de verschillende benaderingen inhoudelijk veel op elkaar lijken. Op zich hoeft deze profilering niet zo erg te zijn, mits er maar voor wordt gezorgd (en daarvoor bestaan voldoende mogelijkheden) dat gegevens onderling vertaalbaar zijn, en dat gebruik wordt gemaakt van dezelfde gegevensbestanden.

Wat betreft de voorspelling van de effecten van beheer is vooral de vraag in hoeverre het gewenst is dat met DEMNAT ook de interactie tussen waterhuishouding en beheer kan worden gemodelleerd. Doordat in de ecotoopindeling al rekening is gehouden met beheer als vegetatie-bepalende factor, behoort uitbreiding van het model met de factor beheer tot de mogelijkheden.

Pilot-studie

Voorgesteld wordt om eventuele verbeteringen in DEMNAT eerst uit te testen in een relatief klein modelgebied. In zo'n pilot-studie kan bijvoorbeeld een versie die aan het model SMART is verbonden worden getest. Ook kan het gebruik van het LGN-bestand worden beproefd en kan er een vergelijking worden gemaakt met andere ecohydrologische voorspellingsmodellen.

LITERATUUR

- Beugelink, G.P., F.A.M. Claessen & J.H.C. Mülschlegel, 1992. Effecten op natuur van grondwaterwinning BpDIV. RIVM-rapport 714305010; RIZA-nota 92.059. Bilthoven.
- De Lange, W.J., 1991. A groundwater model of The Netherlands. Rijkswaterstaat, RIZA-nota 90.066. Lelystad.
- Eeles, C.W.O., M. Robinson & R.C. Ward, 1990. Experimental basins and environmental models. CHO-TNO Proceedings and Information 44: 3-12. Den Haag.
- Grime, J.P., J.G. Hodgson & R. Hunt, 1988. Comparative plant ecology. A functional approach to common British species. London.
- Groen, C.L.G., R.A.M. Stevers, C.R. van Gool & M.E.A. Broekmeyer, 1993. Uitwerking ecotopensysteem fase III - Herziene landelijke typologie en vertaalsleutels voor Overijssel, Gelderland, Noord-Brabant en Limburg. CML-mededeling 49. Leiden.
- Hoogeveen, J., 1994. Koppelingsconcept voor de modellen NAGROM-MOZART-DEM-NAT-2; Toepassing voor peilbeheerst Nederland: Het Gooi- en Vechtplasseengebied. RIZA-nota 94.02. Lelystad.
- Klijn, F., A. ter Harmsel & C.L.G. Groen, 1992. Ecoseries 2.0 - naar een ecoserieclassificatie ten behoeve van het ecohydrologische voorspellingsmodel DEMNAT-2. CML-rapport 85. Bilthoven.
- Klijn, F., Kros J. & J. Runhaar, 1996. Toekomstverkenning dosis-effectmodule DEMNAT: Mogelijke toepassing van SMART in toekomstige versies van DEMNAT. Notitie CML & Staringcentrum. Leiden/Wageningen.
- Kloosterman, F.H. & R. van der Meijden, 1994. Eindverslag digitalisering van het IVON-archief (historisch floristisch bestand) van het Rijksherbarium te Leiden. TNO-rapport OS 94-42B. Delft.
- Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour & M. Bollen, 1995. Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. Report 95 DLO Winand Staring Centre. Wageningen.
- McArthur, R.H. & E.O. Wilson, 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press. Princeton.
- Pastoors, M.J.H., 1992. Landelijk Grondwater Model; conceptuele modelbeschrijving. RIVM-rapport 714305004. Bilthoven.
- Querner, E.P., 1993. Aquatic Weed Control within an integrated water management framework. Proefschrift LUW. Wageningen.
- Reijnen, M.J.S.M., A. Vreugdenhil & H.M. Beijer, 1981. Vegetatie en grondwaterwinning ten zuiden van Breda. RIN-rapport 81/34. Leersum.
- Runhaar, J., 1989. Toetsing van het ecotopensysteem. CML-mededeling 48. Leiden.
- Runhaar, J., C.L.G. Groen, R. van der Meijden & R.A.M. Stevers, 1987. Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. Gorteria 13: 277-359.

- Runhaar, J. & F. Klijn, 1993. Aanzet tot een aquatische ecoserie-indeling. Centrum voor Milieukunde Leiden. 70 p. CML-report 98.
- Scheffer, M. & J. Beets, 1995. Voorspellen in de ecologie - De beperkingen van modellen. *Landschap* 12 (4): 55-67.
- Stevens, R.A.M., J. Runhaar, H.A. Udo de Haes & C.L.G. Groen, 1987. Het CML-ecotopensysteem, een landelijke ecosysteemtypologie toegespitst op de vegetatie. *Landschap* 2: 135-149.
- Van der Hoek, W.F. & P.F.M. Verdonschot, 1994. Naar een landelijk aquatisch ingreep-effect model. Vooronderzoek PAW-AQUREGI. Toetsing van de bruikbaarheid van de aquatische ecotooptypen methode en ecologische waterbeoordelingsmethode (STOWA). IBN. Leersum.
- Van der Linden, M., K. Blokland, T. Zonneveld, R. van Ek & J. Runhaar, 1996. Herstel van natte en vochtige systemen. Basisrapport. NOV-rapport 9-1. RIZA. Lelystad.
- Van der Linden M., J. Runhaar & M. van 't Zelfde, 1992. Effecten van ingrepen in de waterhuishouding op vegetaties van natte en vochtige standplaatsen. CML-rapport 86. Bilthoven.
- Van der Meijden, R., C.L.G. Groen, J.J. Vermeulen, T. Peterbroers, M. van 't Zelfde & J.P.M. Witte, 1995. Eindrapport FLORBASE-1. Leiden.
- Van Oevelen, P.J. & D. H. Hoekman i.p.. Radar backscatter inversion techniques for estimation of surface soil moisture: Efedra-Spain and Hapex-Sahel case studies. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*.
- Vasseur, E.R. 1993. ERS-1 in nationaal park de Hoge Veluwe - Mogelijkheden van het gebruik van ERS-1 radarsatellietbeelden bij het onderscheiden van verschillende vegetaties binnen bosgebieden. Rapport IBN-DLO.
- Verburg, P., 1995. De relatie tussen de vochttoestand van de bodem en de vochtindicatie van de vegetatie. Een nadere bepaling van de grens tussen 'vochtig' en 'droog' binnen het ecotopensysteem. Doctoraalscriptie Vakgroep Waterhuishouding, Landbouwniversiteit. Wageningen.
- Verdonschot, P.F.M., J. Runhaar, W.F. van der Hoek, C.F.M. de Bok & B.P.M. Specken, 1992. Aanzet tot een ecologische indeling van oppervlaktewateren in Nederland. RIN-rapport 92-1/CML report 78. IBN-DLO. Leersum.
- Wiertz, J. & R. van Ek, 1996. Afstemming tussen de modellen DEMNAT, SMART/MOVE en NBP. Verkenning van de mogelijkheden op korte en lange termijn. RIVM. Bilthoven.
- Witte, J.P.M., 1990. DEMNAT: aanzet tot een landelijk ecohydrologisch voorspellingsmodel. Rijkswaterstaat, RIZA, nota 90.057. Arnhem.
- Witte, J.P.M., R. van Ek & R. van der Meijden, i.p.. Verspreidingskaarten van ecotoopgroepen uit het FLORIVON-bestand. Rapport in opdracht van RIZA en RIVM.
- Witte, J.P.M., C.L.G. Groen & J.G. Nienhuis, 1992. Het ecohydrologische voorspellingsmodel DEMNAT-2; conceptuele modelbeschrijving. Bilthoven.

Witte, J.P.M. & R. van der Meijden, 1995. Verspreidingskaarten van de botanische kwaliteit in Nederland uit FLORBASE. *Gorteria* 21(1/2): 3-59.

DEMNET-2.1 uitgaven

- Van Ek, R., J.P.M. Witte, J. Runhaar, F. Klijn, J.G. Nienhuis & J. Hoogeveen, 1996. Beschrijving van het ecohydrologische model DEMNET versie 2.1. DEMNET-2.1 rapport 1 (hoofdrapport). RIZA rapport 96.059, Lelystad, RIVM rapport 715001003, Bilthoven, ISBN 9036950201.
- Klijn, F., J. Runhaar & M. van 't Zelfde, 1996. Ecoseries-2.1: verbetering en operationalisatie van een classificatie van ecoseries voor DEMNET-2.1, DEMNET-2.1 rapport 2, RIZA rapport 96.060, Lelystad, ISBN 903695021x.
- Runhaar, J. & J.P.M. Witte, 1996. Toekomstverkenning DEMNET. DEMNET-2.1 rapport 3, RIZA rapport 96.061, Lelystad, ISBN 9036950228.
- Runhaar, J. R. van Ek, H.B. Bos & M. van 't Zelfde, 1996. Dosis-effect module DEMNET versie 2.1. DEMNET-2.1 rapport 4, RIZA rapport 96.062, Lelystad, ISBN 9036950236.
- Runhaar, J. M. van der Linden & J.P.M. Witte, 1996. Waterplanten en saliniteit. DEMNET-2.1 rapport 5, RIZA rapport 96.063, Lelystad, ISBN 9036950244.
- Pakes, U. 1996. Gebruikershandleiding DEMNET-2.1 SUN versie. DEMNET-2.1 rapport 6, RIZA rapport 96.064, Lelystad, ISBN 9036950252.
- Bleij, B. & J.P.M. Witte, 1996. Aggregatie van DEMNET uitkomsten: Een programma-pakket voor de aggregatie van DEMNET-uitkomsten per km² naar districten van willekeurige vorm en grootte. DEMNET-2.1 rapport 7, RIZA rapport 96.065, Lelystad, ISBN 9036950260.
- Arts, M. J.P.M. Witte & R. van Ek, 1996. Gevoeligheidsanalyse DEMNET-2.0. DEMNET-2.1 rapport 8, RIZA rapport 96.066, Lelystad, ISBN 9036950279.
- Bos, H.B. & R. van Ek, 1996. Technische modelbeschrijving DEMNET-2.1. DEMNET-2.1 rapport 9, RIZA rapport 96.067, Lelystad, ISBN 9036950287.