



Planbureau-werk in uitvoering

# Wetenschappelijke review van **SMART-MOVE**

Onderdeel van het kern-instrumentarium van het  
Natuurplanbureau

M.J.S.M. Reijnen  
R. van Oostenbrugge

**Werkdocument 2001/05**

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte  
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu

Wageningen/Bilthoven, 2001





# **Wetenschappelijke review van SMART-MOVE**

Onderdeel van het kern-instrumentarium  
van het Natuurplanbureau

M.J.S.M. Reijnen  
R. van Oostenbrugge

**Werkdocument 2001/05**

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu

*De reeks 'Planbureau - werk in uitvoering' bevat tussenresultaten van het onderzoek van de uitvoerende instellingen\* voor het Natuurplanbureau. De reeks is een intern communicatiemedium en wordt niet buiten de context van het Natuurplanbureau verspreid. De inhoud heeft een voorlopig karakter en is vooral bedoeld ter informatie van collega-onderzoekers die aan planbureauproducten werken. Citeren uit deze reeks is dan ook niet mogelijk. Zodra eindresultaten zijn bereikt, worden deze ook buiten deze reeks gepubliceerd. De reeks omvat zowel inhoudelijke documenten als beheersdocumenten.*

\* Uitvoerende instellingen: Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Rijksinstituut voor integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA) en Wageningen Universiteit en Researchcentrum (WUR)

### **Werkdocument 2001/05 is gekwalificeerd als status C.**

Dit onderzoek is uitgevoerd in het kader van de het project 'Natuurbalans 2000'

#### **Betekenis Kwaliteitsstatus**

**Status A:** inhoudelijke kwaliteit beoordeeld door een adviseur uit een zogenoemde referentenpool. Deze pool bestaat uit onafhankelijke adviseurs die werkzaam zijn binnen het consortium RIKZ, RIVM, RIZA en WUR

**Status B:** inhoudelijke kwaliteit beoordeeld door een collega die niet heeft meegewerkt in het desbetreffende projectteam

**Status C:** inhoudelijke kwaliteitsbeoordeling heeft (nog) niet plaatsgevonden

©2001 ALTERRA Research Instituut voor de Groene Ruimte  
Postbus 47, 6700 AA Wageningen.  
Tel.: (0317) 47 47 00; fax: (0317) 41 90 00; e-mail Natuurplanbureau: b.tencate@alterra.wag-ur.nl

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu  
Postbus 1  
3720 BA Bilthoven  
Tel.: (030) 274 91 11; fax: (030) 274 29 71; e-mail: info@rivm.nl

Programma 325-(2000)

[NPB Werkdocument 2001/05 – november 2001]

*Werkdocumenten in de Reeks 'Planbureau - werk in uitvoering' worden uitgegeven door het Natuurplanbureau, steunpunt Wageningen. Informatie: tel. 0317 - 47 78 45; e-mail: b.tencate@alterra.wageningen-ur.nl*

# Inhoud

<b>Samenvatting</b>	<b>7</b>
<b>1 Inleiding</b>	<b>9</b>
1.1 Aanleiding	9
1.2 Doel	9
1.3 Gevolgde aanpak	9
1.4 Opzet van het rapport	10
<b>2 Beknopte beschrijving van SMART-MOVE en toepassing in de Natuurbalans 2000</b>	<b>11</b>
2.1 Beknopte beschrijving van SMART-MOVE	11
2.2 Toepassing SMART-MOVE in de Natuurbalans 2000	13
<b>3 Hoofdpunten review en reactie onderzoekers</b>	<b>14</b>
3.1 Algemeen	14
3.2 SMART	15
3.3 Koppeling tussen de modellen SMART en MOVE	18
3.4 MOVE	19
<b>4 Conclusies en aanbevelingen</b>	<b>23</b>
4.1 Algemeen	23
4.2 Toepassing SMART-MOVE in Natuurbalans 2000	24
<b>Literatuur</b>	<b>26</b>
<b>Bijlage 1 Beschikbaar gestelde referenties en gegevens voor de review</b>	<b>31</b>
<b>Bijlage 2 Review SMART2 door Prof. Dr. Ir. S.E.A.T.M. van der Zee</b>	<b>33</b>
<b>Bijlage 3 Review SMART2 door Prof. Dr. J.M. Verstraten</b>	<b>41</b>
<b>Bijlage 4 Review MOVE door Prof. Dr. J. van Andel</b>	<b>46</b>
<b>Bijlage 5 Review MOVE door Prof. Dr. J.M. van Groenendael</b>	<b>54</b>



## Samenvatting

De Natuurbalans 2000 gaat in op de vraag of de milieu- en ruimtecondities rond 2020 geschikt zullen zijn om de natuurdoelen te realiseren zoals provincies die hebben vastgelegd in concepten van de zogenoemde natuurdoeltypenkaarten. Voor de beantwoording van deze vraag is gebruik gemaakt van SMART-MOVE, een voorspellingsmodel voor de terrestrische vegetatie. Deze modellijn maakt deel uit van het kerninstrumentarium van het Natuurplanbureau en is dit jaar door het Natuurplanbureau geselecteerd voor een externe review. Vier hoogleraren van verschillende universiteiten hebben, onafhankelijk van elkaar, de review uitgevoerd. Aan de referenten is gevraagd de modellijn te beoordelen in het licht van het type uitspraken in natuurplanbureauproducten. De hoofdlijnen van de reviews en de reacties daarop van onderzoekers leiden tot de volgende conclusies.

In de modellijn SMART-MOVE is goed gebruik gemaakt van beschikbare wetenschappelijk kennis in relatie tot de beschikbare data. De omvang van onzekerheden in modeluitspraken kan echter, afhankelijk van de specifieke toepassing, nog relatief groot zijn. De grootste kracht van de modellijn zit in het op eenduidige wijze vergelijken van verschillende situaties en niet in absolute uitspraken over de toestand van de natuur. Het voorspellen van de kans op het potentiële voorkomen van individuele plantensoorten is vooral een hulpmiddel om de consequenties van milieuveranderingen te kwantificeren in termen van verandering in potentiële natuurwaarden. Soorten zijn dus een middel en geen doel.

Uit de voorgaande conclusies volgt dat uitspraken op basis van resultaten berekend met SMART-MOVE en toelichtingen bij kaarten en grafieken een zorgvuldige formulering vragen. Hierbij moet aandacht geschonken worden aan de wijze waarop de huidige resultaten geïnterpreteerd worden door het beleid. De uitvoerige bespreking van de uitkomsten van de SMART-MOVE analyse in de Natuurbalans 2000 sluit over het algemeen redelijk goed aan bij de conclusies van het reviewrapport. Toch is de formulering nog niet altijd volledig genoeg. Veel informatie over onzekerheden en wetenschappelijke discussiepunten zijn te vinden in het achtergronddocument van de Natuurbalans, maar niet in de balans zelf. Uitspraken over de verwachte effecten op de natuur, zoals wellicht getrokken kunnen worden uit de figuren en grafieken, komen wellicht te absoluut over doordat het indicatieve en verkennende karakter te weinig wordt benadrukt. Het globale karakter van de kaarten wordt wel in de tekst besproken maar niet in de bijschriften van de kaarten vermeld.

De referenten geven een aantal aanbevelingen voor verbeteringen van SMART-MOVE. Deze aanbevelingen zijn grotendeels in lijn met voorgenomen en/of al ingezette acties. Het Natuurplanbureau ondersteunt de ingezette acties. Dit houdt in dat de voor het Natuurplanbureau beschikbare capaciteit bij betrokken onderzoeksgroepen op het RIVM en Alterra effectief moet worden ingezet. Op basis van de review ligt het accent op onzekerheid/gevoeligheidsanalyse, validatie met meetgegevens, verbetering van SMART in natte systemen en aandacht voor fjnschalige ecosystemen. Hierbij is een nadere discussie gewenst over met name de noodzaak en de haalbaarheid van verdere ruimtelijke detaillering en verfijning van de modelinvoer ter verbetering van de kwaliteit van landelijke toepassingen in natuurplanbureauverband.





# **1 Inleiding**

## **1.1 Aanleiding**

Het Natuurplanbureau presenteert elk jaar een Natuurbalans en om de vier jaar een Natuurverkenning. Voor deze rapportages en ter beantwoording van ad-hoc beleidsvragen gebruikt het planbureau modellen, meetnetten en kennis van verschillende onderzoeksinstituten. Om de wetenschappelijke kwaliteit van Natuurplanbureauproducten te waarborgen, laat het Natuurplanbureau jaarlijks een externe wetenschappelijke review uitvoeren van modellen en methoden die worden gebruikt in de natuurverkenningen en balansen. Dit jaar is gekozen voor het landelijk multistress voorspellingsmodel voor de terrestrische vegetatie SMART-MOVE, vanwege toepassing in de Natuurbalans 2000. Deze modellijn maakt deel uit van het kerninstrumentarium van het Natuurplanbureau (Van Hinsberg et al., 1999) en is integraal opgenomen in het Decision Support System 'de Natuurplanner' (Latour et al., 1997).

## **1.2 Doel**

Het primaire doel is een oordeel te krijgen over de wetenschappelijke kwaliteit van het ingezette instrumentarium in het licht van het type uitspraken dat hiermee wordt gedaan. Belangrijke aandachtspunten waren:

- aansluiting bij het wetenschappelijk onderzoek en andere modellen en het gebruik van de resultaten hiervan;
- validiteit van het model;
- de aanvaardbaarheid van de omvang van onzekerheden en de wijze waarop daarmee wordt omgegaan;
- welk type uitspraken is aanvaardbaar in het licht van toepassing op landelijk schaalniveau (nationale natuurbeleid).

Tevens is het van belang aanbevelingen te verkrijgen over wenselijke verbeteringen van het instrumentarium.

De externe review vond plaats tijdens het werkproces van de Natuurbalans 2000. Hierdoor was het mogelijk de conclusies van de beoordeling al in de Natuurbalans 2000 te verwerken. De externe beoordeling geeft geen toetsing van de beleidsgerichte uitspraken in de Natuurbalans 2000 zelf.

## **1.3 Gevolgde aanpak**

Voor de review van SMART-MOVE zijn Nederlandse referenten gezocht met een goede inhoudelijke kennis van het betreffende onderzoeksveld en die niet betrokken zijn geweest bij de ontwikkeling van de modellijn. De volgende vier referenten is gevraagd een review uit te voeren:

- Prof. Dr. Ir. S.E.A.T.M. van der Zee, Bodemchemie en chemische bodemkwaliteit, Universiteit Wageningen (accent op SMART);

- Prof. Dr. J.M. Verstraten, Fysische geografie en Bodemkunde, Universiteit van Amsterdam (accent op SMART);
- Prof. Dr. J. van Andel, Plantenecologie, Rijksuniversiteit Groningen (accent op MOVE);
- Prof. Dr. J.M. van Groenendael, Aquatische Oecologie & Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen (accent op MOVE).

De factsheet over de beoogde toepassing van SMART-MOVE in de Natuurbalans 2000 en een aantal relevante publicaties vormden de basis voor de review (zie bijlage 1). Om inzicht te geven in het type uitspraken dat in de Natuurplanbureauproducten wordt gedaan, zijn de Natuurbalans 1999 en de Natuurverkenningen 1997 ter beschikking gesteld.

De resultaten van de review zijn door de 'kop' van het Natuurplanbureau in de personen van R. van Oostenbrugge (aanspreekpunt modellen en datavoorziening, tevens supervisor Natuurbalans 2000) en R. Reijnen (kernteamlid Natuurbalans 2000) bewerkt tot een samenvatting die de belangrijkste geachte opmerkingen weergeeft. De samenvatting en de volledige resultaten van de review zijn vervolgens voorgelegd aan de betrokken modelonderzoekers met de vraag om met name een reactie te geven op de samenvatting. De reactie is opgesteld door dr. A. van Hinsberg (RIVM) met schriftelijke bijdragen van dr. H. Kros (Alterra, SMART) en dr. H. van Dobben (Alterra, SMART-MOVE) en mondelinge raadplegingen van andere betrokken onderzoekers.

Op basis van de resultaten van de review en de reactie van betrokken onderzoekers hebben de auteurs van dit rapport een aantal conclusies en aanbevelingen opgesteld. De conclusies en aanbevelingen hebben vooral betrekking op hoofdpunten uit de reviews. De overige gemaakte opmerkingen in de review worden overigens in het verdere traject van modelontwikkeling en modeltoepassing wel meegenomen.

## **1.4 Opzet van het rapport**

Hoofdstuk 2 geeft een korte toelichting op de modellijn SMART-MOVE en de wijze waarop de modellijn is toegepast in de Natuurbelang 2000. Voor meer informatie wordt verwezen naar de verschillende achtergrondrapporten en de gegevens en referenties opgenomen in bijlage 1.

Hoofdstuk 3 geeft de belangrijkste geachte opmerkingen van de referenten weer en de reactie van de betrokken onderzoekers daarop. De volledige review is te raadplegen in de bijlagen 2 tot en met 5.

Hoofdstuk 4 geeft op hoofdlijnen de conclusies en aanbevelingen van het Natuurplanbureau weer wat betreft modelonderzoek en modeltoepassing in producten zoals de Natuurbalans 2000.

## **2 Beknopte beschrijving van SMART-MOVE en toepassing in de Natuurbalans 2000**

### **2.1 Beknopte beschrijving van SMART-MOVE**

#### ***Inleiding***

Voor studies van het Natuurplanbureau wordt gebruik gemaakt van het Decision Support System 'de Natuurplanner'. De Natuurplanner is een platform voor ecologische data en modellen op het gebied van terrestrische natuur. Belangrijke onderdelen van de Natuurplanner zijn het dynamische bodemmodel SMART (Kros et al., 1995; Kros, 1998), het statistische vegetatiemodel MOVE (Latour et al., 1997; De Heer et al., in press) en het faunamodel LARCH (Reijnen et al., in prep.; Pouwels, 2000). Deze modellen maken alle deel uit van het kerninstrumentarium van het Natuurplanbureau (Van Hinsberg et al., 1999).

SMART is oorspronkelijk ontwikkeld in het kader van het verzuringonderzoek. Ten behoeve van de nationale Natuur- en Milieuverkenningen is de functionaliteit van het model uitgebreid tot een landelijk toepasbaar multistress model en gekoppeld aan het model MOVE. Momenteel kunnen met het bodemmodel, op basis van hydrologische scenario's en scenario's voor atmosferische depositie, op landelijke schaal de te verwachten veranderingen in de bodem verkend worden (figuur 1). Gekoppeld aan het model MOVE zijn tevens de consequenties van beleids-scenario's op de terrestrische vegetaties te verkennen (Latour et al., 1997). Bij het omgekeerd doorlopen van de ingreep-effect-keten kunnen met de modellen normstellingberekeningen voor de vegetatie worden uitgevoerd (Latour en Staritsky, 1995; Van Hinsberg en Kros, 1999).

#### ***SMART***

Momenteel wordt gewerkt met de versie SMART2 (Kros, 1998). Het model SMART bestaat uit een stelsel van massabalansvergelijkingen, welke de in- en uitvoerrelaties van het bodemcompartiment beschrijven. Daarnaast wordt gebruik gemaakt van een set van vergelijkingen voor het beschrijven van de snelheid- en evenwichtsprocessen in de bodem. Door de geringe databeschikbaarheid voor bodemmodellering op nationale schaal is de beschrijving van het aantal processen beperkt tot alleen de cruciaal geachte ecosysteemprocessen en is de beschrijving van die beschouwde processen zo eenvoudig mogelijk gehouden. De bodemchemie in SMART hangt af van de input vanuit de atmosfeer (depositie), de input vanuit het grondwater (kwel), kronendak interacties, nutriëntencyclusprocessen en geochemische interacties in de bodem en de bodemoplossing. Achtergrondinformatie over aannamen in het model en de daarbij gebruikte vereenvoudigingen is opgenomen in De Vries et al. (1989) en Kros (1998). Voor de toepassing van SMART in combinatie met MOVE levert het bodemmodel gegevens over de stikstofbeschikbaarheid in de bodem en de bodem-pH (figuur 1). Informatie over de vochttoestand wordt door een voorgeschakeld hydrologische model aangeleverd (dit is veelal LGM, het Landelijk Grondwater Model; Pastoors, 1992).

#### ***Ontwikkelingen***

SMART wordt verder ontwikkeld bij Alterra. In SMART2 wordt de biomassaontwikkeling van de vegetatie, en daarmee ook de strooiselontwikkeling, nog rekenkundig opgelegd (Kros et al., 1995). Momenteel wordt gewerkt aan een (successie)module die de interacties tussen de bodem en de vegetatie dynamisch beschrijft. Deze module draagt de naam SUMO (Wamelink

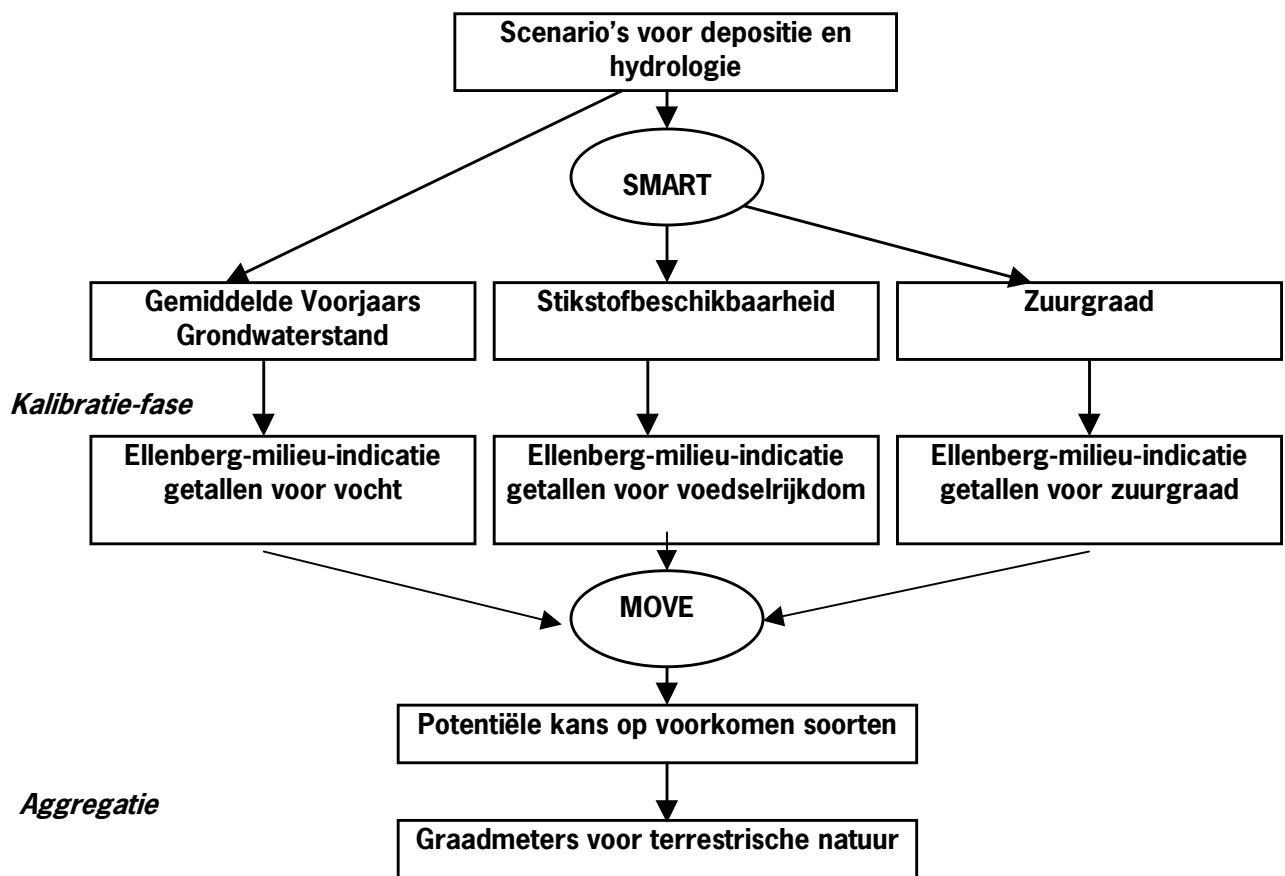
et al., 2000a,b). In het meerjarenplan voor modelonderzoek aan de modellijn SMART-SUMO-MOVE-DEMNET (projectplan NVEG; Van Hinsberg et al., 2000) worden verschillende andere modelverbeteringen besproken.

### **MOVE**

Op basis van informatie over de hydrologie en de bodemcondities wordt met MOVE de kans op voorkomen van plantensoorten ingeschat. Versie 2.0 bevat kansfuncties van ca. 1000 verschillende inheemse plantensoorten (Alkemade et al., 1998). Deze kansfuncties zijn afgeleid met behulp van logistische regressieanalyse uit een bestand van meer dan 30.000 vegetatieopnamen (Schaminée et al., 1995). Met multivariate kansfuncties wordt de kans op voorkomen beschreven in afhankelijkheid van de gemiddelde milieuindicatiewaarde van Ellenberg voor vochttoestand, zuurgraad en trofiegraad. De koppeling tussen de gegevens over de abiotische bodemfactoren, zoals berekend met SMART, en de milieu-indicatiewaarden, zoals gebruikt in de kansfuncties van MOVE, gebeurt in de zogenoemde kalibratie-fase (Alkemade et al., 1996; Ertsen et al., 1998).

### **Ontwikkelingen**

MOVE wordt ontwikkeld bij het RIVM. Momenteel wordt gewerkt aan MOVE 3. Dit model wordt beschreven in De Heer et al., (in press) en Bakkenes et al. (in prep.). MOVE 3 wordt op een grotere dataset gebaseerd dan MOVE 2. Daarnaast worden in MOVE 3 ook andere omgevingsfactoren gebruikt dan de gemiddelde Ellenberg-indicatie getallen voor vocht, zuurgraad en trofiegraad. In de reviews is soms ook MOVE 3 betrokken.



*Figuur 1. Concept van SMART-MOVE-berekeningen.*

## 2.2 Toepassing SMART-MOVE in de Natuurbalans 2000

In de Natuurbalans 2000 is SMART-MOVE gebruikt voor normstellingberekeningen (Van Hinsberg et al., in prep.). Dit is een specifieke toepassing van de modellijn. Anders dan in standaard-effectberekeningen is het vertrekpunt een gewenst type natuur. In de Natuurbalans 2000 was het doel de knelpunten in milieudruk ten aanzien van realisatie van natuurdoeltypen in beeld te brengen. Deze natuurdoeltypen zijn recent op kaart gezet door de provincies (Bal et al., 2000). Om deze knelpunten te kunnen bepalen zijn met SMART-MOVE eerst de gewenste milieucondities per natuurdoeltype bepaald (Van Hinsberg et al., in prep.). Gefocust is op grondwaterstand, bodem-pH en stikstofbeschikbaarheid. De laatste twee milieucondities zijn met een terugrekenmodule van SMART gerelateerd aan depositieniveaus. Door deze milieu-eisen te koppelen aan de natuurdoeltypenkaart is vervolgens een landelijk beeld van de gewenste milieucondities geschetst. Dit ruimtelijk beeld is vervolgens vergeleken met de huidige en toekomstige milieuconditie. Alwaar de huidige en/of toekomstige milieucondities de gewenste condities overschrijden is sprake van een knelpunt voor realisatie van natuurdoeltypen.

Een uitgebreide toelichting op de methodiek en de (tussen)resultaten is te vinden in Van Hinsberg et al (in prep.). Opgemerkt moet worden dat voor toepassing in de Natuurbalans 2000 gebruik is gemaakt van uit MOVE2 afgeleide tabellen over de vereiste milieucondities voor natuurdoeltypen en uit SMART2 afgeleide relaties tussen deze milieucondities en depositieniveaus. Daarnaast is voor de Natuurbalans 2000 gebruik gemaakt van empirisch vastgestelde kritische depositieniveaus (empirische niveaus volgens Bobbink et al., 1995 en 1996; gebruik zie Albers et al., in prep. en STOP, 1999). Gerealiseerd moet worden dat bij de normstellingberekeningen andere onzekerheden een rol kunnen spelen dan bij de standaard effectberekeningen.

### **3 Hoofdpunten review en reactie onderzoekers**

Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de belangrijkste opmerkingen uit de door de referenten opgestelde rapportages en de reactie van de betrokken onderzoekers daarop. Paragraaf 3.1 geeft een algemene indruk. Daarna komen achtereenvolgens aan de orde SMART (paragraaf 3.2), de koppeling tussen SMART en MOVE (paragraaf 3.3) en MOVE (paragraaf 3.4). De volledige review-rapportages zijn opgenomen in de bijlagen 2 tot en met 5.

#### **3.1 Algemeen**

##### ***Samenvatting review***

In het SMART-model is gebruik gemaakt van de bestaande (Nederlandse) kennis voor wat betreft het bodemcompartiment van de ecosystemen, met name waar het de verzuring en de eutrofiering door stikstof betreft. Het gebruik van parameters en relaties gebaseerd op regressieresultaten, is bij de huidige kennis van zaken waarschijnlijk een goede keuze om een het ingewikkeld samenspel te relateren aan de huidige situatie. Voor het doen van voorspellende berekeningen in de vorm van scenarioanalyses heeft het constant veronderstellen van parameterwaarden en relaties het risico dat geleidelijke veranderingen tussen de werkelijke ontwikkeling en de voorspelling daarvan divergeren.

Daarnaast is de vaststelling van parameterwaarden sterk bepaald door datasets van zandgronden en bos als vegetatie. Hierdoor is uiterste voorzichtigheid is geboden om voor niet-zandige bodemsystemen tot harde kwantitatieve uitspraken te komen. Duidelijk moet benadrukt worden dat de onzekerheden voor deze gronden relatief groot kunnen zijn.

De afgelopen jaren is de resolutie van invoergegevens (zoals depositie en hydrologie) t.b.v. SMART2 sterk verbeterd, hetgeen de waarde van dit instrument verhoogt. Voor uitspraken die betrekking hebben op kleinschalige systemen (bijv. kleine bossen, beekdalen) zijn invoergegevens echter te grofschalig en kunnen randeffecten of foutief middelen per gridcel van groot belang zijn voor de kwaliteit van voorspellingen. Op basis van de aangegeven onzekerheden moeten de resultaten van SMART2 als indicatief worden aangeduid.

MOVE voorspelt de (potentiële) kans op voorkomen van soorten om consequenties van met SMART voorspelde milieuveranderingen te kwantificeren in termen van verandering in potentiële natuurwaarden. Absolute uitspraken over het daadwerkelijk voorkomen zijn met het bestaande instrumentarium niet te geven. Behalve de hiervoor aangeduide onzekerheid van in de berekening betrokken milieuvariabelen, zijn er nog andere zeer relevante factoren van belang die het werkelijk voorkomen van plantensoorten bepalen. In uitspraken op basis van modeluitkomsten moet dit op een correcte wijze verwoord worden.

Het meest tere punt in het instrumentarium is de koppeling van de in MOVE gehanteerde indirecte milieuwaarden (Ellenberg-indicatiewaarden) aan de door SMART gegenereerde milieuwaarden. Ellenberg-indicatiewaarden zijn kwalitatief geschaald en niet bedoeld voor kwantificering. Het is niet bekend in welke maten onzekerheden in de Ellenberg-indicatiewaarden en de door SMART gegenereerde milieuwaarden elkaar versterken of deels verzwakken. Een adequate kalibratie ontbreekt vooralsnog. Uitspraken over de potentiële kans op voorkomen van soorten hebben daarom vooral een indicatieve betekenis.

De SMART-MOVE-modellijn is thans vooral geschikt voor vergelijkende scenariostudies in kwalitatieve zin en kan aangeven of veranderingen in milieufactoren leiden tot meer of minder stress voor natuurwaarden op basis van plantensoorten.

Het instrumentarium is bruikbaar voor het uitvoeren van gevoeligheidsanalyses die kunnen leiden tot uitspraken welke milieuparameter meer en welke minder van invloed zal zijn op de stress op plantensoorten als er kleine veranderingen optreden in de onderzochte parameter. Maar het systeem wordt minder geschikt geacht voor het voorspellen van absolute uitspraken over aan/afwezigheid van soorten.

### ***Reactie onderzoekers***

De review geeft een duidelijk en genuanceerd beeld van de kwaliteit van het genoemde modelinstrumentarium. De referenten snijden bij het benoemen van aandachts- en knelpunten in de modellering en de presentatie van modelresultaten, geen onverwachte of nieuwe onderwerpen aan en de aanbevelingen voor verbetering zijn grotendeels in lijn met voorgenomen en al ingezette acties. De achtergrondliteratuur die aan de referenten is toegezonden, is een beperkt deel van de aanwezige informatie over modelonderzoek en -toepassing. De review heeft zich gefocust op de effectberekeningen zoals met SMART-MOVE gemaakt kunnen worden, waarbij het accent heeft gelegen op modelonzekerheden in de afzonderlijke modellen. Gerealiseerd moet worden dat bij de scenarioanalyses, modelberekeningen met geschakelde modellen en normstellingsberekeningen (zoals toegepast in het kader van de Natuurbalans 2000) andere onzekerheden een rol kunnen spelen.

## **3.2 SMART**

### ***Opmerkingen t.a.v. modelconcept, validiteit en onzekerheden***

#### **1. Review**

Voor het doen van voorspellende berekeningen heeft het constant veronderstellen van parameterwaarden en relaties het risico dat geleidelijke veranderingen tussen de werkelijke ontwikkeling en de voorspelling daarvan divergeren.

#### **1. Reactie**

De referenten vragen met name aandacht voor het constant veronderstellen van grondwaterkwaliteit bij scenario's voor hydrologie en/of depositie en de vaste relaties tussen vegetatiebiomassa-ontwikkeling en bodem (zie bijlagen). Wamelink et al. (2000a,b) gaan in op een procesmatige modellering van de vegetatiebiomassa met het model SUMO. Momenteel wordt deze module in SMART ingebouwd om de vaste functies voor de biomassaontwikkeling te vervangen. De landelijke modellering van grondwaterkwaliteit is onderwerp van hydrologisch onderzoek bij RIVM, ALTERNATIE en RIZA.

#### **2. Review**

Een wetenschappelijke studie naar de voor de modeluitkomsten zo belangrijke reductiefuncties van omgevingsfactoren of biogeochemische processen ligt voor de hand. Dit kan zeer goed worden gedaan door gebruik te maken van modelvergelijkingen en de trendvergelijkingen zoals uitgevoerd door Tietema en Kros (2000).

#### **2. Reactie**

Deze opmerking wordt ondersteund door bevindingen genoemd in Van Hinsberg (1997a). Op dit moment loopt er bij ALTERNATIE een project waarin het verbeteren van de reductiefuncties

aan de orde komt. In het meerjaren plan voor modelontwikkeling (project NVEG; Van Hinsberg et al., 2000) wordt ook speciale aandacht gevraagd voor de verbetering van de reductiefuncties. Insteek daarbij is bundeling van informatie van procesmodellen, empirisch correlatief onderzoek en expert judgement zoals beschikbaar binnen verschillende onderzoeksgroepen van Alterra, RIVM en RIZA.

### **3. Review**

Een uitbreiding van de complexiteit van SMART2 is niet nodig omdat vele parameters toch niet uniek kunnen worden vastgesteld.

### **3. Reactie**

Door de beperkte beschikbaarheid van data voor landelijke modellering is het inderdaad niet wenselijk in te zetten op een algemene uitbreiding van de modelcomplexiteit. Het zo eenvoudig mogelijk houden van de procesmodellering in SMART is daarvan het gevolg (zie ook paragraaf 2.1).

### **4. Review**

De referenten geven aan dat de modelfunctionaliteit verbeterd/uitgebreid kan worden door veranderend landgebruik mee te nemen in het model SMART.

### **4. Reactie**

In het meerjarenplan voor modelverbeteringen (projectplan NVEG; Van Hinsberg et al., 2000), wordt de wenselijkheid van inzet op dit punt ook aangegeven. Nu is het model alleen geschikt voor modellering van bodemcondities in onbemeste natuurgebieden (zie Kros, 1998 en Latour et al., 1997). Momenteel wordt verkend wat de mogelijkheden zijn voor modeluitbreiding op dit punt.

### **5. Review**

Voor zover bekend wordt de vaststelling van de parameterwaarden sterk bepaald door datasets van zandgronden en bos als vegetatie. Het is daardoor twijfelachtig of de extrapolatie van de uitkomsten van SMART2 op niet-zandige gronden verantwoord is.

### **5. Reactie**

Deze opmerking wordt volledig onderschreven. Daarbij moet worden vermeld dat juist ecosystemen op droge zandgronden het meest gevoelig zijn voor verzuring en vermessing. Bovendien nemen deze ecosystemen een aanzienlijk deel van de oppervlakte aan terrestrische natuur in Nederland in. Momenteel wordt er bij Alterra een validatieproject uitgevoerd op diverse (waaronder natte en kleiige) OBN monitoringslokaties. Daarnaast wordt in de plannen voor modelverbeteringen primair ingezet op verbetering van modellering van de natte systemen (Van Hinsberg et al., 2000).

### **6. Review**

Vanwege de zeer beperkte hoeveelheid data en de vele (fit)parameters is het vrijwel onmogelijk om het model op een verantwoorde manier te kunnen kalibreren/valideren. Gerichtte dataverzameling in met name langjarige meetreeksen is vereist voor modelparametrisatie en validatie van extrapolatie in tijd.

### **6. Reactie**

De referenten geven terecht aan dat er een duidelijk onderscheid dient te worden gemaakt tussen data die voor kalibratie en data die voor validatie zijn gebruikt. Beschikbare data op nationale schaal zijn echter niet toereikend om een opsplitsing te maken in een in een validatie- en een kalibratieset. Voor diverse toepassingen op monitoringslokaties is daarentegen wel expliciet onderscheid gemaakt in kalibratie en validatie. In die situaties kon gekalibreerd worden op referentieplots en gevalideerd worden op plots waarbij de depositie werd weggevangen. Een terechte opmerking is dat de validatiestudies verder moeten worden



uitgebreid. Deze studies moeten meer gericht zijn op voor MOVE relevante modeluitvoer, zoals stikstofbeschikbaarheid.

### **7. Review**

Een systematischer vergelijking van SMART2 met modellen zoals RESAM, NUCSAM en NICHE wordt aanbevolen om een meer kwantitatief inzicht te krijgen in de gehanteerde vereenvoudigingen.

### **7. Reactie**

De referenten geven aan dat modelvergelijkingen een zinvolle weg zijn om inzicht te krijgen in de validiteit van de modellen. Gemeld kan worden dat naast de informatie beschikbaar gesteld voor de review al meerdere modelvergelijkingen hebben plaats gevonden. Genoemd kan worden de vergelijking tussen SMART-MOVE en DEMNAT (Van Hinsberg, 1997a,b). De vergelijking SMART2-SUMO en NUCOM (Wamelink et al., 2000b). In dit verband is ook de vergelijking relevant tussen op lange termijn gerichte modelvoorspellingen van het gedetailleerde model NUCSAM en het sterk op SMART2 lijkende model RESAM (Kros et al., 1995).

### **8. Review**

Vanwege de beperkte beschikbaarheid van data voor kalibratie en validatie is er een extra noodzaak voor een gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse. Zowel de modelstructuur als de modelinvoer moet in deze analyse worden betrokken.

### **8. Reactie**

Over onzekerheden in de SMART-modellering is veel bekend. Relevant zijn o.a: Kros, et al. (1993, 1995, 1999) over respectievelijk onzekerheid in lange termijn voorspellingen, onzekerheid ten gevolge van het verwaarlozen van seizoensdynamiek en onzekerheid als gevolg van onzekerheid in ruimtelijke bestanden. Schouwenberg e.a., (2000) gaat daarnaast in op onzekerheid die speelt bij toepassing van SMART in een vergelijkbare modelketen (SMART-NTM). Onzekerheidsanalyses met betrekking tot modelstructuur (b.v. keuze voor de éénlagige bodembeschrijving) en de modeluitvoer die gebruikt wordt als modelinvoer voor MOVE (te weten de bodem-pH en de stikstofbeschikbaarheid) verdienen inderdaad meer aandacht. Terecht wordt opgemerkt dat onzekerheidsanalyses meer gericht moeten zijn op de voor MOVE essentiële variabelen.

### **9. Review**

De afgelopen jaren is de resolutie van de invoergegevens (wat betreft hydrologie en depositie) t.b.v. SMART2 sterk verbeterd, hetgeen de waarde van dit instrument sterk heeft verhoogd. Voor uitspraken die betrekking hebben op kleinschalige systemen (bijv. kleine bossen, beekdalen) kunnen echter randeffecten of foutief middelen per gridblok van groot belang zijn voor de kwaliteit van de voorspellingen.

### **9. Reactie**

Eenzijds speelt dat de metingen zijn uitgevoerd op puntniveau terwijl het model uitspraken doet op het niveau van een 250x250m gridcel. Dit punt wordt volledig onderkend en heeft de aandacht in onderzoeksprogramma. In een tweetal papers gepresenteerd op het symposium Accuracy 2000 te Amsterdam is op deze problematiek ingegaan (Kros, 2000; Ertsen, 2000). Anderzijds speelt het aspect van een voldoende fijnschalig rekenniveau. De referenten geven terecht aan dat door de gehanteerde (soms te grove) ruimtelijke resolutie kleinere ecosystemen niet beschouwd worden en dat ten opzichte van het verleden winst in geboekt door gebruikmaking van verfijnde modelinvoer. Dit probleem zit niet in SMART2 (dit puntmodel is in principe schaalonafhankelijk), maar in de beperkingen van de landelijke modelinvoer. In het meerjarenplan voor modelonderzoek (Van Hinsberg et al., 2000) worden modelverbeteringen op dit punt beschreven, daarbij zijn opties voor recent beschikbaar gekomen gegevens aangegeven. De aandacht gaat daarbij met name uit naar gebruik van

fijnschalige modelinvoer op het gebied van hydrologie en depositie. Opgemerkt moet worden dat in de Natuurbalans 2000 al is gewerkt met depositiegegevens voor  $\text{NH}_x$  op een schaal van 1x1 km (Van Hinsberg et al., in prep.).

### ***Opmerkingen t.a.v. modeltoepassing***

#### **Review**

De algemene indruk is dat er zorgvuldig met de onzekerheden in het instrumentarium wordt omgegaan. De wijze van presentatie van gegevens zoals in de Natuurverkenningen 1997 of in de Natuurbalans 1999 zijn in lijn met de informatie over de modelonzekerheden. Het verdient aanbeveling de kwantitatieve resultaten van SMART2 als indicatief te bespreken.

#### **Reactie**

Op basis van kennis over de modelonzekerheden is het mogelijk geweest om de modelresultaten op een juiste wijze te presenteren. De landelijke analyses zoals gepresenteerd ten behoeve van milieu- en natuurplanbureau producten zijn veelal verkennend en indicatief van aard, hetgeen soms niet duidelijk genoeg is aangegeven en door de gebruikers van de producten wellicht niet als zodanig wordt geïnterpreteerd. De wijze waarop kwantitatieve modelgegevens gepresenteerd kunnen worden moet gedaan worden in het licht van de precieze toepassing en de daarbij aanwezige onzekerheden, zodat algemene regels hiervoor niet eenvoudig zijn op te stellen.

## **3.3 Koppeling tussen de modellen SMART en MOVE**

#### **Review**

SMART en MOVE zijn aan elkaar gekoppeld door de Ellenberg-indicatiegetallen te relateren aan milieufactoren zoals de bodem-pH en de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand. Uit onderzoek in eerdere publicaties blijkt dat de relaties tussen gemiddelde Ellenberg-indicatiegetallen en fysische en/of chemische milieufactoren vaak niet over het hele traject even sterk zijn. Daarnaast zijn de relaties tussen de Ellenberg-indicatiegetallen en de milieufactoren soms niet lineair. Onnauwkeurigheid en non-lineariteit dragen beide bij aan het verzwakken van de mogelijkheid om de gemiddelde indicatiegetallen te gebruiken als voorspellers van werkelijke milieukwaliteit. De link tussen Ellenberg-indicatie getallen en abiotische milieucondities is derhalve een duidelijke bron van onzekerheden.

#### **Reactie**

Opgemerkt moet worden dat de relaties tussen gemiddelde Ellenberg-indicatiegetallen en fysische/chemische milieufactoren in principe niet lineair zijn (de indicatiewaarden hebben immers een eindige schaal en de milieufactoren een oneindige), hoewel deze in de praktijk soms wel lineair te beschrijven zijn (zie Alkemade et al. (1996), Ertsen (1996), Ertsen et al. (1998) en Schaffers, (2000)). Zoals de referenten aangeven kan een statistisch zwakke relatie en het 'aflezen' van een niet lineaire relatie inderdaad tot onnauwkeurigheid leiden in de vertaling van die indicatiegetallen. In de bovengenoemde studies zijn deze onzekerheden duidelijk beschreven en getraceerd. De invloed van deze onzekerheden op het uiteindelijke modeluitspraak is een punt van onderzoek (zie bijvoorbeeld Schouwenberg et al., 2000). Daarnaast geldt dat de interpretatie en koppeling van Ellenberg-getallen aan milieufactoren een punt van aandacht blijft (is bijvoorbeeld het Ellenberg-indicatiegetal voor trofiegraad niet beter te relateren aan biomassagegevens).

## 3.4 MOVE

### *Opmerkingen t.a.v. modelconcept, validiteit en onzekerheden*

#### **1. Review**

De keuze van de verklarende parameters (en hun interactie termen) in de regressiemodellen van MOVE-3 is niet duidelijk beargumenteerd in de bijgeleverde rapporten. Het gebruik van een vegetatiestructuurmaat als verklarende variabele naast abiotische parameters is niet logisch. Het gebruik van een ruimtelijke variabele als de ligging in de FGR is eveneens onduidelijk en kan aansluiting met wenselijke toekomstige metapopulatiemodellen in de weg staan.

#### **1. Reactie**

Momenteel is een rapportage in voorbereiding die ingaat op de achtergronden van de keuze (en motivatie) van de verklarende/beschrijvende (milieu)variabelen (en hun interactie termen)(Bakkenes et al., in prep.). Dit rapport gaat uitgebreid in op ondermeer de statistisch verklarende werking van de ruimtelijke variabele (ligging in FGR), de interactietermen en de vegetatiestructuur. Bio (2000) gaat in meer detail in op o.a. de, soms aanzienlijke, verklarende invloed van ruimtelijke variabelen op het voorkomen van soorten. Een belangrijke reden om vegetatiestructuur als variabele in MOVE-3 te betrekken is, dat beschaduwing (en daaraan gerelateerde factoren) een belangrijke invloed kunnen hebben op de verspreiding van plantensoorten. De Ellenberg-indicatiegetallen voor lichtconditie (Ellenberg et al., 1991) zijn vooralsnog niet goed koppelbaar met modelparameters uit SMART, daarom wordt in MOVE-3 gewerkt met koppeling via vegetatiestructuur. De referenten geven aan het gebruik van een ruimtelijke variabele (zoals FGR) belemmerend zou zijn voor de ontwikkeling van of koppeling met, een door de referenten, voorgesteld ruimtelijke verspreidings/versnipperingsmodel voor plantensoorten. Voor operationalisering van zo'n procesmatig metapopulatiemodel voor plantensoorten is nog veel wetenschappelijk onderzoek vereist zodat zo'n model op korte termijn nog niet realiseerbaar lijkt (bij ALTERRA loopt een vooronderzoek over deze thematiek).

#### **2. Review**

Gebruikte indicatiewaarden van Ellenberg kunnen niet zonder toetsing gebruikt worden in andere regio's dan waarvoor ze zijn opgesteld.

#### **2. Reactie**

De indicatiegetallen van Ellenberg worden veelal opgevat als soortkenmerken, die ook buiten de grenzen van het onderzoeksgebied gelden (typeringen als xerofyten of waterplant staan veelal niet ter discussie). De getallen zijn dan ook gebruikt in andere regio's (w.o. Nederland; Van der Maarel et al., 1985; Noorwegen; Veve and Aase, 1980, Zweden; Diekmann, 1995, Engeland; Hawkes et al., 1997), hoewel uit diverse publicaties blijkt dat de indicatiegetallen voor afzonderlijke plantensoorten inderdaad kunnen verschillen per regio (bijvoorbeeld Schaffers and Karle, 2000; Hill et al., 1999). Er zou onderzocht kunnen worden of het gaat om uitzonderingen of structurele verschillen.

#### **3. Review**

De Ellenberg-indicatiegetallen van vegetatieopnamen en de kans op voorkomen van plantensoorten in die opnamen zijn afgeleid uit dezelfde set van gegevens.

#### **3. Reactie**

In MOVE worden op basis van regressieanalyses relaties geschat tussen gemiddelde indicatiegetallen van vegetatieopname en het voorkomen van afzonderlijke plantensoorten in die opnamen. Beter zou het zijn om de regressieanalyse te baseren op een dataset met metingen van zowel het voorkomen van plantensoorten als abiotische milieufactoren. De

informatie die benodigd zou zijn voor verbetering van MOVE is momenteel echter niet beschikbaar.

*Terzijde moet worden opgemerkt dat in de literatuur beschreven toepassingen van de Ellenberg-getallen net als in MOVE de vegetatieopname karakteriseren aan de hand van alle soorten in die opname of van specifieke kensoorten (zie verwijzingen in Schaffers and Šykora, 2000 en Ter Braak en Barendregt, 1986; Ter Braak, 1995). Hierdoor wordt elke vegetatieopname gekarakteriseerd door één enkele waarde (milieu-indicatie) per milieufactor.*

#### **4. Review**

In het besef dat het vrijwel onmogelijk is kalibraties uit te voeren voor alle relevante milieufactoren, waarvoor wel indicatiewaarden beschikbaar zijn, is de vraag aan de orde of het wel loont de modellen meer en meer te verfijnen en te onderbouwen.

#### **4. Reactie**

Deze opmerking is in lijn met de modeleis 'Het model moet zo eenvoudig mogelijk de (complexe) realiteit beschrijven. M.a.w. het model moet niet onnodig complexer zijn dan de ecologische kennis of invoergegevens verantwoorden', zoals geformuleerd in het kader van het meerjarenonderzoeksplan voor de terrestrische vegetatie (projectplan NVEG; Van Hinsberg et al., 2000). Daarbij moet wel worden opgemerkt dat sommige, door de referenten aangestipte, knelpunten wel een verdiepingsslag behoeven.

#### **5. Review**

Het verdient de aanbeveling om m.b.v. monitoringsprogramma's het verschil tussen actuele en potentiële verspreiding in kaart te brengen. De uitkomsten van SMART-MOVE zijn in beginsel toetsbaar met verspreidingsgegevens op 1x1km (FLORBASE).

#### **5. Reactie**

In Natuurplanbureau kader wordt gewerkt aan de onderlinge afstemming van meetnetten, modellen en graadmeters. Met het totstandkomen van een landelijk monitoringssysteem voor de terrestrische vegetatie (in NEM-verband) worden de mogelijkheden voor toetsing van modellen in de toekomst vergroot. Voordeel hierbij is dat zowel monitoring als modellering soortgericht is. In de plannen voor het meerjarenonderzoek is daarnaast de wenselijkheid aangegeven om het rekenniveau van de huidige modellen zoveel mogelijk te laten aansluiten bij het niveau waarop monitoring plaatsvindt (Van Hinsberg et al., 2000). Vergelijking met verspreidingsgegevens uit FLORBASE wordt vooralsnog bemoeilijkt door knelpunten in de volledigheid van FLORBASE. In Wamelink et al., 2000 zijn vergelijkingen gemaakt tussen modelvoorspellingen en meetgegevens.

#### **6. Review**

De toetsing van het model wordt bemoeilijkt door het ontbreken van voldoende onafhankelijke datasets. Een meer complete kalibraties van de Ellenberg-indicatorwaarde is gebaat bij doelgerichte dataverzameling en/of experimenteel veldonderzoek. Bij toetsing op het niveau van vegetatietypen kan gebruik gemaakt worden van gegevens uit het buitenland.

#### **6. Reactie**

Terecht geven de referenten aan dat het bestaan van voldoende onafhankelijke datasets een (kruis)validatie bemoeilijken. Bij de afleiding van de regressievergelijkingen van MOVE zijn verschillende goodness-of-fit maten gebruikt om de statistische kracht van de regressievergelijkingen te beschrijven (zie ook Bio, 2000, De Heer et al., in prep; Bakkenes et al., in prep). In MOVE worden alleen de significante regressievergelijkingen gebruikt. Opgemerkt moet worden dat ten behoeve van aanvullende controles van resultaten van MOVE vergelijkingen zijn uitgevoerd met andere gegevens waaronder resultaten van andere modellen (Van Hinsberg 1997a) en combinaties van veldgegevens met expert-inschattingen (Van Hinsberg en Kros, 1999). Hoewel deze gegevens inderdaad gebaseerd zijn op deels

overlappende basisinformatie is de onderlinge afhankelijkheid verkleind door inbreng van andere methodieken (expert-inschattingen, onafhankelijke modelontwikkelingen) en extra (meet)gegevens. De mogelijkheid om onafhankelijke buitenlandse informatie te gebruiken moet echter zeker onderzocht worden. Daarnaast worden momenteel bij ALTERRA de mogelijkheden onderzocht voor dataverzameling gericht op kalibratie of validatie.

## **7. Review**

SMART-MOVE kan voorspellen wat de potentiële kans op aanwezigheid van soorten is. Het model kan geen uitspraken doen over de absolute mate van voorkomen en/of de absolute soortensamenstelling en/of het absolute uitsterven van soorten. Hiervoor is het MOVE-model te correlatief en ontbreekt de daarvoor noodzakelijke ruimtelijke component (zaaddispersie) die de huidige verspreiding van plantensoorten bepaald. Wanneer uitspraken gewenst zijn over actuele verspreidingen is aandacht vereist over andere factoren die van invloed zijn op het daadwerkelijk voor komen van soorten. Van belang daarbij is o.a. de zaaddispersie. Een koppeling met het LARCH-model, geparametriseerd voor sessiele organismen zou een unieke kans bieden voor baanbrekende nieuwe modellen die daadwerkelijk in staat zijn veranderingen in soortensamenstelling te voorspellen.

## **7. Reactie**

De referenten benadrukken terecht dat MOVE uitspraken doet over potentiële verspreidingspatronen (in het geval van effectberekeningen) of potentiële geschiktheid van het milieu (in het geval van normstellingsberekeningen). In de rapportage van modelresultaten wordt dit veelal aangegeven, hoewel aandacht nodig blijft voor het juist beschrijven van de modelresultaten. Oorzaken waardoor uitspraken over de absolute mate van voorkomen beperkt worden zijn niet alleen het ontbreken van informatie over actuele locale aanwezigheid van zaden, maar ook modelonzekerheden en het niet beschouwen van andere mogelijk belemmerende (milieu)factoren zoals bijvoorbeeld gerelateerd aan het locale beheer. In het voorstel voor meerjaren onderzoek (projectplan NVEG; Van Hinsberg et al., 2000) wordt ingegaan op de mogelijke verbeteringen van de modeluitspraken door het betrekken van informatie over de aanwezigheid van zaadbanken en/of de aanwezigheid van plantpopulaties als bron voor zaaddispersie (bijvoorbeeld afgeleid van informatie uit FLORBASE) en beheer. Bovendien wordt in dit plan ingegaan op de mogelijkheden om het rekenniveau van de modellen te verfijnen zodat de het verschil tussen oppervlakte van de modeluitspraak en de oppervlakte van de basisgegevens (vegetatieopnamen) afneemt.

*Terzijde moet worden opgemerkt dat de soortspecifieke drempelwaarde, zoals afgeleid ten behoeve van de normstellingsberekening, niet tot doel had om de modellen te kalibreren of te valideren (zie ook opm. in Van Hinsberg en Kros, 2000). De drempelwaarden zijn slechts een (gecontroleerde) tussenstap ten behoeve van de vaststelling van de milieugrenzen waarbinnen een soort kan voorkomen. Het gebruik van de drempelwaarde kan daarbij gezien worden als vergelijkbaar met het gebruik van bijvoorbeeld een 90% of 95% waarde bij het aflezen van de kansfunctie van voorkomen (vergelijk Latour en Staritsky, 1995).*

## **Opmerkingen t.a.v. modeltoepassing**

### **Review**

Informatie over de kans op voorkomen van plantensoorten wordt gebruikt als middel om consequenties van milieuveranderingen te kwantificeren. Het verdient de aanbeveling dit in de rapportage van modelresultaten explicieter te vermelden.

De voorspelling richt zich op de potentiële kansen van voorkomen van plantensoorten en niet op de absolute realisatiekans. Duidelijk is dat er meer factoren een rol spelen die de

daadwerkelijke aan- of afwezigheid van plantensoorten op een bepaalde locatie bepalen. Het is belangrijk om in eventuele beleidsuitspraken acht te slaan op een correcte verwoording. Het model is vooral bruikbaar voor scenarioanalyses gericht op het doen van uitspraken over te verwachte kwalitatieve veranderingen.

### **Reactie**

MOVE doet uitspraken over potentiële natuurwaarden (in het geval van effectberekeningen) of potentiële geschiktheid van het milieu voor gewenste natuurwaarden (in het geval van normstellingsberekeningen). De kans op het potentiële voorkomen van individuele plantensoorten is daarbij een hulpmiddel om de consequenties van milieuveranderingen te verkennen. De keuze voor het soortniveau als rekenbasis heeft het voordeel dat milieuocondities en veranderingen daarin gerelateerd kunnen worden aan meetnetgegevens. Het uitgaan van soorten als basis sluit ook aan bij de verschillende natuurplanbureau-graadmeters voor natuurbehoud (Ten Brink et al., in press ). Met de graadmeters worden alleen uitspraken gedaan op basis van geaggregeerde informatie van afzonderlijke soorten (Ten Brink et al., in press).

Het model is momenteel inderdaad vooral geschikt voor het eenduidig vergelijken van verschillende situaties (huidig vs toekomstig en beleidsscenario's onderling). Meer inzicht in onzekerheden is daarbij nog wel gewenst, met name waar het gaat om de bandbreedte van een uitspraak. Kwantitatieve uitspraken zijn daarbij alleen mogelijk voor zover onzekerheden dit toelaten. Zo is bekend dat kritische depositieniveaus van ecosystemen weliswaar soms relatief brede betrouwbaarheidsmarges kennen (zie bv. Bobbink et al., 1996). De huidige depositieniveaus zijn echter zo hoog dat overschrijding van de kritische depositieniveaus relatief zeker is. De berekende mate van overschrijding van het depositieniveau mag echter niet als een absolute waarde worden geïnterpreteerd.

## 4 Conclusies en aanbevelingen

De modellijn SMART-MOVE maakt onderdeel uit van het kerninstrumentarium van het Natuurplanbureau. Het primaire doel van de review was een oordeel te krijgen over de wetenschappelijke kwaliteit van dit instrumentarium in het licht van het type uitspraken dat hiermee wordt gedaan. Daarnaast was het van belang aanbevelingen te verkrijgen over wenselijke verbeteringen van het instrumentarium. Op basis van de belangrijkste opmerkingen in de review en de reactie van de onderzoekers daarop (hoofdstuk 3) komt het Natuurplanbureau tot een aantal algemene conclusies en aanbevelingen over de modellijn (par. 4.1). Paragraaf 4.2 bespreekt het type uitspraken dat met SMART-MOVE is gedaan in de Natuurbalans 2000 in het licht van de algemene conclusies.

### 4.1 Algemeen

#### ***Wetenschappelijke kwaliteit en type uitspraken***

Het opstellen van landelijke modellen die het effect van milieufactoren op de vegetatie voorspellen wordt in belangrijke mate gestuurd door de beschikbaarheid van invoergegevens en data voor kalibratie en validatie. In de modellijn SMART-MOVE is goed gebruik gemaakt van beschikbare wetenschappelijk kennis in relatie tot de beschikbare data. De omvang van onzekerheden in modeluitspraken kan, afhankelijk van de specifieke toepassing, nog relatief groot zijn. In dat kader moet opgemerkt worden dat:

- de grootste kracht van de modellijn zit in het op eenduidige wijze vergelijken van verschillende situaties en niet in absolute uitspraken over de toestand van de natuur. Kwantitatieve uitspraken dienen als indicatief te worden aangeduid.
- kaartbeelden vooral geschikt zijn om de ruimtelijke differentiatie in voorspelde effecten op landelijke schaal te laten zien. Op gridcel niveau kunnen de afwijkingen relatief groot zijn, mede omdat gewerkt wordt met landelijke invoerbestanden en algemeen geldende modelformuleringen. Deze beperking moet goed worden aangegeven bij presentatie van de modelresultaten.
- Het voorspellen van de kans op het potentiële voorkomen van individuele plantensoorten is vooral een hulpmiddel om de consequenties van milieuveranderingen te kwantificeren in termen van verandering in potentiële natuurwaarden. Soorten zijn dus een middel en geen doel. De keuze voor het soortniveau als rekenbasis heeft het voordeel dat aansluiting mogelijk is op meetnetgegevens en de verschillende natuurplanbureau-gradometers voor natuurbehoud (Ten Brink et al., in press).

Uit de voorgaande conclusies volgt dat uitspraken op basis van resultaten berekend met SMART-MOVE en toelichtingen bij kaarten en grafieken een zorgvuldige formulering vragen. Hierbij moet aandacht geschonken worden aan de wijze waarop de huidige resultaten geïnterpreteerd worden door het beleid.

Daarnaast is SMART-MOVE goed te gebruiken voor uitspraken welke milieuparameter meer en welke minder van invloed zal zijn op de stress van plantensoorten en sluit daarmee goed aan op de natuurplanbureau-gradometer voor milieudruk.

### ***Aanbevelingen voor verbeteringen***

De aanbevelingen van de referenten voor de verdere ontwikkeling en verbetering van SMART-MOVE zijn grotendeels in lijn met voorgenomen en/of al ingezette acties. Het Natuurplanbureau ondersteunt de ingezette acties. Dit houdt in dat de voor het Natuurplanbureau beschikbare capaciteit bij betrokken onderzoeksgroepen op het RIVM en Alterra effectief moet worden ingezet. Op basis van de review ligt het accent op onzekerheid/gevoeligheidsanalyse, validatie met meetgegevens, verbetering van SMART in natte systemen en aandacht voor fijschalige ecosystemen. Hierbij is een nadere discussie gewenst over de volgende punten.

- De noodzaak en de haalbaarheid van verdere ruimtelijke detaillering en verfijning van de modelinvoer ter verbetering van de kwaliteit van landelijke toepassingen in natuurplanbureauverband. Zoals de referenten aangeven vormen ruimtelijke databestanden een beperkende factor en bron van onzekerheid en heeft verfijning van de modelinvoer ten opzichte van vorige versies geleid tot modelverbetering. Daar tegen over staat de wens voor een zo eenvoudig mogelijk model (zoals ook door de referenten is aangegeven) en de kosten van dataverzameling. Uitgangspunt voor die discussie is het plan voor een ingrijpend verbeterd model in 2005 ten behoeve van NVK3 (Van Hinsberg et al., 2000).
- Het ontwikkelen van een dispersiemodel voor planten.
- De resultaten van SMART-MOVE worden momenteel primair gepresenteerd als natuurwaarde-graadmeter (zie Milieuverkenningen 5) met een landelijk getal of getallen per natuurtype per fysisch geografische regio (bv. open duinen en laagveenmoerassen). Men kan zich afvragen of voor natuurplanbureau-producten ook informatie is gewenst over afzonderlijke natuurgebieden (enkele percelen groot), grotere gebieden (zoals Veluwe-massief), afzonderlijke natuurdoeltypen en/of gebiedsgerichte problematiek. Dergelijke vragen stellen nadere eisen aan ruimtelijke databestanden en modelformuleringen dan landelijke uitspraken. Mogelijkheden voor modelaanpassing zijn beschreven in Van Hinsberg et al. (2000). Aandachtspunten zijn of het Natuurplanbureau deze problematiek tot haar kerncompetentie beschouwd en of de combinatie van SMART-MOVE voor m.n. afzonderlijke natuurgebieden van enkele percelen groot het meest geëigend is.

## **4.2 Toepassing SMART-MOVE in Natuurbalans 2000**

- De uitvoerige bespreking van de uitkomsten van de SMART-MOVE analyse in de Natuurbalans 2000 sluit over het algemeen redelijk goed aan bij de conclusies van het reviewrapport. Toch is de formulering nog niet altijd volledig genoeg. Veel informatie over onzekerheden en wetenschappelijke discussiepunten zijn te vinden in het achtergronddocument van de Natuurbalans, maar niet in de balans zelf. De belangrijkste opmerkingen zijn:
- In de tekst zijn de kwantitatieve uitspraken globaal van aard en in lijn met de geconstateerde onzekerheden (geen precieze percentages, maar globale aanduidingen). Daarbij zijn de globale gegevens ook in lijn met conclusies uit andere bronnen. In de figuren worden meer kwantitatieve gegevens getoond, zonder dat in de bijschriften vermeld wordt dat wat de aard van de getallen is.
- Uit de tekst en de figuren blijkt niet altijd even duidelijk dat het om een modelanalyse gaat. Slechts op een enkele plaats wordt aangegeven dat het gaat om een verwachting (blz. 102, 103), berekeningen met een modelinstrumentarium (blz. 105) en scenarioberekeningen (blz. 103). De term 'berekeningen' suggereert wellicht te veel nauwkeurigheid, beter zou zijn om de term 'modelberekeningen' te gebruiken.



- Uitspraken over de verwachte effecten op de natuur, zoals wellicht getrokken kunnen worden uit de figuren en grafieken, komen wellicht te absoluut over doordat het indicatieve en verkennende karakter te weinig wordt benadrukt. Het globale karakter van de kaarten wordt wel in de tekst besproken maar niet in de bijschriften van de kaarten vermeld. De teksten in het achtergronddocument en de concept-versies geven meer informatie over onzekerheden. Wellicht is het beter om bij de presentatie van de figuren en grafieken meer de nadruk te leggen op het vergelijkende karakter (zoals op blz. 109 is gedaan met de paragraaf-titel 'vergelijking huidige en verwachte milieukwaliteit) door de veranderingen in de effecten op de natuur door zowel de kaart voor de huidige milieudruk als de verwachte milieudruk op te nemen (zoals in samenvatting en histogrammen). Wel zou dit ook in de bijschriften duidelijk vermeld moeten worden.
- Een aantal belangrijke onzekerheden in de uitkomsten wordt in de Natuurbalans aangegeven. Meer gedetailleerde informatie over onzekerheden wordt beschreven in het achtergronddocument (Van Hinsberg et al., in prep). Bij de globale beschrijving van de uitspraken, worden in de natuurbalans alleen globale indicaties van onzekerheden benoemd veroorzaakt worden door ruimtelijke basisbestanden, scenario's en modelaannames.
- De uitspraken over milieuknelpunten hebben betrekking op de beoogde kwaliteit van natuurdoeltypen, waarbij is aangegeven dat ook andere factoren de realisatie van natuurdoeltypen in praktijk zullen bepalen. Deze wijze van modelpresentatie is duidelijk in lijn met de opmerkingen van de referenten.
- Onderzocht zou moeten worden hoe het beleid de huidige gegevens interpreteert, zodat optimalisering van de presentatie vorm uit het oogpunt van onzekerheden kan plaats vinden.

## Literatuur

- Albers et al. (in press). Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de onderbouwing. RIVM-rapport. RIVM, Bilthoven.
- Alkemade, J.R.M., J. Wiertz en J.B. Latour, 1996. Kalibratie van Ellenbergs milieu-indicatiegetallen aan werkelijk gemeten bodemfactoren. Bilthoven, RIVM-rapport 711901016, RIVM, Bilthoven.
- Alkemade, J.R.M., J. Wiertz en J.B. Latour, 1998. MOVE: vegetatiemodel versie 1.0. De kans op voorkomen van ca. 1000 plantensoorten als functie van vocht, pH en nutriënten. RIVM-rapport 711901015, RIVM, Bilthoven.
- Bakkenes, M. et al. (in prep.) MOVE, nationaal model voor de vegetatie, versie 3. Achtergrond rapportage. RIVM. Bilthoven
- Bal, D., Beije, H.M., Hoogeveen Y.R. Jansen, S.R.J. en P.J. van Reest, 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. IKC-rapport nr 11, IKC Natuurbeheer, Wageningen.
- Bal, D, H. Mulder en M. Ronden (2000) Provinciale Natuurdoelen op kaart. Eindrapportage van het project doeltoewijzing. EC-LNV, Den Haag.
- Bio, A. (2000) Does vegetation suit our model? Data and model assumptions and the assessment of species distribution in space. PHD-Thesis. Utrecht Univeristy.
- Bobbink, R., M. Hornung en J.G.M. Roelofs (1995). The effects of air-borne nitrogen pollutants on vegetation - critical loads. WHO-Europe 1995. Updating and revision of the air quality guidelines for Europe, Copenhagen, Denmark.
- Bobbink, R., M. Hornung en J.G.M. Roelofs (1996). Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. UN ECE Convention On Long-range Transboundary Air /pollution, Federal Environmental Agency, Berlin.
- De Heer, M, R. Alkemade, M. Bakkenes, M. van Esbroek, A. van Hinsberg en D. de Zwart. (in prep). MOVE, nationaal model voor de vegetatie, versie 3. De kans op voorkomen van ca. 900 plantensoorten als functie van 7 omgevingsvariabelen. RIVM, Bilthoven..
- De Vries, W., M. Posch en J. Kämäri, 1989. 'Simulation of the long-term soil response to acid deposition in various buffer ranges'. Water, Air and Soil Pollut. 48: 349-390,
- Diekmann, M. (1995) Use and improvement of Ellenberg's indicator values in deciduous forests of the Boreo-nemoral zone in Sweden. Ecography 1`8: 178-189.
- Ellenberg, H., H.E. Weber, R. Dull, V. Wirth, W. Werner en D. Paulissen, 1991. Indicator values of plants in Central Europe, Erich Goltze, Göttingen.

- Ertsen, A.C.D., 1996. Kalibratie van Ellenbergs milieu-indicatiegetallen in SMART-MOVE. Universiteit Utrecht.
- Ertsen, A.C.D., J.R.M. Alkemade and M.J. Wassen. (1998) Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecology* 135: 113-124.
- Hawkes, J.C., D.G. Pyatt and I.M.S. White (1997). Using Ellenberg indicator values to assess soil quality in British forests from ground vegetation: a pilot study. *J. Appl. Ecol.* 34: 375-387.
- Hill, M.O., J.O. Mountford, D.B. Roy and R.G.H. Bunce (1999) Ellenberg's indicator values for British plants. Centre for Ecology and Hydrology. Huntingdon.
- Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour en M.J.S. Bollen, 1995. Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. Wageningen, SC-DLO Report 95.
- Kros, J. (1998). De modellering van de effecten van verzuring, vermesting en verdroging voor bossen en natuurterreinen ten behoeve van de Milieubalans, Milieuverkenning en Natuurverkenning. SC-DLO, Wageningen.
- Kros, J., E.J. Pebesma, G.J. Reinds and P.A. Finke (1999) Uncertainty in modelling soil acidification at the European scale, a case study. *Journal of Environmental Quality* 28/2; 366-377.
- Kros, J., J.E. Groenenberg, W. de Vries and C. van der Salm (1995). Uncertainty due to time resolution in long term predictions of forest soil acidification. *Water Air and Soil Pollution* 79:353-375.
- Kros, J., W. de Vries, P.H.M. Janssen and C.I. Bak (1993) The uncertainty in forecasting regional trends of forest soil acidification. *Water, Air and Soil Pollution* 66: 29-58.
- Latour, J.B. and I.G. Staritsky, 1995. Critical thresholds for Dutch Target Ecosystems Based on Risk Assessment. In: Calculation and mapping of critical thresholds in Europe. M.Posch, P.A.M. de Smet, J.-P. Hettelingh en R.J. Downing (eds.), RIVM-report 259101004, RIVM, Bilthoven.
- Latour, J.B., I.G. Staritsky, J.R.M. Alkemade en J. Wiertz, 1997. De Natuurplanner: Decision support system natuur en milieu Versie 1.1. RIVM-rapport 711901019, Bilthoven.
- Pastors, M.J.H. (1993). Landelijk Grondwater Model; conceptuele modelbeschrijving. RIVM-rapport 714305004. RIVM, Bilthoven.
- Schaffers, A.P. and K.V. Sýkora (2000) Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science* 11: 225-244.
- Schaminée J.H.J., A.H.F. Stortelder en V. Westhof, 1995. De Vegetatie van Nederland. Deel 1 en 2. Opulus Press, Leiden.
- Schouwenberg, E.P.A.G., H. Houweling, M.J.W. Jansen, J. Kros and J.P. Mol-Dijkstra (2000). Uncertainty propagation in model chains: a case study in nature conservancy. Alterra-rapport 001. Alterra, Wageningen.

- STOP (1999). De stikstofproblematiek op lokale en regionale schaal nader onderzocht. ECN-rapport C-99-094. RIVM-rapport 725601002. RIVM, Bilthoven.
- Ter Braak, C.J.F. and L.G. Barendregt (1986) Weighted averaging of species indicator values: its efficiency in environmental calibration. *Math. Biosc.* 78: 57-72.
- Ter Braak, C.J.F. and Gremmen, N.J.M. (1987) Ecological amplitudes of plant species and the internal consistency of Ellenberg's species indicator values for moisture. *Vegetatio* 69: 79-87.
- Ten Brink, B.J.E. ten, A. van Strien, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen, J. Wiertz, J.R.M. Alkemade, H.F. van Dobben, L.W.G. Higler, B.J.H. Koolstra, W. Ligtvoet, M. van der Peijl, S. Semmekrot, (in prep.). Natuurwaardegradometers vanuit de behoudoptiek. RIVM, Alterra, CBS, Bilthoven.
- Tietema, A., J.P. Mol-Dijkstra, J. Kros and W. de Vries (2000). Short-term dynamics in nitrogen critical loads during forest stand development analysed with the models SMART2 and MERLIN. Submitted
- Van der Maarel, E. (1993) Relations between sociological-ecological species groups and Ellenberg indicator values. *Phytocoenologia* 23: 343-362.
- Van der Maarel, E, R. boot, D. van Dorp and J. Rijntjes (1985) Vegetation succession on the dunes near Oostvoorne, The Netherlands; a comparison of the vegetation in 1959 and 1980. *Vegetatio* 58: 137-187.
- Van der Meijden, R., C.L.G. Groen, J.J. Vermeulen, T. Peterbroers, M. van 't Zelfde en J.P.M. Witte ,1995. De landelijke floradatabank FLORBASE. Eindrapport fase 1. RHHB/FLORON, Leiden.
- Van Hinsberg, A. 1997a. Vergelijking van de abiotische en biotische modellering bij grondwaterstandsveranderingen in de voorspellingsmodellen SMART-MOVE en DEMNAT. NOV 5-1 rapport, RIVM-rapport 715001007 ,RIVM, Bilthoven.
- Van Hinsberg, A., 1997b. Vergelijking van en voorstellen voor verbetering van de effectmodellering in de ecologische voorspellingsmodellen SMART-MOVE en DEMNAT. NOV rapport 5.2, RIVM rapport 715001007, Bilthoven
- Van Hinsberg, A., H. Dijkstra, P. Hinsen, K. Kramer, F. Leus, R. Reiling, R. Reijnen, M. v.d. Tol en J. Wiertz , 1999. Rapport Stroomlijning NatuurPlanBureau modellen: Inventarisatie van en keuze voor modellen voor Natuur, Landschap en Bos, RIVM rapport 40866001, Bilthoven.
- Van Hinsberg, A en J. Kros (1999) Een Normstellingmethode voor (stikstof)depositie op natuurlijke vegetaties in Nederland. Een uitwerking van de Natuurplanner voor natuurdoeltypen. RIVM rapport 722108024. RIVM, Bilthoven
- Van Hinsberg, A., J. Wiertz en R.van Ek (2000) Concept Projectplan Nationaal model voor de vegetatie. RIVM rapport 408662002. RIVM, Bilthoven.
- Van Hinsberg, A., M.L.P. van Esbroek, A.M. Hendriks, G.P. Beugelink, W.A.J. van Pul, M.J.H. Pastoors, J.M.M. Aben (in prep) Knelpuntanalyse van milieudruk in relatie tot de

- provinciale natuurdoelen. Achtergronddocument bij de Natuurbalans 2000. RIVM-rapport. RIVM, Bilthoven.
- Velve, O and K. Aase (1980) On the use of ecological factor numbers in Norwegian forest communities. K. Nor. Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 5: 178-201.
- Wamelink, G.W.W., J.P. Mol-Dijkstra, H.F. Van Dobben, J. Kros en F. Berendse (2000). Eerste fase van de ontwikkeling van het Successie Model SUMO1. Alterra-rapport 045. Alterra, Wageningen.
- Wamelink, G.W.W., H. van Oene, J.P. Mol-Dijkstra, J. Kros, H.F. Dobben en F. Berendse (2000a) Validatie van de modellen SMART2, SMART2-SUMO1.0 en NUCOM op site, regionaal en nationaal niveau. Alterra rapport 65. Alterra, Wageningen.
- Wamelink, G.W.W., R.M.A. Wegman en H.F. Van Dobben (2000b). Modelling van bosbeheer is SUMO. Alterra-rapport 066. Alterra, Wageningen.
- Wamelink, G.W.W., H.F. van Dobben, L.J.M. en Van der Eerden (1998). Experimental calibration of Ellenberg's indicator value for nitrogen. Environmental Pollution 102: 371-375.
- Wiertz J., J. van Dijk en J.B. Latour (1992). De MOVE-vegetatie module: De kans op voorkomen van 700 plantensoorten als functie van vocht, pH, nutriënten en zout. Wageningen, IBN-DLO report no. 92/24/Bilthoven, RIVM report 711901006. 138 pp.



## Bijlage 1 Beschikbaar gestelde referenties en gegevens voor de review

1. Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour, & M.J.S. Bollen, Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology, DLO Winand Staring Centre, Report 95, 90 pp., Wageningen, NL, 1995
2. Mol-Dijkstra, J.P., H. Kros, & C. van der Salm, Comparison of simulated forest soil response to acid deposition reduction with two models of differing complexity, Hydrology and Earth Sciences, 2(4), 473-483, 1998
3. Ertsen, A.C.D., J.R.M. Alkemade & M.J. Wassen, Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands, Plant Ecology, 135, 113-124, 1998
4. Alkemade, J.R.M., J.J.M. van Grinsven, J. Wiertz, & J. Kros, Towards integrated national modelling with particular reference to the environmental effects of nutrients, Environmental Pollution, 102, S1, 101-105, 1998
5. Kros, J., E.J. Pebesma, G.J. Reinds, & P.A. Finke, Uncertainty assessment in modelling soil acidification at the European scale: A case study, J. Environmental Quality, 28(2), 366-377, 1999
6. Van Hinsberg, A., & H. Kros, Een normstellingsmethode voor (stikstof)depositie op natuurlijke vegetaties in Nederland. Een uitwerking van de Natuurplanner voor natuurdoeltypen, RIVM-rapport 722108024, 111 pp., 1999
7. Tietema, A., & J. Kros, Modelling critical nitrogen loads and nitrate leaching in Dutch forest ecosystems, Centre for Geo-ecological Research rapport 2000/1, (7a: Dynamic nitrogen critical loads during forest stand development in a Douglas fir forest analysed with two nitrogen models SMART2 and MERLIN, Tietema, A, J.P. Mol-Dijkstra, J. Kros, & W. de Vries; 7b: Quantification of nitrate leaching from forest soils at a national scale, J. Kros, A. Tietema, J.P. Mol-Dijkstra, & W. de Vries), DLO- Winand Staring Centre, Wageningen, NL, 2000
8. Natuurbalans 99, RIVM, Samson Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn, 119 pp., 1999
9. Natuurverkenning 97, Samson Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn, 183 pp., 1997
10. Factsheet Natuurbalans 2000

### FACTSHEET INDICATORBEREKENING NB 2000

1	<b>Gegevens</b>	Indicatoren: 'Overschrijding kritische depositie niveau totaal stikstof' (vermesting), 'overschrijding potentieel zuur' (verzuring) en 'te lage voorjaarsgrondwaterstand' (verdroging) Basisgegevens: (1) Provinciale natuurdoeltypekaarten, (2) Huidige atmosferische depositieniveaus van totaal stikstof (NOx+NHy) en potentieel zuur (NOx+Nhy+2*SOx) (bron LLO op basis van o.a. LEI-DLO emissiegegevens), (3) Huidige gewenste gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (obv Gt-kaarten vertaald met formule Van der Sluis, 1992). (4) Empirische kritische depositieniveaus voor (half)natuurlijke ecosystemen m.b.t. totaal stikstof volgens Bobbink et al., 1996 (5) Optimale gemiddelde voorjaarsgrondwaterstanden per natuurdoeltype (Hinsberg en Kros, 1999). Resultaat: Kaarten met overschrijdingsniveaus/knelpunten van de gewenste condities voor provinciale natuurdoeltypen m.b.t. verzuring, vermesting en verdroging.
2	<b>Invuller / datum</b>	Dr. A. v. Hinsberg (RIVM-LBG) / 05-06-2000
3	<b>Herkomst</b>	Dr. A.v. Hinsberg (RIVM-LBG)
4	<b>Beschrijving</b>	Kaarten met overschrijdingsniveaus/knelpunten van de gewenste condities voor provinciale natuurdoeltypen m.b.t. verzuring, vermesting en verdroging.

5	<b>Rekenschema</b>	<p>M.b.t verdroging: (1) berekening dominante natuurdoeltype per 250x250m. (2) koppeling met gewenste (optimale en range van toelaatbare grondwaterstanden) gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand zoals berekend met de normstellingsmodule van de Natuurplanner (Hinsberg en Kros, 1999, instelling: 80% beschermingsniveau). (3) Berekening gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand obv Gt-kaart (vertaling uit 1:50000 bodemkaart met de formule van Van der Sluis, 1992). (4) Vergelijking van huidige en gewenste conditie.</p> <p>Mbt vermessing: (1) berekening dominante natuurdoeltype per 250x250m. (2) koppeling met kritische depositieniveau zoals berekend met de normstellingsmodule van de Natuurplanner (Hinsberg en Kros, 1999; instelling: beschermingsniveau 80%, aanvullen met kritische depositieniveaus). (3) Aanvulling met empirische kritische depositieniveaus (Bobbink et al., 1996) alwaar geen kritisch depositieniveau berekend kan worden. (4) Berekening huidige depositieniveaus obv 500x500 meter emissiegegevens (LE+DLO, LLO). (5) Vergelijking van huidige en gewenste conditie.</p> <p>Mbt verzuring: (1) berekening dominante natuurdoeltype per 250x250m. (2) koppeling met kritische depositieniveau zoals berekend met de normstellingsmodule van de Natuurplanner (Hinsberg en Kros, 1999; instelling: beschermingsniveau 80%, aanvullen met kritische depositieniveaus). (3) Aanvulling met empirische kritische depositieniveaus (Bobbink et al., 1996) alwaar geen kritisch depositieniveau berekend kan worden. (4) Berekening huidige depositieniveaus obv 500x500 meter emissiegegevens (LE+DLO, LLO). (5) Vergelijking van huidige en gewenste conditie.</p>
6	<b>Onzekerheid</b>	<p>Onzekerheid van eindresultaat hangt af van:</p> <p>Mbt verdroging: (1) Onzekerheden in de gewenste gemiddelde voorjaarsgrondwaterstanden zoals berekend met de normstellingsmodule van de Natuurplanner (2) Onzekerheden in actuele grondwaterstanden door met name de verouderde bodemkaart (in sommige kaartvlakken is de GVG met ca 10-30cm afgenomen) (3) natuurdoeltypekaart en aandacht voor dominante type daarin</p> <p>Mbt verzuring en vermessing (1) Onzekerheden in de gewenste kritische depositieniveaus zoals berekend met de normstellingsmodule van de Natuurplanner, zie ook Hinsberg en Kros, 1999 en RIVM, in press (2) Onzekerheden in empirische kritische depositieniveaus zie ook Bobbink et al., 1996 (3) Onzekerheden in depositieniveaus zoals beschreven in factsheet over totaal stikstof- en zuurdepositie. (4) natuurdoeltypekaart en aandacht voor dominante type daarin</p>
7	<b>Invoer</b>	Zie boven
8	<b>Overige opmerkingen</b>	
9	<b>Referenties</b>	<p>Bobbink, R., M. Hornung en J.G.M. Roelofs (1996) Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. UN ECE Convention On Long Range Transboundary Airpolution, Federal Environmental Agency, Berlin.</p> <p>Hinsberg en Kros (1999) Een normstellingsmethode voor (stikstof)depositie op natuurlijke vegetaties in Nederland. Een uitwerking van de Natuurplanner voor natuurdoeltypen. RIVM-722108024.</p> <p>RIVM (in press) Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen.</p>



## **Bijlage 2 Review SMART2 door Prof. Dr. Ir. S.E.A.T.M. van der Zee**

### ***Inleiding***

Gevraagd is om een wetenschappelijke review uit te voeren van het instrumentarium MOVE/SMART, dat gebruikt wordt voor de Natuurbalans 2000. De nadruk hiervan dient te liggen op de beoordeling van het model SMART, waarbij een aantal aandachtspunten worden genoemd:

- aansluiting bij het wetenschappelijke onderzoek en andere modellen en het gebruik van de resultaten hiervan
- validiteit van het model
- de aanvaardbaarheid van de omvang van onzekerheden en de wijze waarop daarmee wordt omgegaan
- welke type uitspraken is aanvaardbaar in het licht van toepassing op landelijk schaalniveau (nationaal natuurbeleid)

Om de beoordeling te kunnen uitvoeren, is een pakket publicaties aangeleverd, welke in de hierna genoemde literatuurlijst wordt genoemd. Gezien de korte periode die beschikbaar was voor de beoordeling was het praktisch onmogelijk om op bepaalde aspecten nadere informatie op te vragen en dit kan de beoordeling natuurlijk beïnvloeden.

In deze beoordeling wordt eerst een korte bespreking gegeven van een aantal "losse" indrukken op basis van de aangeleverde literatuur. Vervolgens wordt ingegaan op de hierboven genoemde aandachtspunten.

### ***De doelstelling van het model***

Als onderdeel van het instrumentarium van de Natuurbalans 2000, beschrijft SMART 2 de processen in de bodem. De resultaten van berekeningen met SMART 2 vormen de invoer voor MOVE in die zin dat de beschikbaarheid van stikstof en de zuurgraad van de bodem berekend worden. Informatie over de vochttoestand van de bodem is afkomstig van een hydrologisch model LGM (6). Deze drie gegevens worden vertaald in de respectievelijke milieuindicatiewaarden van Ellenberg, hetgeen de invoer voor MOVE oplevert. Dit model bevat op basis van regressie bepaalde multivariate kansfuncties, waarmee de kans op het voorkomen van soorten wordt berekend. Een omgekeerde volgorde om de modellen SMART en MOVE te hanteren is ook mogelijk, indien op basis van gestelde beschermingsniveaus van natuurdoeltypen berekend moet worden welke kritische niveaus van stikstofdepositie dit nog mogelijk maken.

Als indicatie van het type uitspraken dat in de Natuurbalans wordt gedaan, is een exemplaar van de Natuurbalans 1999 aangeleverd (8). Hierbij is van ondergeschikt belang welke uitspraken precies gedaan worden; voor de beoordeling van het instrumentarium is van belang wat de aard daarvan is. Hieronder volgen enige voorbeelden (8):

"Het is onwaarschijnlijk dat deze afspraken toereikend zullen zijn om de verzurende depositie op de Nederlandse natuur overal terug te brengen tot onder het niveau waarop de vegetatie duurzaam beschermd wordt" (p.31)

"De veranderingen in de duinen zijn een gevolg van het vastleggen van de duinen, de depositie van verzurende en vermestende stoffen, alsmede de inlaat van gebiedsvreemd water met een relatief hoog gehalte aan voedingsstoffen" (p.31)

"De veranderingen in de ondergroei zijn deels te verklaren door de verrijking van de bodem met stikstof" (p.32)

Het valt op dat deze uitspraken globaal van aard zijn en dat een kwantificatie achterwege blijft. In feite is dit ook het geval met de uitspraken die worden gedaan in de Natuurverkenning 97 (9), met uitzondering van hoofdstuk 4 waar een kwantificatie wel plaats vindt.

De basisfilosofie van SMART-MOVE (3,6) is die van de risicobenadering, waarbij voor verschillende milieubedreigingen ecologische grenswaarden worden gekwantificeerd die overeenkomen met een bepaalde mate van bescherming voor een bepaald ecosysteem. Op basis van een ruime dataset kan in MOVE de relatie gelegd worden tussen vegetatie en o.a. de pH-water en N-beschikbaarheid. Doordat SMART deze grootheden als uitvoer genereert, zijn scenarioberekeningen mogelijk waarmee de kans op het voorkomen van soorten in de toekomst of de gewenste depositie om dit voorkomen te beschermen mogelijk zijn.

Het model SMART (in feite SMART2, dat voortkomt uit SMART) is een aanpassing van eerdere modellen waarin verbeteringen zijn aangebracht en dat deels concepten van andere modellen heeft overgenomen. Met het SMART2 model wordt beoogd om op een nationale schaal de effecten van verzuring en vermesting te berekenen, met name de veranderingen t.a.v. de bodem pH en beschikbaarheid van stikstof (1). De andere doelstelling om een bodemmodule voor het GREINS model te ontwikkelen is hier niet aan de orde. Het oorspronkelijke model SMART was gericht op verzuring en hieraan is een biocyclus en een verbeterde hydrologische beschrijving aan toegevoegd. De beschrijving van het model is het meest uitgebreid in ref.(1), waar ook aandacht wordt gegeven aan de validatie van het model, en aan het effect van de onzekerheid in modelstructuur en invoergegevens op de resultaten. Het gaat te ver om hier een samenvatting van de procesbeschrijvingen te geven en slechts enkele hoofdlijnen worden daarom geschetst.

## ***Modelstructuur***

SMART 2 is een "process-aggregated" model, hetgeen behelst dat alleen een aantal dominant geachte processen er in is opgenomen. Verder wordt één (later (2,7) twee) bodemcompartiment(en) onderscheiden voor de wortelzone, en is de tijdstap een jaar. Het model is een voor de hand liggend compromis tussen recht doen aan de processen die zich voordoen in de wortelzone en de noodzaak om, qua databehoeft, inzichten en wellicht rekentechnisch, de beschrijvingen te vereenvoudigen. Naast de bovengenoemde aggregatie is dit ook terug te zien in het gebruik van vele constanten, relaties, en van "forcing functions". Zoals vermeld is hierboven, richt SMART 2 zich vooral op stoffen die betrokken zijn bij de interacties die de bodem pH beïnvloeden en de stikstofcyclus. Dit betekent o.a. dat de fosforcyclus, die bijvoorbeeld wel beschouwd wordt in modellen als ANIMO en STONE (4), buiten beschouwing blijft. Aangezien P ook niet voorkomt in de Ellenberg-indicator waarden (gezien de beperkte correlatie die werd gevonden (3)), wordt hierdoor de communicatie tussen SMART en MOVE niet beperkt.

Zoals wordt aangegeven (1) worden veel veronderstellingen en vereenvoudigingen gemaakt vanwege gebrek aan kennis, om de databehoeft te beperken, of om andere praktische redenen. Met name de onzekerheid t.a.v. de Al, N, en organische stofdynamiek is een

belangrijke factor. Zo is het correct dat bijv. de veronderstelling van chemisch evenwicht leidt tot fouten in bijv. pH en  $Al^{3+}$  concentratie (1). Even belangrijk lijkt het dat dergelijke veronderstellingen (evenwicht; het uitsmeren van verschijnselen over een verticaal gemiddelde bodemlaag, etc.) op zichzelf leiden tot een versterkte buffering tot het moment dat een bepaalde grens wordt gepasseerd (bijv. uitputting t.a.v. een belangrijk mineraal; boskap of andere ingrepen (7a)). Op dat moment treedt mogelijk een abrupte verandering op, terwijl die in werkelijkheid veel geleidelijker zal optreden. Zeker waar het plannen van ontwikkelingen als functie van de tijd beoogd wordt, hetgeen een argument is om niet gebruik te maken van statistische modellen (7b), is dit een aspect wat nader aandacht verdient. Bij een dergelijk onderzoek zou dan betrokken moeten worden in hoeverre uitspraken voor één blok worden afgeleid door aggregatie van puntberekeningen (7b). Een dergelijke aggregatie leidt bijna automatisch tot het gladstrijken van abrupte veranderingen (hetgeen ook waargenomen wordt (1)), waarbij het overigens onduidelijk is of dit effect belangrijker is dan plaatselijke niet-evenwichtseffecten of niet.

Nu lijkt het er op dat voor een aantal grootheden en parameters, welke worden voorzien van de toevoeging (z), een variatie in de diepte in rekening wordt gebracht (1). Hoe dit in overeenstemming gebracht moet worden met de één- of tweecompartimentsgedachte, of van deze voorziening gebruik gemaakt wordt in alle studies van de referentielijst waarbij met SMART 2 gerekend wordt en hoe groot de effecten zijn bij het wel of niet in rekening brengen van variatie in de diepte is niet duidelijk. Met betrekking tot de één- en tweecompartimentsgewijze opzet van de berekeningen is het wellicht zinvol extra aandacht te vragen voor zwaardere gronden. Hoewel ook in zandgronden preferente stroming een grote invloed kan hebben op de dynamiek van veranderingen in de bovengrond en de stofstromen die daaruit voortkomen, is dit zeker bij periodiek gescheurde of geaggregeerde zwaardere gronden (alsmede veengronden) te verwachten. Met name via de tijdsconstanten van respectievelijk model en natuur kunnen de dynamiek van beiden divergeren.

Belangrijke sturende variabelen in de ontwikkelingen als functie van de tijd zijn de deposities van stikstof- en zwavelverbindingen. In een eerste benadering (1) wordt gebruik gemaakt van 5km x 5km (en 10km x 10km voor kationen en chloride) data die vervolgens werden toegekend aan de betreffende 1km x 1km gridpunten. Hoewel de resolutie naderhand is verbeterd, lijkt het met name voor atmosferische depositie in bosgebieden van groot belang dat met de versnippering en met name de afstand tot de bosrand rekening wordt gehouden bij berekeningen. In een vergelijking tussen een statistische interpolatie van data en modelberekeningen met respectievelijk WANDA en SMART wordt dit aspect aangesneden (7b). Voor zover dat uit de rapportage kan worden opgemaakt gebruiken alle drie benaderingen (deels) dezelfde data als invoer. Dat ze leiden tot "seriously different results"(7b) wordt onder andere toegeschreven aan verschillende filtering en daaruit voortkomende verschillen in depositie in bossen van verschillende omvang. Gezien de sterke sturing van de depositie op de resultaten van SMART (1,7) zou dit een punt van aandacht kunnen zijn. In ieder geval mag verwacht worden dat dergelijke opgelegde resolutie van depositie het beeld van de resultaten en de daarbij betrokken onzekerheid (en wellicht systematische fouten) beïnvloedt.

In de scenario analyses wordt wel vaker uitgegaan van één grootheid (bijv. depositie, kwel) welke een andere waarde (of ruimtelijk/temporeel patroon) opgelegd krijgt. Als voorbeeld kan de variatie van de kwel (1) genoemd worden. Weliswaar wordt met de resultaten van deze analyse zorgvuldig omgegaan (genoemd wordt dat depositie het gehele areaal betreft terwijl dit voor verhoogde kwel in het betreffende scenario slechts 9% van het areaal is), maar toch dreigen dit soort analyses een eigen leven te gaan leiden. Zo zullen uitspraken over ecosystemen die gekenmerkt worden door kleinere karakteristieke afmetingen dan de rekenresolutie onvoldoende worden 'gezien', terwijl het mogelijk om die systemen juist gaat

v.w.b. de uitspraken en daarbij betrokken zekerheid. De uitgevoerde analyse t.a.v. verhoogde kwel (1), juist in relatie tot de beperkte afmetingen (bijv. breedte van beekdalen) van de natte gebieden die hiervan de invloed het sterkste merken, suggereert dat dit een punt van aandacht moet zijn.

Essentieel in scenario analyses is dat veranderingen in de tijd gevolgd/voorspeld worden. Het is duidelijk dat dit op gespannen voet staat met de veronderstelde onveranderlijkheid van bepaalde grootheden. Aansluitend bij het hierboven genoemde aspect van kwel is het dubieus om constante waarden toe te kennen aan het grondwater, waar dat vanzelfsprekend juist qua samenstelling verandert als gevolg van de gemodelleerde processen en m.n. de uitspoeling. Hoewel het niet op voorhand altijd duidelijk is hoe groot het effect is, is het logisch om er vanuit te gaan dat de kwel qua samenstelling beïnvloed wordt door de uitspoeling van de periode ervoor.

In een aantal gevallen wordt het expliciet duidelijk dat modelvoorspellingen sterk kunnen afhangen van gemaakte veronderstellingen. Zo hangt N-mineralisatie af van de omzetting van organische stof (litterfall), die met een 'forcing function' wordt opgelegd (7b). Het model WANDA vertoont in natte systemen te hoge nitraatconcentraties t.o.v. het regressiemodel, doordat denitrificatie niet in aanmerking wordt genomen (7b). In SMART daarentegen wordt denitrificatie (evenals nitrificatie) gelijk gesteld aan een fractie van de netto N invoer. Deze laatste post hangt onder meer af van de immobilisatie (een grote onbekende (7a)) en de autonome mineralisatie. De fractie hangt af van pH en grondwaterspiegel en niet-gespecificeerde bodemafhankelijke constanten (1). Denitrificatie leidt vanzelfsprekend tot lagere nitraatgehalten in natte systemen, maar onduidelijk is of de reductiefactor arbitrair of accuraat is. De vergelijking tussen MERLIN en SMART laat ook een duidelijk verschillende dynamiek in de tijd zien, die voortvloeit uit verschillen in de gemaakte veronderstellingen (7a). Hier blijkt dat de bron van stikstofnalevering van groot belang is en verschillen in stikstof-fluxen van enkele kmolc/ha/jaar kan opleveren. Gezien de nauwkeurigheid van kaartjes die gepresenteerd worden (1) zijn dergelijke verschillen significant. Naast de niveaus is ook de tijdsafhankelijkheid van belang voor scenariostudies (als gerapporteerd in 7a) en deze dynamiek is groot. Mogelijk is dit een gevolg van het gebruik van slechts twee compartimenten in SMART (zie hierboven) en het niet horizontaal wegmiddelen zoals bij andere studies (1, 7b).

### ***Calibratie en Validatie***

In het algemeen wordt de initialisatie gezien als een belangrijk probleem v.w.b. berekeningen als uitgevoerd in (1). Het is onduidelijk hoe de initialisatie is uitgevoerd in (1), terwijl dit wel globaal wordt aangegeven in (2). Wel lijkt het erop dat hierbij (1) flinke benaderingen zijn uitgevoerd, zoals de parameterisatie van de bodemvariabelen op basis van data voor alleen bosgronden, en de berekening van uitwisselconstanten na middeling over de diepte van geadsorbeerde en oplossingconcentraties (de betrokken diepte is orde van grootte 1m). In hoeverre de hieruit voortkomende berekeningsresultaten voor moment nul (1990) overeenkomen met de onderliggende data van ongeveer diezelfde periode is af te leiden uit hoofdstuk 4.4. De daar gerapporteerde exercitie is enigszins een iteratief proces. De diverse modellen en modules die SMART 2 opgeleverd hebben zijn telkens geparameteriseerd met diverse data qua bijv. bodemchemie, bosgroei, stikstofcyclus, etc, voor zover deze beschikbaar waren (genoemd worden qua bodemchemie bijv. de data van De Vries en Leeters, 1994, Klap e.a., 1995, De Vries pers. comm.). Dezelfde dataset wordt gebruikt om de berekeningen voor 1990 aan te toetsen, voorzover het loofbos op zure zandgrond betreft). Dit betekent dat er wellicht deels sprake is van validatie, maar dat overwegend sprake is van calibratie en dan nog slechts voor een deelverzameling van de studie. Voor mineralisatie leiden discrepanties

tot een herbeoordeling van litterfall en tot een indicatie van het bereik voor verschillende vegetaties zoals is waargenomen: voor bos kan deze flux verschillende kmolc/ha/jr positief of negatief afwijken van de waarde in SMART 2 (1). Voorgesteld wordt dat modelberekeningen met SMART 2 worden vergeleken met data voor alle bodem/vegetatie combinaties en voor meerdere uitvoergrootheden (bijv. N-beschikbaarheid).

Voor wat betreft de vergelijking tussen SMART 2 en waarnemingen kan ook gebruik gemaakt worden van (2), waar ook vergeleken wordt met NUCSAM, dat complexer en meer lokaal gericht is. Deze studie (2) beoogt vooral om vast te stellen hoe modelvereenvoudigingen (vooral negeren van seizoensvariaties en verticale heterogeniteit) effect heeft op lange termijn voorspellingen, waar immers SMART 2 voor ontworpen is, en om zwakheden in model en waarnemingen te identificeren om daarmee het model te kunnen verbeteren. NUCSAM, dat zich richt op veranderingen als functie van de diepte en de tijd (tijdstep is één dag), kan beschouwd worden als de voor de hand liggende uitbreiding van SMART 2 wanneer de daaraan ten grondslag liggende vereenvoudigingen niet nodig blijken te zijn. Naast ruimtelijke en temporele discretisatie is m.n. de hydrologie in grotere complexiteit meegenomen, al zijn er ook op het bodemchemische vlak duidelijk meer complicaties verdisconteerd. Op het vlak van ruimtelijke variabiliteit in horizontale richting telt voor beide modellen dat ze deze niet mee nemen: er wordt een 'punt' gemodelleerd. Deze tekortkoming komt later aan de orde, want de horizontale variaties kunnen aanzienlijk zijn (in (2) worden variatiecoëfficiënten genoemd van 30-150% voor een locatie van beperkte omvang).

Beide modellen kunnen toegepast worden op dezelfde locatie om vast te stellen in hoeverre de resultaten ondersteunen dat de extra vereenvoudigingen van SMART 2 gemaakt worden. Met uitzondering van (de)nitrificatie parameters werden de parameters voor SMART 2 in overeenstemming gebracht met de reeds gecalibreerde parameters voor NUCSAM. De berekeningen geven aan dat er significante gradiënten optreden in de diepte, die in de observaties slechts beperkt te herkennen zijn. Verrassend zijn nog andere verschillen: concentratie niveaus kunnen zelfs bij de grote variatiecoëfficiënten binnen de experimentele site zo ver uit elkaar liggen, dat de modellen en observaties niet overeenkomen, naast verschillen in niveaus treden verschillen in trend op in de diepte en in de tijd. Vooral de veranderingen in de tijd (1992-1994) op 90 cm diepte suggereren dat de modellen een groter effect opleveren dan de realiteit (gezien de weinig veranderende concentraties ammonia, nitraat, divalente kationen, sulfaat, aluminium en de pH). Uit deze en andere discrepanties en overeenkomsten kunnen de onderzoekers destilleren welke processen c.q. parameters hiervoor verantwoordelijk zijn, om zo te komen tot bijstellingen. De gerapporteerde vergelijkingen (1,2) zijn hier vooral zinvol voor het kwantificeren van de marges. Grote variaties in het veld en variaties van gecalibreerde berekeningen met SMART 2 die soms nog buiten het 95% betrouwbaarheidsinterval liggen geven de marges aan. Anderzijds, zijn de overeenkomsten tussen model en waarneming, gezien de complexiteit van de processen en de mate van eenvoud van SMART 2 ook verrassend. Wel wordt deze verrassing enigszins getemperd door de geringe verschillen als functie van de tijd in de waarnemingen.

## ***Onzekerheid***

Doel van het gebruik van SMART 2 is om een ruimtelijk gedifferentieerd beeld te geven van ontwikkelingen. In hoeverre dat mogelijk is, hangt mede af van de onzekerheden ten aanzien van de ruimtelijke patronen. Zoals ook wordt opgemerkt (7b) is het kloppend krijgen van een ruimtelijk patroon lastiger dan de minder gevoelige globale uitspraken zoals de observatie van "high NO<sub>3</sub> concentration in areas with high deposition and vice versa" (7b). Voorbeelden zijn het hanteren van cumulatieve frequentieverdelingen en het verminderen van de ruimtelijke

(en/of temporele) resolutie. Nadeel is dan ook dat cumulatieve frequentieverdelingen als uitvoer alleen conclusies toelaten voor de gehele populatie, terwijl een beperkte resolutie lokaal tot verkeerde conclusies kunnen leiden.

Impressies t.a.v. de onzekerheid kunnen worden verkregen uit een aantal van de publicaties. Voor de tamelijk globale uitspraken t.a.v. het beschermde percentage lijken verschillen van 10-20 % op te treden tussen de regressiebenadering en SMART uitkomsten. Omdat hierbij echter in sterke mate gebruik wordt gemaakt van dezelfde datasets, is deze calibratie geen goede indicatie voor het voorspellend vermogen van SMART.

Onzekerheid wordt expliciet aangekaart in (1). De onzekerheid die voortkomt uit de modelstructuur (a.g.v. modelaannamen, vereenvoudigingen, etc.) wordt hierbij genoemd maar niet op grootte geschat. Wel wordt een indruk gegeven van de onzekerheid in modelresultaten als gevolg van onzekerheid in een selectie van de modelinvoerdata, voor loofbos. Deze indruk, die per bodemtype wordt gegeven, geeft een pH variatie van tienden pH-eenheid (zure zandgrond) of meer (klei, loess, veen) aan. Voor N-beschikbaarheid was de onzekerheid als gevolg van onzekerheid in bodemeigenschappen gering, maar de onzekerheid a.g.v. onzekerheid van bijv. depositie, hydrologische en vegetatie kan enkele mmolc/ha.jaar zijn. Dit soort informatie is natuurlijk uiterst zinvol voor een beter begrip van model en modelinvoer. Terecht wordt opgemerkt in (1) dat de waarde van de daar uitgevoerde onzekerheidsanalyse toch zo beperkt is dat een volledige onzekerheidsanalyse gewenst is.

Een indruk van de complicaties die komen kijken bij een nadere onzekerheidsanalyse geeft (5), waar met SMART 2 in een Monte Carlo benadering gekeken wordt naar de bron en omvang van de onzekerheid voor vrij  $Al^{3+}$  en de nitraatconcentratie in de bodemoplossing. Voor deze beoordeling is het jammer dat de nitraatconcentratie gekozen is en niet de parameter beschikbaar-N. De nitraatconcentratie (in oplossing) wordt namelijk niet gebruikt in de Ellenbergwaarden (3,6); deze waarden worden in (1) bepaald aan de hand van beschikbaar N (som van 'N-doorval flux' en mineralisatieflux). Daarnaast is natuurlijk de pH-water zoals gebruikt in (3) niet rechtstreeks gerelateerd aan vrij aluminium (en is niet geheel duidelijk of SMART 2 deze pH-water zuiver schat). Ook de onzekerheidsanalyse van (5) richt zich alleen op modelinput, niet op bodemstructuur en onzekerheden kunnen fors zijn. Omdat de gerapporteerde onzekerheden afhangen van de variabele (aluminium of nitraat) en aard van uitspraak, is het niet mogelijk de grootte te vertalen naar de grootheden die voor de natuurplanner van belang zijn.

## ***Conclusies***

De doelstelling van het SMART2/MOVE instrumentarium hangt af van de bodemstructuur en de kwaliteit van de modelinvoer. Een aantal zwakke plekken is hieronder aangegeven.

- SMART2 hanteert een groot aantal constanten, empirisch vastgestelde grootheden, relaties etc, die gebruikt worden om relaties te leggen, als "forcing functions" en om positieve of negatieve terugkoppeling tussen deelprocessen te verzorgen. De kwaliteit van berekeningsresultaten hangt hier sterk mee samen en in veel gevallen is het totaal effect van de gemaakte keuzes alleen voor onderdelen van het instrumentarium vastgesteld.
- Het gebruik van parameters en relaties, die op regressieresultaten gebaseerd zijn, is bij de huidige kennis van zaken waarschijnlijk een goede keuze om een dergelijk ingewikkeld samenspel te relateren aan de huidige situatie. Voor het doen van voorspellende berekeningen in de vorm van scenarioanalyses heeft het constant veronderstellen van parameterwaarden en relaties het risico dat geleidelijke veranderingen tussen de werkelijke ontwikkeling en de voorspelling daarvan divergeren.

- De keuze om SMART2 te aggregeren is een bewuste keuze geweest. De beperkingen daarvan zullen ook optreden bij andere vergelijkbare programmatuur, zoals aangegeven in deze bespreking. Programmatuur waarbij in mindere mate geaggregeerd is, is blijkens de aangeleverde literatuur bekend bij de onderzoeksgroepen die SMART2 ontwikkelen of gebruiken voor de natuurplanner. Een systematische vergelijking van SMART2 en bijv. RESAM, NUCSAM, en NICCE wordt aanbevolen om een meer kwantitatief inzicht te krijgen in de gehanteerde vereenvoudigingen.
- De literatuur t.a.v. SMART2 geeft aan dat modelresultaten gevoelig zijn bevonden voor de bodemstructuur (vooral: aannamen en vereenvoudigingen). Een systematische gevoeligheidsanalyse om de onzekerheden a.g.v. de gekozen bodemstructuur te kwantificeren lijkt nodig om de voorspellende waarde te vergroten. Onderdeel hiervan is het vaststellen van de kwaliteit van de parameterisatie van SMART2. Hoewel de geconsulteerde literatuur waarschijnlijk niet volledig is, lijkt het er sterk op dat de vaststelling van parameterwaarden sterk bepaald wordt door datasets van zandgronden en bos als vegetatie. Als dit inderdaad het geval is, dan kan dat de bruikbaarheid voor andere bodem/vegetatie combinaties negatief beïnvloeden.
- De afgelopen jaren is de resolutie van invoergegevens t.b.v. SMART2 sterk verbeterd, hetgeen de waarde van dit instrument verhoogt. Voor uitspraken die betrekking hebben op kleinschalige systemen (bijv. kleine bossen, beekdalen) kunnen randeffecten of foutief middelen per gridblok van groot belang zijn voor de kwaliteit van voorspellingen.
- De paar studies die bestudeerd zijn, waarbij berekeningen van SMART2 zijn vergeleken met metingen geven aan dat (i) de ruimtelijk variërende invoergegevens grotendeels betrokken werden aan de datasets waarmee de vergelijking wordt uitgevoerd en (ii) de discrepanties tussen waarnemingen en modelresultaten aanleiding gaven tot bijstellingen van bodemstructuur of parameterwaarden. Dit betekent dat SMART2 voor die situaties weliswaar gecalibreerd is, maar dat van een echte validatie in beperkte mate sprake is. Het is duidelijk dat een objectieve validatie van een model dat op regionale of (inter)nationale schaal voorspellingen moet doen allesbehalve eenvoudig is. Om deze reden is er een extra noodzaak om met een gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse meer inzicht te krijgen in onjuistheden in de bodemstructuur (in de vorm van systematische fouten), in de spreiding als gevolg van ruimtelijke variatie van de modelinvoer, en, wat niet hetzelfde is, de onzekerheid door modelstructuur en ruimtelijke variabiliteit. Concreet gesteld betekent dit dat nauwkeurigheden zoals voorgesteld in (1) niet terecht zijn. Overigens is dit rapport waarschijnlijk ook niet bedoeld als referentie voor het beleid, maar als illustratie van het instrument als zodanig.

Met het oog op de hiervoor gemaakte kanttekeningen, kan ingegaan worden op de aanvaardbaarheid van de omvang van onzekerheden en hoe hiermee wordt omgegaan en welk type uitspraken aanvaardbaar zou zijn. Ten aanzien van globale uitspraken zoals de voorbeelden die werden aangehaald uit (8) is er geen reden om deze voorzichtiger te formuleren vanwege de betrouwbaarheid van SMART2 resultaten. Voor opmerkingen gemaakt in bijv. hoofdstuk 4.4 van (9) ligt dit iets anders. Daar wordt immers een kwantificatie niet achterwege gelaten. Op basis van de resultaten die behaald werden in de gerefereerde literatuur, mag verwacht worden dat lokale discrepanties tussen modelresultaat en de werkelijkheid gecompenseerd worden door middeling tussen locaties, c.q. binnen gemodelleerde blokken. Daar staat tegenover, dat de onzekerheid als gevolg van bijv. de bodemstructuur en de mogelijke onjuistheden daarin. Hoe dit zal uitwerken in kwantitatief opzicht is, met het beschikbaar materiaal, niet te beoordelen. Op basis van ervaring in dit soort zaken, lijkt het acceptabel om SMART2 resultaten zoals in hoofdstuk 4.4 van (9) te bespreken als indicatief, zoals dat bijvoorbeeld wordt gedaan t.a.v. Figuur V-5 (p.129). Waar in figuren of tabellen nauwkeurigheden worden gesuggereerd van procenten, kmolc N/ha/jaar, of tienden pH-eenheid, met name ingeval van toekomstscenario's waarvoor de divergenties

tussen model en werkelijkheid extra kunnen aantellen, zou in het bijschrift aangegeven kunnen worden dat sprake is van een indicatie (bijvoorbeeld als voor TabelV-7 van (9)). In zowel (8) als (9) komen dit soort 'schijnnaauwkeurigheden' echter weinig (9) of niet (8) voor. Resumerend, is de algemene indruk dat er keurig omgegaan wordt met de onzekerheden in het instrumentarium SMART2/MOVE in zowel (8) als (9) en hopelijk levert deze beoordeling voldoende inzicht over de mogelijkheden in de Natuurbalans 2000.



## **Bijlage 3 Review SMART2 door Prof. Dr. J.M. Verstraten**

### ***Inleiding***

Aan de hand van de opgestuurde rapporten en artikelen plus eigen literatuur hebben wij een externe review uitgevoerd van het proces-georiënteerde bodemmodel SMART2. Hierbij is gekozen voor de opbouw in 5 delen:

- Aansluiting bij wetenschappelijk onderzoek;
- Validiteit van het model
- Onzekerheden
- Enige opmerkingen over de factsheets
- Welke type van uitspraken in de natuurbalans zijn wetenschappelijk verantwoord.

### ***Algemene indruk***

Er is op een zeer goede manier gebruik gemaakt van de bestaande (Nederlandse) kennis voor wat betreft het bodemcompartiment van de ecosystemen, met name waar het de verzuring en de eutrofiering door stikstof betreft. Onze indruk is dat op het gebied van de hydrologie (watertransport), mede in relatie tot de effecten van het hydrologisch regiem op enige biogeochemische processen, nog wel enige verbetering mogelijk is. Hieruit moet echter niet afgeleid worden dat hierdoor een onvoldoende danwel middelmatig niveau bereikt is in de onderhavige rapporten. Integendeel, wij kwalificeren het gepresenteerde onderzoek als hoogstaand, maar blijven echter twijfels hebben of de extrapolatie van de uitkomsten van SMART2 op niet-zandige gronden verantwoord is. Dit komt hoofdzakelijk door het gebrek aan meetgegevens dan wel harde ranges van relevante parameters van SMART 2. Uiterste voorzichtigheid is dan ook geboden voor deze bodemsystemen om tot harde kwantitatieve uitspraken te komen. Duidelijk moet benadrukt worden dat de onzekerheden voor deze gronden relatief groot kunnen zijn.

Tevens willen wij hier benadrukken dat periodieke toetsen van modelresultaten d.m.v. longterm monitoring records een vereiste is. Dit kan bevorderd worden door de signalen van de modellers als zij duidelijker de hardheid van hun modelresultaten aangeven.

### ***Aansluiting wetenschappelijk onderzoek***

Het model SMART2 is een jaar-dynamiek model. Door de zeer beperkte hoeveelheid data en de vele (fit)parameters is het onmogelijk om het model op een verantwoorde manier te kunnen kalibreren/valideren voor de hier gepresenteerde bodem- en vegetatiesystemen. In de laatste 10 jaar is er een stevige wetenschappelijke discussie gevoerd binnen aardwetenschappelijke en ecologische studies over de betekenis van modelkalibratie en modelvalidatie (zie o.s. (Dekker, 2000; Konikow and Bredehoeft, 1992; Oreskes et al., 1994)). De belangrijkste punten uit dit debat zijn dat verschillende modelconcepten met elkaar vergeleken dienen te worden en dat zeer kritisch gekeken moet worden naar de kwaliteit van de kalibratie data.

In dit deel gaan we in op de kwaliteit van de verschillende modelconcept vergelijkingen die uitgevoerd zijn, de keuze van de grid-cel dimensie en de modelformulering van SMART2

### **Modelconcept vergelijkingen**

In 3 verschillende studies is SMART2 met dag-dynamiek modellen vergeleken (Mol-Dijkstra et al., 1998; Salm et al., 1995; Tietema and Kros, 2000). In onze optiek is het weinig zinvol om model voorspellingen van SMART2 te vergelijken met gegevens van enkele jaren. Meer zinvol is het, zoals in Tietema en Kros (2000), om de trends van lange termijn modelvergelijkingen met elkaar te vergelijken.

Wij zouden graag willen zien dat meer studies van modelvergelijkingen met gedetailleerde proces-georiënteerde modellen (Van der Salm (1995)), uitgevoerd zouden worden. Ook zou bijvoorbeeld een model als WATERSTOF (Wesselink, 1994) met aanpassingen gebruikt kunnen worden. Dit model is al toegepast op 5 locaties (Speuld, Solling, Gerritsfles, Tongbersven en Hackfort) en een vergelijking met SMART2 ligt dus voor de hand.

### **Grid-cel grootte**

Een groot probleem binnen dit type van modellen als SMART2 is de keuze van de dimensies van de grid-cellen. De support (schaal) van de kalibratiedata is vaak kleiner dan 1 dm<sup>2</sup> en de ruimtelijke variabiliteit is groot. Om deze data op te schalen naar de support van het model is niet eenvoudig. Tietema en Kros (2000) hebben hiervoor een eerste aanzet gegeven. Natuurlijk beseffen wij goed dat met de schaal van de invoer van depositie (1x1 km) en bodemkaart (1:50000) een kleinere grid-cel dimensie niet kan. Ondanks dit gegeven, denken wij dat meer onderzoek naar de meest zinvolle support nodig noodzakelijk. Ook met oog op de verschillend landgebruik in 1 gridcel, waardoor de invloed van overgangen tussen landgebruik veel invloed kunnen hebben (bijvoorbeeld bosranden etc.).

### **Modelformulering**

In principe zijn wij gecharmeerd van het gebruik van pH-, nitrificatie- en denitrificatie-reductiefuncties. Echter, hoe de reductiefuncties geconstrueerd zijn is enigszins onduidelijk, danwel te weinig onderbouwd (expert knowledge). Bijvoorbeeld de reductiefunctie (62) (Kros et al., 1995) correspondeert niet geheel met de gegevens gevonden door Tietema (Tietema, 1992), pagina 98. Tietema (1992) vond bij pH<3.5 geen nitrificatie meer terwijl bij de reductiefunctie van SMART2 op pH<3.0 geen nitrificatie meer optreedt. Dit verschil kan van belang zijn omdat vele verzuurde zandgronden zich in het pH traject van 3.0-4.0 bevinden. Een wetenschappelijke studie naar de optimalisatie van de reductiefuncties ligt voor de hand. Dit kan zeer goed gedaan worden door gebruik te maken van de modelvergelijkingen en de trendvergelijkingen zoals uitgevoerd door Tietema en Kros (2000). Een uitbreiding van de complexiteit van SMART2 is volgens ons niet nodig omdat vele van haar parameters toch niet uniek kunnen worden vastgesteld (zie stuk validiteit, deel 3).

### ***Validiteit***

De validiteit van een model en dus ook van SMART2 hangt af van de manier waarop dit model gebruikt wordt (interpolatie, extrapolatie of proces onderzoek) maar ook met de kwaliteit van de kalibratiedata. In onze optiek hebben we in de rapporten te maken met een extrapolatie van SMART2 in de richting bodem-vegetatie matrix, nattere omstandigheden, extrapolatie in de tijd en extrapolatie in de ruimte.

De huidige meet-modelleer wetenschappelijke discussie richt zich op de combinatie van de kwaliteit van de data en uniekheid van de modelparameters. In veel situaties kunnen met verschillende waarde van parameters dezelfde resultaten gekregen worden. Zolang het alleen gaat om modelvoorspelling in dezelfde tijd en ruimte range van de kalibratiedata is dit geen

probleem. Echter bij extrapolatie in tijd en ruimte, op de manier waar SMART2 gebruikt wordt, kan dit grote gevolgen hebben.

Wij zijn dan ook van mening dat er te weinig data zijn om goede model parameters vast te kunnen stellen en daarom wetenschappelijk verantwoord te kunnen extrapoleren in tijd en ruimte. Dit omdat:

- 1 Er maar 2 langdurige data sets zijn (> 5 jaar: Speuld en IJsselstein). Dit is zeer beperkt ten aanzien van de langdurige voorspellingen (extrapolatie in tijd) die gedaan worden met SMART2 ;
- 2 Deze, en vele andere datasets, zijn afkomstig uit het verzuringsonderzoek. Dit betekent dus dat de data voornamelijk afkomstig zijn uit zurige zandbodems op loof- naaldbos en dat er voor kalkhoudende gronden, m.u.v. de kalkgraslanden (dissertatie van Dam), (bijna) geen data zijn (extrapolatie in ruimte). Tevens zijn de data bij natte omstandigheden zeer beperkt daar het verzuringsonderzoek veelal plaats vond bij situaties met een diepe grondwaterstand;
- 3 De data zijn bijna altijd monitoringsgegevens, zonder extremen. Het betekent dat extrapolatie naar omstandigheden die niet gemeten zijn niet verantwoord is;
- 4 Deze laatste stap impliceert dat de afgeleide modelparameters vaak niet uniek zijn. Dit betekent dat bijvoorbeeld modelparameters voor naaldbos alleen geldig zijn met de combinatie zandbodem, en niet met de combinatie kleibodem. Daardoor moet de matrix bodem soort – vegetatie parameters zorgvuldig(er) gebruikt worden.

## ***Onzekerheden***

Binnen de bijgeleverde artikelen en rapporten wordt relatief weinig aandacht besteed aan de volgende onzekerheden.

### **Afgeleide gemeten gridcel concentraties:**

Er zijn vele scenario's denkbaar hoe momentane (uur-dag basis) cup-gegevens van bodemgegevens opgeschaald kunnen worden naar jaar gegevens. Problemen zijn hierbij: opschaling via fluxen of concentraties; invloed van moment van meten (tijdens regen?). Van der Salm et al. (1998) hebben 1 manier gebruikt. In het tweede verhaal van Tietema en Kros (2000) wordt een eerste aanzet gegeven, maar meer onderzoek hierna is absoluut noodzakelijk.

### **Omschakeling naar veranderd landgebruik**

In al het onderzoek wordt dit aspect, welke de komende jaren een belangrijkere rol zal gaan spelen, waarbij wij voornamelijk denken aan de omschakeling van landbouw naar natuurgebied. Een benadering à la Tiktak (1999) voor Cd zou kunnen worden gekozen rekening houdend met de te verwachten pH-daling en de verandering in opgeloste organische zuren, d.w.z. een toename met de bijbehorende toename van (zware) metalen mobiliteit en veranderingen in koolstof/stikstof transformaties in het bodemcompartiment en gevolgen voor de vegetatie (in termen van nitraat uitspoeling en stikstof beschikbaarheid).

Andere te verwachten problemen zijn, de aan/afwezigheid van zaadbanken en bodemfauna. Wij zouden dan ook graag meet- en modelexercities zien tijdens dit veranderende landgebruik.

### **Waterbufferingscapaciteit in bodem**

Op pagina 45 van het rapport van Kros (1995) wordt melding gemaakt van: 'expert judgement' van de dikte van de (actieve) wortelzone. Zelfs in zeer goed onderzochte monitorings-sites (Speuld (Tiktak and Bouten, 1992; Schaap, 1996) en Appelscha (Musters, 1998; Musters et al., 2000)) is de werkelijk vorm van het wortelprofiel nog onzeker. Omdat de bufferingscapaciteit

van de bodem een zeer grote invloed heeft op de gehele bodem hydrologie en bodemchemie is het noodzakelijk om met de onzekerheden van het wortelprofiel te rekenen.

### **Vergelijking data-model resultaat**

In bijvoorbeeld tabel 20, pagina 63 van het rapport van Kros (1995) worden meetgegevens met modelgegevens vergeleken. De mate van onzekerheid zijn voor zowel meting als model niet gegeven, d.w.z. dat de uitspraken die gemaakt worden niet getoetst kunnen worden met betrekking tot de onzekerheid.

### ***Factsheet***

De factsheet is overzichtelijk. Wat we missen is de verwijzing naar de kalibratiedata en de range van gebruikte metingen versus de range van ge-extrapoleerde modelresultaten. Bij kopje onzekerheid: Er wordt niets vermeld over de onzekerheid van de modelformulering zelf.

### ***Toetsing type van uitspraken***

Gedeelte Milieu, Water en Ruimte, Hoofdstuk 3 van Natuurbalans 1999:  
Tekst onder 3.1, 3.2 en 3.3 uit Natuurbalans 1999 kan o.i. grotendeels gehandhaafd blijven. Slechts aanpassing/aanvulling van de 1999 situatie dient te gebeuren.

### ***Dankwoord***

Ik heb deze review in samenwerking gedaan met Drs. Ing. S.C. Dekker, die in oktober promoveert op het proefschrift: 'Modelling and Monitoring Forest Evapotranspiration: Behaviour, Concepts and Parameters'. Hij heeft daardoor veel ervaring gekregen in de kalibratie en validatie problematiek behorend bij monitoring data.

### ***Aanvullende referenties***

Dekker, S.C., 2000. Modelling and Monitoring Forest Evapotranspiration: Behaviour, Concepts and Parameters. phd-thesis, in press.

Konikow, L.F. and Bredehoeft, J.D., 1992. Ground-water model cannot be validated. *Advances in Water Resources*, 15: 75-83.

Kros, H., Reinds, G.J., Vries, W.d., Latour, J.B. and Bollen, M.J.S., 1995. Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology, Wageningen (The Netherlands).

Mol-Dijkstra, J.P., Kros, H. and Salm, C.v.d., 1998. Comparison of simulated forest soil response to acid deposition reduction with two models of differing complexity. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2(4): 473-483.

Musters, P.A.D., 1998. Temporal and spatial patterns of root water uptake in an austrian pine stand on sandy soil;

- Musters, P.A.D., Bouten, W. and Verstraten, J.M., 2000. Potentials and limitations of modeling vertical distributions of root water uptake of an austrian pine forest on a sandy soil. *Hydrological Processes*, accepted.
- Oreskes, N., Shrader-Frechette, K. and Belitz, K., 1994. Verification, Validation, and Confirmation of Numerical Models in the Earth Sciences. *Science*, 263: 641-646.
- Salm, C.v.d., Groneneberg, J.E. and Boxman, A.W., 1998. Modelling the response of soil and soil solution chemistry upon roofing a forest in a high nitrogen deposition area. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2(4): 451-471.
- Salm, C.v.d., Kros, J., Groenenberg, J.E., Vries, W.d. and Reinds, G.J., 1995. Application of Soil Acidification Models with Different Degrees of Process Aggregation (SMART, RESAM and NUCSAM) on an intensively Monitored spruce site. S.T. Trudgill (ED.). *Solute modelling in catchment systems*, Wiley, London.
- Schaap, M.G., 1996. The role of soil organic matter in hydrology of forests on dry sandy soils. PhD-thesis, University of Amsterdam.
- Tietema, A., 1992. Nitrogen cycling in soil acidification in forest ecosystems in the Netherlands. phd-thesis, UvA.
- Tietema, A. and Kros, J., 2000. Modelling critical nitrogen loads and nitrate leaching in Dutch forest ecosystems. ICG rapporten, 2000/1.
- Tiktak, A. and Bouten, W., 1992. Modelling soil water dynamics in a forested ecosystem III: Model description and evaluation of discretization. *Hydrological Processes*, 6: 455-465.
- Wesselink, B., 1994. Time trends and mechanisms of soil acidification. phd-thesis, LandbouwUniversiteit Wageningen.

## **Bijlage 4 Review MOVE door Prof. Dr. J. van Andel**

### ***Vooraf***

In de brief van Prof.ir. N.D. van Egmond, Directeur Milieu van het RIVM, gedateerd 5 juni 2000, wordt gesteld dat met deze review primair wordt beoogd de wetenschappelijk kwaliteit van het ingezette instrumentarium MOVE/SMART te beoordelen in het licht van het type uitspraken dat hiermee wordt gedaan. Overeenkomstig de aanwijzing, leg ik hierbij de nadruk op het statistisch vegetatiemodel MOVE, in het besef dat het voor toepassing in beleid wordt gekoppeld aan het procesgeoriënteerde bodemmodel SMART.

Alvorens mijn commentaar te geven, karakteriseer ik het materiaal dat mij voor mijn review werd toegezonden en citeer ik uit een selectie daarvan de passages die mij met name aanleiding gaven tot mijn beoordeling. Liever dan met eigen woorden weer te geven waarop ik mijn commentaar baseer, citeer ik letterlijk uit een aantal publicaties, zodat zowel voor de auteurs als voor de minder ingevoerde lezer enige controle op mijn oordeel mogelijk is.

### ***Beschikbaar gesteld materiaal***

#### **M.b.t. beleidsuitspraken**

In *Natuurverkenning 97* wordt op blz. 132 en 133 een schatting gemaakt in welke mate plantensoorten die als doelsoort zijn aangewezen in 2020 kunnen voorkomen in verschillende ecosysteemtypen binnen de EHS, gezien de milieu-omstandigheden m.b.t. verzuring, vermessing en verdroging. Belangrijk zijn Figuur V-6 (beschermingsniveau van doelsoorten planten voor verzuring, verdroging en vermessing in 2020) en Figuur V-7 (dominante milieustress-factor voor doelsoorten planten in 2020). Voorts worden de perspectieven van betere milieucondities voor de doelsoorten geschetst.

In *Natuurbalans 1999* kan ik geen sporen vinden van toepassing van het MOVE/SMART model.

Het beste heb ik uit RIVM rapport 722108024 (*Van Hinsberg & Kros 1999*) en uit het artikel van *Alkemade et al. (Environmental Pollution 1998)* begrepen wat de bedoeling is bij toepassing van het MOVE/SMART instrumentarium voor beleidsuitspraken: het ontwerpen en formuleren van een natuurplanner voor natuurdoeltypen en voor normstelling ten behoeve daarvan, in termen van een decision support system (DSS).

#### **M.b.t. het model-instrumentarium MOVE/SMART**

##### *Hoofdrapporten:*

SC-DLO/RIVM Report 95 (*Kros et al. 1995*): beschrijft het model SMART2.

RIVM rapport 408657 002 (*De Heer et al. 1999*): beschrijft het model MOVE3.

RIVM rapport 722108024 (*Van Hinsberg & Kros 1999*): beschrijft op welke wijze en onder welke voorwaarden de methode van effectenbeschrijving kan worden benut, in omgekeerde volgorde, voor normstelling. Voorts heb ik één "Factsheet Indicatorberekening NB" onder ogen gehad.

*Achtergrondstudies (over calibratie, onzekerheden, methodieken):*

- *Bio et al. (Journal of Vegetation Science 1998)*, over non-parametrische vegetatie-reponsanalyse.
- *Ertsen et al. (Plant Ecology 1998)*, over calibratie van Ellenberg-indicatiewaarden met het oog op toepassing van het SMART-MOVE model, om een relatie te leggen tussen indicatiewaarden en gemeten standplaatsfactoren.
- *Tietema & Kros (ICG rapport 2000/1)*, met artikelen van Tietema et al. (2000) over critical N loads in Douglas sparrenbos en van Kros et al. (2000) over nitraatuitspoeling uit bossen op nationale schaal, in het kader van het stikstofonderzoeksprogramma (STOP).
- *Mol-Dijkstra et al. (Hydrology and Earth System Sciences 1998)*:vergelijking van SMART2 met een meer site-specifiek model NUCSAM voor bodemverzuring.
- *Kros et al. (Journal of Environmental Quality 1999)*, een fundamentele studie over onzekerheids-analyse m.b.t. SMART 2.

## ***Informatie m.b.t. instrumentarium en doelstellingen***

### **De Heer et al. (1999): MOVE3**

"Het overgrote deel van de opnamen in de dataset heeft uitsluitend een registratie van plantensoorten. Een gelijktijdige bepaling van abiotische parameters ontbreekt meestal. De waarde van de meeste omgevingsvariabelen wordt daarom afgeleid uit de corresponderende Ellenberg-indicatiewaarden van de totale set van aanwezige plantensoorten in de opname. De indicatiewaarden worden bepaald als het rekenkundig gemiddelde van de indicatiewaarden van de aanwezige soorten. Er vindt geen weging naar abundantie plaats." (p.15)

"Gebruik van de indicatiewaarden vereist vervolgens een kalibratiestap om deze semi-kwantitatieve waarden te koppelen aan abiotische parameters zoals abiotische bodemmodellen die berekenen." (p.15)

"MOVE beschrijft de relatie tussen het voorkomen van plantensoorten en omgevingsvariabelen met behulp van multiële logistische regressie-analyse. Het regressiemodel geeft daarbij de kans op voorkomen van de plantensoorten als functie van omgevingsvariabelen." (p.19)

"De  $p_{\max}$  geeft de volgens het model maximale kans op voorkomen van een soort. Het is de maximaal voorspelde waarde binnen de dataset, vanzelfsprekend niet het theoretisch maximum." (p.22)

"Dit resulteert in een uiteindelijke dataset van 109.065 opnamen." (p.23)

"Dit draagt ertoe bij dat voor (bijna) alle ruim 900 soorten statistisch significante modellen konden worden gefit met een relatief groot percentage verklarende variantie, een hoge voorspellende waarde en een hoge voorspelde maximale kans op voorkomen." (p.31)

"Het lijkt echter de moeite waard de representativiteit van de soortenset nader door te lichten." (p.33)

### **Kros et al. (1995): Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems ...**

"RIVM asked SC-DLO to extend the SMART model towards a module that can serve as soil module for the MOVE model. The model thus derived is called SMART2. With release of the combination SMART2/MOVE an instrument came available for evaluating the effects of acidification, eutrophication and drought on the occurrence probability of individual plant species on a national scale." (p.9)

"Within the integrated SMART2/MOVE model, SMART2 forms the link between the environmental scenarios and the abiotic site factors, affecting the occurrence of plant species." (p.11)

"Regarding the linkage SMART2/MOVE the relationship between site factors and vegetation effects need to be improved and extended." (p.75)

### **Ertsen et al. (1998): Calibrating Ellenberg indicator values ... in the Netherlands.**

"Ellenberg's indicator values have been used in the multistress model SMART-MOVE. (...) This modelling method created the need to relate the mean Ellenberg indicator values to measured site factors: first, because the vegetation module must be linked to the soil module, and second, to interpret the response curves ecologically. For this purpose, calibration databases are needed which contain combined samples of vegetation recordings and measured environmental factors. (...) We used several Dutch databases in our study, consisting of 5300 samples in total. The availability of these databases allowed us a general validation of Ellenberg indicator values with measured field data." (p.114)

"The question arising is whether our results are accurate enough to make an ecologically relevant deduction of site characteristics from the indicator values. In other words, does vegetation give us a quantitative indication of the values of some relevant site characteristics, so that measurements are no longer needed. (...) According to our results, clear correlations between site conditions and indicator values have been determined. However, as the samples are fairly scattered around the regression lines, there may be a need to unravel the sources of variation involved. (...) Nevertheless, in our opinion mean indicator values give us a significant insight into the environmental conditions of a plot. (...) Therefore our results will be used in the multistress model SMART-MOVE to predict changes in the Dutch vegetation composition as a response to habitat stress due to acidification, eutrophication and the effects of lowering groundwater." (p.122)

### **Van Hinsberg & Kros (1999): Een normstellingsmethode (i.c. voor N depositie)**

"Doordat de modellijn [MOVE-SMART] de hele ingreep-effect relatie van milieudruk tot natuur beschouwt, is het gecombineerde model in principe ook bruikbaar voor normstelling. De ingreep-effect keten moet voor normstellingsvraagstukken echter in de omgekeerde volgorde geëvalueerd kunnen worden. (...) Het instrumentarium is in principe geschikt om empirisch vastgestelde milieugrenzen van de vegetatie te koppelen met bodemkundige proceskennis over de relatie tussen depositie en bodemcondities. (...) Een belangrijk voordeel van het gebruik van SMART-MOVE is verder dat de kritische depositie gerelateerd kan worden aan een vereist beschermingsniveau van soortengroepen (b.v. 80% of 95%)." (p.7)



"Noodzakelijke aanpassingen en toevoegingen:

Vertaling van gestelde beleidsdoelen (beschermingsniveaus van natuurdoeltypen) naar de kans op voorkomen van individuele plantensoorten (vertaling natuurdoel naar modeluitkomsten MOVE),

Berekening van kritische milieugrenzen,

Vertaling van deze kritische milieugrenzen naar kritische depositieniveaus waarbinnen aan deze abiotische voorwaarden kan worden voldaan." (p.14)

"Aangezien het vegetatiemodel MOVE nu primair voorspellingen levert over de kans op voorkomen van individuele plantensoorten i.p.v. over de aan- of afwezigheid, moet de kans op voorkomen nog vertaald worden naar informatie over de aan- of afwezigheid van plantensoorten. Met behulp van voorspellingen over het voorkomen van afzonderlijke plantensoorten in plaats van over kansen op voorkomen, kan dan namelijk vervolgens berekend worden welke groeps grootte te realiseren is. Op deze wijze ontstaat de gewenste link tussen modeluitkomsten en gestelde beleidsdoelstellingen." (p.15)

"In de huidige versie van MOVE kunnen op basis van voorspellingen over de kans op voorkomen al uitspraken worden gegenereerd over de te verwachten presentie van plantensoorten. Standaard kunnen de voorspelde kansen namelijk worden gestandaardiseerd (deling voor maximale kans op voorkomen) en vervolgens op basis van een vaste drempelwaarde worden omgezet in presentie/absentie-gegevens." (p.15) (...) "In het kader van deze studie zijn daarom de mogelijk soortspecifieke drempelwaarden vastgesteld. (...) Per plantensoort is vervolgens een vergelijking gemaakt tussen de voorspelling en de feitelijk waargenomen presenties in de vegetatieopnamen. Daarbij is bepaald bij welke drempelwaarde de voorspelde kans op voorkomen hoog genoeg is om aanwezigheid te indiceren. Bij deze analyse is gebruik gemaakt van een uitgebreide dataset van vegetatieopnamen. Dezelfde set van opnamen is echter ook gebruikt om de kansfuncties uit MOVE te berekenen. Het betreft hier dus een vorm van teruglegging/controle, niet van echte statistische toetsing." (p.16)

"Om enig inzicht te krijgen in de bruikbaarheid van de voorspelde milieugrenzen zijn de milieugrenzen voor verschillende duingemeenschappen berekend en vergeleken met de ranges van voorkomen zoals bepaald en gemeten in het kader van werk van het KIWA. (...) Duidelijk zichtbaar is de grote overlap tussen de milieugrenzen en de ranges van voorkomen zoals bepaald met verschillende methoden. (...) De overeenkomst tussen beide sets van gegevens is vooralsnog aanzienlijk. Hoewel gerealiseerd moet worden dat de waarden, zoals bepaald door het KIWA, niet allemaal gebaseerd zijn op directe metingen van de biomassa. Deels is de biomassa berekend, waarbij soms gebruik is gemaakt van methodieken die ook in deze studie zijn toegepast (zoals bijvoorbeeld het gebruik van milieu-indicatiewaarden volgens Ellenberg)." (p.26-28)

"Wanneer deze soortspecifieke drempelwaarden worden opgenomen in SMART-MOVE i.p.v. de nu gebruikte vaste drempelwaarde, zullen realistischer modelvoorspellingen verkregen worden. (...) Voor het gebruik in normstellingsberekeningen kan het best gebruik gemaakt worden van de drempelwaarden waarbij het percentage gesommeerde foutieve voorspellingen geminimaliseerd wordt." (p.111)

## **Natuurverkenning 97**

"In Nederland is sprake van een cumulatie van verzuring, vermesting en verdroging in de zandgebieden. Voor de EHS is een inschatting gemaakt of plantensoorten die door het beleid als doelsoorten zijn aangewezen daar - gezien de milieumomstandigheden in 2020 - wel kunnen

voorkomen. Voor de verschillende ecosysteemtypen is geschat hoeveel doelsoorten onder druk staan van verzuring, vermesting en verdroging, en voor hoeveel doelsoorten de milieucandidities ongeschikt zullen zijn, zodat de kans gering is dat ze in 2020 ook daadwerkelijk voorkomen (figuur V-6). (...) De relatieve betekenis van de milieufactoren vochtgehalte, nutriëntenrijkdom en zuurgraad verschilt voor de verschillende gebieden en ecosysteemtypen (figuur V-7)." (p. 132 v.v.)

Er worden als vervolg hierop scenario's geschetst voor alternatieve perspectieven, waarbij percentages van reducties in milieubelasting worden omgerekend in percentages bescherming van ecosystemen.

## ***Commentaar m.b.t. instrumentarium en beleidsuitspraken***

### **Plantensoorten als middel of als doel**

De kans op voorkomen van plantensoorten wordt ten behoeve van de effectberekening gebruikt als een hulpmiddel om consequenties van milieuveranderingen te kwantificeren in termen van verandering in potentiële natuurwaarden. Het is zeker niet de bedoeling de werkelijke veranderingen in natuurwaarden te berekenen. Wanneer de kans op voorkomen van plantensoorten wordt terugvertaald naar milieu-normstelling, geldt eens te meer dat de plantensoorten (met hun indicatiewaarden) worden gebruikt als een middel om de normen vast te stellen en geen doel zijn. Het ware aan te bevelen dit expliciet te stellen (zie ook de volgende paragraaf).

### **Potentiële veranderingen en de realiteit**

Bij het gebruik van planten(doel)soorten en hun indicatiewaarden als middel voor de berekeningen van effecten of van normstellingen, moet dan steeds goed worden opgelet dat de potentiële kansen op voorkomen niet worden verward met hun werkelijke kansen. Voor dit laatste moeten planten immers vele andere bottle-necks overkomen. De voorspelling drukt milieuveranderingen uit in potentiële effecten op plantensoorten, maar alleen m.b.t. de in de berekening betrokken milieuvariabelen. Voorts zijn er planten-eigenschappen die niet over het hoofd gezien mogen worden, waarvan wellicht de belangrijkste is de aan- of afwezigheid van zaden of andere diasporen. Dispersie van zaden is een actueel probleem in het gefragmenteerde landschap. Om deze redenen mag zelfs niet de suggestie worden gewekt dat de voorspelde veranderingen (in termen van beschermingspercentage bijvoorbeeld) ook kunnen worden gerealiseerd. Het is belangrijk om zowel in wetenschappelijke artikelen als in eventuele beleidsuitspraken acht te slaan op een correcte verwoording: het gaat om een potentie, niet om een realisatiekans, want behalve onzekerheid m.b.t. de in de berekening betrokken milieuvariabelen, zijn er nog zeer relevante andere factoren van belang wanneer het erom gaat de potentie om te zetten in realiteit. Het is dus niet correct te schrijven: "to predict changes in the Dutch vegetation composition" (Ertsen et al. 1998), noch "zodat de kans gering is dat ze [doelsoorten] in 2020 ook daadwerkelijk voorkomen" (Natuurverkenning 97).

Het verdient dringend aanbeveling zicht te krijgen op de lacune tussen potentie en realisatie door een zorgvuldig monitoringsprogramma op te zetten.

## Kwalitatieve uitspraken versus kwantitatieve uitspraken

Het meest tere punt in het instrumentarium betreft de calibratie. Ellenberg-indicatiewaarden zijn kwalitatief van aard, vergelijkenderwijs gebaseerd op veldervaring over het voorkomen van soorten en vegetatietypen. De wijze waarop Ellenberg c.s. hun veldkennis hebben weergegeven is niet te evenaren en is van onschatbare betekenis voor ecologie en natuurbeheer. Het gaat echter om een kwalitatieve schaal, niet bedoeld voor kwantificering. Ellenberg et al. (1991) schrijven hierover in *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*:

"Beim Verwenden der Ziffern sollte man sich stets den Wortlaut der Zeichenerklärung vor Augen halten. Dann bleibt man sich bewußt, daß es sich um eine *relative* Abstufung nach dem Schwergewicht des Auftretens *im Gelände* handelt. Auf *keinen* Fall bezeichnen meine Zeigerwerte die *Ansprüche* der Pflanzen an den betreffenden Umweltfaktor." (p.11)

"Das Berechnen von mittleren Zeigerwerten hat den Vorteil daß es die gemeinsame Indikation mehrerer oder sogar vieler Arten erfaßt und dadurch ein abweichendes Verhalten einzelner Arten weniger störend wirkt. Mathematisch ist das Mitteln allerdings nicht unproblematisch, weil es sich bei den Zeigerwerten nur um ordinale Werte handelt, die man eigentlich nicht mitteln darf." (p.29)

Voorts hebben de auteurs ervoor gewaarschuwd de indicatiewaarden niet zonder toetsing toe te passen op andere regio's dan waarvoor ze zijn opgesteld. Ellenberg et al. 1991:

"Nachdrücklich empfehle ich in diesem Zusammenhang, stets zu überprüfen oder doch an Beispielen zu testen, ob meine Zeigerwerte für die jeweilige Arbeitsregion zutreffen, und den Datensatz entsprechend abzuwandeln, *bevor* man mit den Werten zu rechnen beginnt". ( p.10). Kotowski et al. (Acta Botanica Neerlandica 47: 337-349, 1998) hebben duidelijk gemaakt dat de tolerantiegrenzen van plantensoorten van natte graslanden, bij vergelijking van Nederland en Duitsland, regiospecifieke kenmerken kunnen hebben t.a.v. habitatcondities zoals gemiddelde waterstand en fluctuaties daarin.

Wanneer het gaat om kansen, kan er nog gesproken worden in termen van een toename of een afname van doelsoorten in kwalitatieve zin, gerelateerd aan de indicatorwaarden. Zodra het erom gaat ook de kwantitatieve verandering te voorspellen, wordt het instrumentarium broos. Dit geldt nog sterker voor de normstellingsbenadering als voor de effectenvoorspelling. Voor beide ontbreekt een voldoende adequate calibratie. De poging daartoe van Ertsen et al. (1998) vind ik wetenschappelijk interessant en zinnig; deze kan echter alleen fungeren als evidentie voor de gekozen cases, zoals op basis van vakkennis al redelijk mogelijk was. Het is onwaarschijnlijk dat zulk een intensieve calibratie voor tal van milieuvariabelen en voor tal van natuurdoeltypen kan worden uitgevoerd. De poging van Van Hinsberg & Kros (1999) voor het kwantificeren van soortspecifieke drempelwaarden impliceert een forse cirkelredenering, die reeds blijkt uit bovenstaande citaten uit het rapport en waarbij ik niet aan de indruk kan ontkomen dat er steeds wordt geroerd in dezelfde pot om er nog weer iets anders uit te krijgen zonder nieuwe data te hoeven verzamelen. Ook de resultaten van KIWA-onderzoek zijn niet onafhankelijk op dit punt.

Een bijkomend probleem dat ik bij de beoordeling heb ontmoet zonder het te kunnen oplossen is, dat mij niet duidelijk is wanneer de calibratie van Ellenberg-indicatiewaarden is toegepast op het niveau van de vegetatie (eventueel ook van natuurdoeltypen) en voor welk doel calibratie is toegepast op soortniveau (van belang voor het voorspellen van het percentage beschermde doelsoorten).

Voorzover ik kon beoordelen, ligt het probleem van kwantificatie op basis van kwalitatieve indicaties besloten in het MOVE model, maar wordt het probleem nog versterkt wanneer het

MOVE model wordt gekoppeld aan het SMART model. Zonder nadere opheldering kan ik op dit punt niet anders dan het signaleren.

### **Relatie tussen beleidsuitspraken en instrumentarium**

Ik ben via de mij toegezonden stukken ruim geïnformeerd over het instrumentarium en maar weinig over daarop gebaseerde beleidsuitspraken. Bovendien is moeilijk vast te stellen op welke wijze ten behoeve van de beleidsuitspraken die ik heb gevonden, gebruik gemaakt werd van het instrumentarium (b.v.: in welk stadium van ontwikkeling was het model destijds, heeft er al enigermate calibratie plaatsgevonden, en met welke mate van onzekerheid moeten de kwantitatieve voorspellingen worden beoordeeld?). Dit maakt het moeilijk een oordeel te geven "over de wetenschappelijke kwaliteit van het ingezette instrumentarium in het licht van het type uitspraken dat hiermee wordt gedaan". Als het RIVM hierover een gedegen oordeel wil krijgen, moet de informatie ook met het oog op de gestelde vragen ook doelmatiger worden aangeleverd. Ten behoeve van mijn commentaar op dit punt heb ik zelf de hierboven geciteerde gedeelten als materiaal gekozen.

De voorspelling over effecten van milieuverandering in termen van de kansen van voorkomen van plantensoorten kan worden gedaan op nationale schaal, op de schaal van natuurdoeltypen, op de schaal van vegetatietypen en op de schaal van een concreet ecosysteem. Wanneer natuurdoeltypen niet op een correcte wijze zijn geïdentificeerd (bijvoorbeeld door geen onderscheid te maken tussen kalkrijke en kalkarme duinen, of tussen loofbostypen en naaldbostypen) kan dit niet verweten worden aan het SMART-MOVE instrumentarium, maar de toepassing lijdt er wel onder. Hiervan wordt terecht melding gemaakt door Van Hinsberg & Kros (1999, p. 24 en 46).

Op dit punt bepleit ik meer aansluiting te zoeken bij internationale ontwikkelingen: In het kader van identificatie van natuurdoeltypen zou het niet misstaan te refereren aan het internationaal gerespecteerde concept van de "species pool" (regionaal, lokaal en op het niveau van de plant community); zie o.a. M. Zobel, E. van der Maarel & C. Dupré: Species pool - the concept, its determination and significance for community restoration. *Applied Vegetation Science* 1: 55-66, 1998).

Natuurdoeltypen, zoals gefomuleerd door Bal et al. (IKC-rapport nr 11, 1995), kunnen internationaal niet worden vergeleken. De vegetatietypen volgens *De Vegetatie van Nederland* (Schaminée et al., 1995-1999) zijn internationaal wel vergelijkbaar. Deze gegevensbestanden zijn wel gebruikt voor het berekenen van indicatiewaarden en, voorzover mogelijk, ook voor calibratie. Het is met het oog op internationale vergelijking dringend aan te bevelen ook de beleidsformulering t.b.v. natuurplanning te centreren rond deze vegetatietypen..

In het besef dat het vrijwel onmogelijk is calibraties uit te voeren voor alle relevante milieufactoren, waarvoor wel indicatiewaarden beschikbaar zijn, is serieus de vraag aan de orde of het wel loont de modellen meer en meer te verfijnen en onderbouwen. Hier dient m.i. een keuze te worden gemaakt tussen twee alternatieven:

- Voortgaande calibratie doelgericht in gang te zetten, gebruik makend van de enorme expertise op landschapsecologisch gebied en aangevuld met doelgericht experimenteel veldonderzoek.
- Erkenning van de kwalitatieve aard van de uitspraken, hetgeen impliceert dat expliciet wordt vermeld dat de richting van verandering op grond van best professional judgement bekend is, maar dat er in de kwantitatieve vertaling naar doelsoorten twee typen onzekerheid schuilgaan die nader onderzoek vergen: (a) completere calibratie van de

indicatorwaarden en (b) andere factoren die van invloed zijn op de realisatiekansen, zoals zaaddispersie. Ellenberg et al. (1991): "Berechnungsergebnisse sind nichts mehr oder weniger als Trendaussagen" (p.10).

Het instrumentarium MOVE/SMART is thans wel geschikt voor scenario-studies, die per definitie kwalitatief van aard zijn.

# **Bijlage 5 Review MOVE door Prof. Dr. J.M. van Groenendael**

## ***1. Inleiding***

Hierbij treft u mijn inhoudelijke beoordeling aan van het SMART-MOVE-model dat gebruikt wordt in de Natuurbalans 2000, zoals die door het RIVM wordt opgesteld. Het model beoogt een landelijk multi-stress voorspellingsmodel voor terrestrische vegetatie te zijn. Het model bestaat uit een bodemcomponent (SMART) en uit een vegetatiecomponent (MOVE). Mijn beoordeling zal, conform uw verzoek, vooral betrekking hebben op de vegetatiecomponent.

Allereerst wil ik opmerken dat naar mijn mening de "Natuurbalans" een belangrijk middel is om de kwaliteit van onze natuur op de voet te volgen en om op basis van deze balans besluitvorming te beïnvloeden en te bevorderen die kwaliteit kunnen verbeteren. Het onderstaande moet dan ook vooral gezien worden als een poging bij te dragen aan het zo goed mogelijk realiseren van de algemene doelstelling van de "Natuurbalans".

Aangezien iedere beoordeling van een model moet worden gezien in het licht van de gestelde doelen die met een model worden beoogd, zal allereerst worden ingegaan op de doelen van Natuurbalans (par. 2). Vervolgens zal het theoretische kader worden uitgewerkt dat betrekking heeft op (veranderingen in) de samenstelling van terrestrische vegetaties. Dit bevat de vooronderstelling van het model (par. 3). Vervolgens zal de opzet van het model worden geanalyseerd, de mate waarin het model daadwerkelijk multiple stressoren gebruikt en in relatie brengt tot lokale soortensamenstelling (par 4). De wijze van parametriseren van het model is het volgende onderdeel dat zal worden bekeken (par 5) en tot slot zal ik trachten het geheel te vatten in een eindoordeel (par 6).

## ***2. Doelen van de Natuurbalans***

Jaarlijks wordt onder eindverantwoordelijkheid van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, door het Natuurplanbureau een zgn. Natuurbalans uitgebracht. Hierin wordt aan de hand van kerngegevens een beeld geschetst van de toestand van natuur, bos en landschap (Registratie) en dit beeld wordt vergeleken met de doelen zoals die in diverse beleidsnota's t.a.v. de kwaliteit van natuur en landschap zijn vastgelegd (Evaluatie huidig beleid). Deze kwaliteit wordt voornamelijk uitgedrukt in termen van biodiversiteit in de strikte zin, d.w.z. het aantal soorten zoals die in een bepaald oppervlak voorkomen. Andere aspecten van biodiversiteit zoals taxonomische diversiteit, met nadruk op taxonomische verwantschap, en genetische diversiteit, met nadruk op het vermogen zich aan te passen aan wisselende omstandigheden, blijven hierbij op de achtergrond.

Naast deze systematische component van Registratie en Evaluatie, met een sterk retrospectief en diagnostisch karakter, kent de Natuurbalans ook een duidelijke thematische component. Deze is gericht op het inbrengen in de Natuurbalans van de meeste recente kennis van de factorcomplexen die biodiversiteit in ons land bepalen (Prognose). Deze factoren worden gerangschikt in vier deels overlappende velden: de effecten van waterkwaliteit, van ruimtelijke inrichting, van beheer en van milieukwaliteit. Analyse van de effecten van deze factorcomplexen verschaft de mogelijkheid te komen tot prognoses waarop beleidsaanbevelingen kunnen worden gefundeerd. Na het thema "Waterkwaliteit" (Natuurbalans 1988) en het thema voor Natuurbalans 1999 "Ruimtelijke Analyses", staat voor Natuurbalans 2000 het thema "Milieukwaliteit" op de agenda.

Gezien de nadruk in eerdere thema's op de waterkwaliteit en op mobiele dierlijke organismen ligt de keuze van terrestrische vegetaties in relatie tot milieukwaliteit voor de hand. Ook inhoudelijk is dit een goede keuze omdat de gehele biodiversiteit, die de zorg is van de Natuurbalans, is gefundeerd in de basale relatie tussen het abiotische milieu en de primaire producenten, de vegetatie.

De centrale vraag die in het kader van prognoses rond het gekozen thema beantwoord moet worden, luidt dan ook: "Wat zijn de effecten van veranderingen in milieukwaliteit op de soortensamenstelling van terrestrische vegetaties".

Gezien de complexiteit van de prognose (vele factoren, vele soorten) en de landelijke schaal waarop uitspraken worden gewenst, ligt het gebruik van een voorspellend model voor de hand. Kritisch voor de kwaliteit van een dergelijk model zijn de vooronderstellingen (par 3), de ingebrachte relaties tussen biotische en abiotische componenten (par 5) en de kwaliteit van de gebruikte gegevens (par 4).

### **3. Theoretisch kader**

Het paradigma dat ten grondslag ligt aan het SMART-MOVE-model is dat abiotische milieuomstandigheden bepalen of een plantensoort ergens voor kan komen en dat dit de potentiële nis is van deze soort. Een deel van deze potentiële nis wordt vervolgens niet gerealiseerd als gevolg van biotische interacties zoals concurrentie en plant-dierinteracties. In deze visie zou de soortensamenstelling van een bepaalde plek zijn te voorspellen mits we in voldoende detail de abiotische condities van de plek en de abiotische behoeften van de soorten zouden kennen. Daar bovenop komt een door biotische interacties gedreven fijnregeling die de potentiële paradox tussen slechts enkele belangrijke abiotische factoren (alle planten hebben behoefte aan water, licht en nutriënten) en de soms hoge soorten diversiteit (60 of meer soorten op één vierkante meter) moet verklaren. De uiteindelijke verwachting is onder het (a)biotische verklaringsmodel dat twee identieke plekken in principe ook een identieke soortensamenstelling zouden moeten hebben. In de praktijk komt het voorspellend vermogen van (a)biotisch gedreven voorspellingsmodellen niet veel verder dan het correct voorspellen van het voorkomen van een soort op basis van (a)biotische gegevens in 50% - 60% van de gevallen. Ook in de praktijk van het natuurherstel en -beheer blijft de gerealiseerde biodiversiteit vaak ruim achter bij de voorspelde/gewenste diversiteit waarbij het juist mis gaat bij het voorspellen van zeldzame of typische soorten.

De oplossing van dit probleem kan worden gezocht in verfijning van onze kennis van (a)biotische relaties door meer parameters tegelijk te bekijken en/of meer precisie per parameter te realiseren. Dit is de route die is gekozen in de ontwikkeling van de SMART-MOVE-model. Het alternatief is uit te gaan van een ander verklaringsmodel, waarbij niet de (a)biotische regulatie op de voorgrond treedt, maar de ruimtelijke beperkingen die plantensoorten hebben om ergens te komen en er zich ook te vestigen. Als rekening wordt gehouden met spatiële patronen en beperkt dispersievermogen, dan zal de soortensamenstelling zelfs op (a)biotisch identieke plekken nooit hetzelfde kunnen zijn. Dit tweede paradigma dat voortkomt uit inzichten uit de meta-populatietheorieën zou ertoe moeten leiden ook ruimtelijke relaties toe te voegen aan het MOVE-model en een koppeling tot stand te brengen van 3 modelcompartimenten: SMART, MOVE en LARCH. Een helder onderscheid van 2 typen regulatie van lokale biodiversiteit, namelijk regulatie o.i.v. (a)biotische processen en regulatie a.g.v. spatiële patronen, zou de voorspellende kracht van het MOVE-model kunnen vergroten. Dit draagt bij aan het onderscheiden van processen als verzuring, vermesting en verdroging en het ermee samenhangende en uitgebreid onderzochte

herstelbeheer van de (a)biotische processen t.o.v. de bij planten veel minder onderzochte processen van versnippering en extinctie en het daarmee samenhangende beheer van ruimtelijke inrichting en (her)introductie. Voor een goede introductie in de nieuwe inzichten in ruimtelijke effecten en de ermee gepaard gaande verschuiving in onze verklaringsmodellen zie S.P. Hubbell (1997) "A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forests and coral reefs". Coral Reefs 16, Suppl.: S9-S21.

Op basis van bovenstaande beschouwing lijkt het bijvoorbeeld niet verstandig om in het MOVE 3-model de fysisch-geografische regio - een spatiële parameter - op te nemen als verklarende variabele naast directe abiotische factoren als vochtgehalte, pH-afhankelijkheid en voedingstoestand van de bodem.

#### **4. De opzet van het model**

Op basis van het door RIVM ter beschikking gestelde materiaal kan worden vastgesteld dat het gehele model bestaat uit twee compartimenten: SMART 2 en MOVE 3. De feitelijke basis van beide modellen is besloten in interne rapporten (Kros et al., 1995, SC-DLO-rapport 95; Wiertz et al., 1992, RIN-rapport 92/24; Van Alkemade et al., 1996, RIVM-rapport; Van Alkemade et al., in prep.) die niet ter beschikking waren bij deze evaluatie. Echter, uit de aangereikte wetenschappelijke publicaties afgeleid van bovengenoemde rapporten en het RIVM-rapport 408657-002 (De Heer et al., 1999), kunnen voldoende gegevens worden gevonden voor een beoordeling van de gebruikte modellen.

Het SMART 2-model genereert op gridbasis 250 x 250 m gegevens over o.a. pH, stikstofbeschikbaarheid, gemiddelde grondwaterstand in de lente en  $Al^+$ -gehalte. De uitkomsten zijn geaggregeerd over 1 jaar en 1 x 1 km hokken, en gebaseerd op fundamentele biogeochemische omzettingen in de bodem, als functie van hydrologie, depositie, bodemtype en vegetatietype (3 bostypen, grasland en heide). De input wordt verkregen uit algemene modellen van hydrologie en depositie en uit bodem- en vegetatiekaarten.

Het MOVE 3-model genereert via multiple logistische regressie een voorspelling voor de kans op voorkomen van een soort gegeven een set van indirecte schatters van milieuomstandigheden (Ellenberg-getallen en verwante schatters), gebaseerd op een groot aantal beschrijvingen van soortensamenstellingen van gedefinieerde (kleine) oppervlakken (vegetatieopnamen). Deze vegetatieopnamen bepalen zowel de aan- of afwezigheid van een soort (de responsvariabele) als ook de milieuschatters (de verklarende variabelen) die gebaseerd zijn op de gemiddelde indicatiewaarde van de soorten aanwezig in de opname, waarvan een indicatiewaarde bekend is.

SMART 2 en MOVE 3 zijn aan elkaar gekoppeld middels de door SMART 2 gegenereerde milieuwaarden die als input gelden voor MOVE 3 om daaruit de kans op voorkomen van een plantensoort te berekenen.

Om SMART 2 werkelijk aan MOVE 3 te koppelen zijn twee kritische vragen te beantwoorden: Kloppen de door SMART 2 voorspelde waarden van milieuparameters met actuele metingen In welke mate zijn de in MOVE 3 gehanteerde indirecte milieuwaarden betrouwbare schatters van de werkelijke milieuwaarden.

Pas als beide modellen werkelijke milieuwaarden benaderen kan met hulp van SMART 2 een redelijke schatting worden gemaakt op de kans op voorkomen van plantensoorten in een bepaalde gridcel, en hoe deze kansen veranderen als de omstandigheden veranderen.

De uitkomsten van SMART 2 zijn met een aantal puntmetingen gecalibreerd voor de situatie in een dennenbos (Mol-Dijkstra et al., 1998) en de resultaten geven een redelijke overeenkomst



met de door SMART 2 voorspelde data, maar met forse modeloverschattingen voor pH en ammonium en onderschattingen voor sulfaat en aluminium, met name in de bovenste bodemlaag. Op voor planten belangrijke parameters blijven er dus substantiële afwijkingen. Dit is vooral van belang voor de pH omdat deze parameter ook als input wordt gebruikt bij het MOVE 3-deel van het model.

De relatie tussen Ellenberg-getallen en actuele meetwaarden is redelijk diepgaand uitgezocht (Ertsen et al., 1998). De nauwkeurigheid is het laagst voor het stikstofgetal dat bovendien niet correleert met actuele nitraat- of ammoniumwaarden, maar wel met "standing crop". De beste relatie is er voor het zoutgetal en het actuele Cl-gehalte boven een basiswaarde van gemiddeld 1,7 voor het Ellenberg-getal. Dit indiceert dat de relatie actuele waarde - Ellenberg-waarde niet over het hele traject even sterk is en dit geldt bijv. ook voor het vochtgetal en over het hele traject ook duidelijk niet lineair en dit geldt bijv. ook voor de zuurgraad. Onnauwkeurigheid en non-lineariteit dragen beide bij aan het verzwakken van de mogelijkheid om Ellenberg-getallen te gebruiken als voorspellers van werkelijke milieukwaliteit.

In welke mate de beide bronnen van onzekerheid leiden tot onnauwkeurige voorspellingen is momenteel onderwerp van onderzoek bij het RIVM. Een goede methode hierbij zijn gevoeligheidsanalyses zoals gehanteerd bij het zoeken van de "dominant stress factor" (Van Alkemade et al., 1998) omdat dit kan leiden tot een hogere efficiëntie in het bijstellen van onnauwkeurigheden. Dit dient dan wel per soort te worden geëvalueerd.

Tot slot: het SMART 2-model is spatieel expliciet op een schaal van 250 x 250 m. Het MOVE 3-model berekent kans op voorkomen zonder ruimtelijke aanduiding. De actuele distributie van plantensoorten is in Nederland bekend op 1 x 1 km-schaal. Het zou interessant zijn de door SMART-MOVE voorspelde aanwezigheid van soorten te vergelijken met de actuele distributie. Die actuele distributie is bovendien een uitstekend uitgangspunt om de effecten van veranderingen in milieukwaliteit ook op die schaal te kunnen voorspellen.

## **5. Het parametriseren van het model**

Bij het beoordelen van de parametrisering van het SMART-MOVE-model zal de nadruk liggen op het MOVE 3-model.

Wat opvalt in het MOVE 3-model is de aard van de parameters, de mix van parameters in het model, de vooraf bepaalde beperkte set van interacties die worden meegenomen en het telkens toepassen van de volledige parameterset op iedere soort.

Wat betreft *de aard van de parameters* is al eerder opgemerkt dat zowel de respons variabele (kans op voorkomen van een soort) als de verklarende variabelen (gemiddelde Ellenberg-waarden) uit hetzelfde gegevensbestand zijn afgeleid. Dit is op zichzelf een riskante procedure die nauwkeurige en onafhankelijke validatie achteraf noodzakelijk maakt. Aan de gebruikte methode kleven dus duidelijke bezwaren. Een eerste punt van zorg is dat de diverse responscurven tegelijkertijd uit dezelfde dataset worden afgeleid. Als er een onderliggende structuur zit in de set van opnames die tot uiting komt in clustering van de Ellenberg-waarden, dan wordt deze structuur in iedere responscurve meegenomen. Het zou beter zijn geweest iedere responscurve uit een onafhankelijke steekproef te hebben afgeleid. Verder is het zo dat een gemiddeld Ellenberg-getal per opname soms op 2 en soms op 20 getallen is gebaseerd. Deze gewichtsverschillen in het gemiddelde en de spreiding rond het gemiddelde spelen geen rol in het opzetten van de responsiecurve. Tot slot zou een responsiecurve intern gevalideerd

kunnen worden door de curve af te leiden voor de helft van de data en te gebruiken om de aanwezigheid van soorten te voorspellen in de andere helft van de dataset.

De gebruikte parameters in het logistische responsiemodel zijn niet evenwaardig. Zo ligt aan de waarde van  $p_{f-zm}$  een complete separate regressieanalyse ten grondslag die nog onvoldoende is gevalideerd (waarden sommeren tot groter dan het maximum). Het gebruik van de vegetatiestructuurmaat als verklarende variabele naast abiotische procesparameters is niet logisch. Dit compartimenteert de vegetatiedata volgens de categorieën in SMART 2. Kennelijk zijn deze compartimenten nodig om goede input te verkrijgen voor het voorspellen van de abiotische kenmerken van bodems. Voor de relatie tussen bodemchemische waarden en Ellenberg-getallen is deze compartimentering niet nodig (zie Ertsen et al., 1998). Dat deze parameter toch bijdraagt aan een betere fit van het model zou kunnen wijzen op een covariantiestructuur in de data van Ellenberg-waarden per vegetatietype. Dit zou kunnen leiden tot steeds meer complexe verklaringmodellen. Voorts zijn er de fysisch-geografische regio's. Deze spatiële component leidt tot uitsluiting van een groot aantal vegetatieopnamen (het merendeel van 60.000 opnamen uit een oorspronkelijke dataset van ongeveer 170.000 opnamen). Er is geen enkele reden om aan te nemen waarom de uitgesloten opnamen niet kunnen worden gebruikt om bijv. vocht of zuur-gradgetallen mee af te leiden. Tot slot wordt onvoldoende beargumenteerd waarom slechts *4 tweeweg-interacties* worden gezien tussen *7* continue variabelen en waarom telkens *dezelfde set aan parameters* wordt gebruikt. Het zou interessant zijn uit te vinden wat toevoegen of weglaten van een parameter voor gevolgen heeft voor de kracht van de verklaring.

## **6. Conclusies en aanbevelingen**

Op de centrale vraag of het mogelijk is om met het SMART-MOVE-model te voorspellen welke veranderingen er zullen optreden in de soortensamenstelling van vegetaties als gevolg van veranderingen in milieuomstandigheden, moet het antwoord negatief zijn.

Hetgeen het SMART-MOVE-model wel kan doen is het voorspellen van de kans op aanwezigheid van 900 geselecteerde soorten onder bepaalde milieucondities, gemiddeld over 1 jaar en genomen over 250 x 250 m. Daarbij moet worden opgemerkt dat beide modelcompartimenten gebruik maken van indirecte schatters voor de onderliggende bodemchemische en plantenfysiologische processen. Het is onbekend of beide foutenbronnen elkaar versterken of deels opheffen.

Het SMART-MOVE-model is robuuster in vergelijkende scenariostudies en kan wel aangeven of veranderingen in milieufactoren leiden tot meer of minder stress voor aanwezige of geselecteerde plantensoorten.

Het SMART-MOVE-model is ook uitstekend bruikbaar voor het doen van gevoeligheidsanalyses die kunnen leiden tot uitspraken welke milieuparameter meer en welke minder van invloed zal zijn op de stress op plantensoorten als er kleine veranderingen optreden in de onderzochte parameter.

Het SMART-MOVE-model is niet in staat om de veranderingen in de tijd die worden berekend in het SMART-compartiment op basis van bodemchemische basisprocessen om te zetten in voorspellingen over de effecten van de berekende stress op het daadwerkelijk uitsterven van soorten en hun vervanging door andere soorten. Daarvoor is het MOVE-compartiment te correlatief en te retrospectief en ontbreekt de daarvoor noodzakelijke ruimtelijke component.

Een eerste stap zou kunnen zijn de soortensamenstelling van 1 x 1 km hokken te gebruiken als basis invoer voor het MOVE-model.

Tot slot zou het START/MOVE-model winnen aan diepgang als naast het modelleren van plant-bodemrelaties als basis voor het begrijpen van vegetatiedynamiek er ook aandacht zou komen voor een andere set van verklarende processen die samenhangen met de ruimtelijke verdeling van planten in het landschap. Een koppeling met het LARCH-model, geparametriseerd voor sessiele organismen zou een unieke kans bieden voor baanbrekende nieuwe modellen die daadwerkelijk in staat zijn veranderingen in soortensamenstelling te voorspellen.

# Natuurplanbureau-onderzoek



## Verschenen werkdocumenten in de reeks 'Planbureau - werk in uitvoering (per 1 november 2001)

### 1998

- 98/01 *Querner, E.P., Th.G.C. v.d. Heijden & J.W.J. v.d. Gaast.* Beschikbaarheid grond- en oppervlaktewater voor natuur. Nadere uitwerking en toepassing in Oost-Gelderland.
- 98/02 *Reijnen, R.* (samenstelling) Graadmeters biodiversiteit terrestrisch. Graadmeters bijzondere natuurkwaliteit terrestrisch t.b.v. de Natuurplanbureaufunctie en graadmeter ruimtelijke kwaliteit natuur voor Monitoring Kwaliteit Groene Ruimte (MKGR).
- 98/03 *Higler, L.W.G.* Graadmeters biodiversiteit aquatisch.
- 98/04 *Dijkstra, H.* Graadmeters voor landschapskwaliteit. Raamwerk en bouwstenen voor een kwaliteitsindex 2000+.
- 98/05 *Sprangers, J.T.C.M.* (red.) Graadmeters voor algemene natuurkwaliteit: een eerste verkenning.
- 98/06 *Nabuurs, G.J. & M.N. van Wijk.* Graadmeters voor de fysieke producten van bos.
- 98/07 *Buijs, A.E., J.F. Coeterier, P. Filius & M.B. Schöne.* Graadmeters sociaal draagvlak en beleving
- 98/08 *Neven, M.G.G. & E.E.M. Verbij.* Laten we wel zijn! Studie naar conceptualisering van natuurgerelateerd welzijn.
- 98/09 *Kuindersma, W.* (red.), *P Kersten & M. Pleijte.* Bestuurlijke graadmeters. Een inventarisatie van bestuurlijke graadmeters voor de Natuurverkenning 2001.
- 98/10 *Mulder, M., M. Klaassen & J. Vreke.* Economische graadmeters voor Natuur. Ontwikkeling raamwerk en aanzet tot invulling verdelingsgraadmeters.
- 98/11 *Smaalen, J.W.M., C. Schuiling, G.J. Carlier, J.D. Bulens & A.K. Bregt.* Handboek Generalisatie. Generaliseren ten behoeve van graadmeteronderzoek in het kader van Natuurplanbureaufunctie.
- 98/12 *Dammers, E. & H. Farjon.* Naar een nieuwe benadering voor de scenario's van de Natuurverkenningen 2001.
- 98/13 vervallen
- 98/14 *Hinssen, P.J.W.* Activiteiten in 1999 in toeleverende onderzoeksprogramma's. Inventarisatie van projecten en de betekenis van de resultaten daaruit voor producten van het Natuurplanbureau.
- 98/15 *Hinssen, P.J.W.* (samenstelling). Voorstudies Natuurbalans 99. Een inventarisatie van de haalbaarheid van een aantal onderwerpen.

### 1999

- 99/01 *Kuindersma, W.* (red). Realisatie EHS. Intern achtergronddocument bij de Natuurbalans 1999 voor de onderdelen Begrenzing en realisatie EHS, Strategische Groenprojecten, Landinrichting, Compensatiebeginsel en Bufferbeleid.
- 99/02 *Prins, A.H., T. van der Sluis en R.M.A. Wegman.* Begrenzing van beekdalen in de Ecologische hoofdstructuur.; De relatie met biodiversiteit van planten.
- 99/03 *Dijkstra, H.* Landschap in de natuurbalans 1999.
- 99/04 *Ligthart, S.* Bescherming van natuurgebieden, nationale en internationale instrumenten.; Intern achtergronddocument bij de Natuurbalans 1999.
- 99/05 *Higler, B & S. Semmekrot.* Verkennende studie graadmeter natuurwaarde laagveenwateren
- 99/06 *Neven, I. K. Volker & B. van de Ploeg.* Tussenrapportage van een exploratief onderzoek naar de indicering van het concept maatschappelijk draagvlak voor de natuur.
- 99/07 *Wijk, H. van & H. van Blitterswijk.* Achtergronddocument bij de Natuurbalans 1999.

- 99/08 *Kuindersma, W.* Beleidsevaluatie voor de Natuurbalans; Een handleiding voor medewerkers aan de Natuurbalans.
- 99/09 *Hinssen, P. J. Lujt & L. de Savornin Lohman.* Het meten van effectiviteit door het Natuurplanbureau; Enkele overwegingen.
- 99/10 *Koolstra, B.J.H., G.W.W. Wameling & V. Joosten.* Modelkoppeling en –aanpassing SMART/SUMO – LARCH; Modelkoppeling en aanpassing ten behoeve van integratie in de natuurplanner in het kader van het project Graadmeters Natuurwaarde Terrestrisch.
- 99/11 *Koolstra, B.J.H., R.J.F. Bugter, J.P. Chardon, C.J. Grashof, J.D. van Kuijk, R.M.G. Kwak, A.A. Mabelis, R. Pouwels & P.A.Slim.* Graadmeter natuurwaarde terrestrisch; Verslaglegging van de uitgevoerde werkzaamheden.
- 99/12 *Wijk, M.N. van, J.G.de Molenaar & J.J. de Jong.* Beheer als strategie; Een eerste aanzet tot ontwikkelen van een graadmeter beheer (tussenrapportage).
- 99/13 *Kuindersma, W. & M.Pleijte.* Naar nieuwe vormen van beleidsevaluatie voor het Natuurplanbureau?; Een overzicht van evaluatiemethoden en de toepasbaarheid daarvan.
- 99/14 *Kuindersma, W, M. Pleijte & M.L.A. Prüst.* Leemtes in de beleidsevaluatie natuurbalansen ingevuld?; Een verkenning van de mogelijkheden om enkele leemtes in het evaluatiedeel van de Natuurbalans op te vullen.
- 99/15 *Hinssen, P.J.W. & H. Dijkstra.* Onderbouwende programma's; de resultaten van 1999 en de plannen voor 2000. Inventarisatie van projecten en de betekenis van de resultaten daaruit voor producten van het Natuurplanbureau
- 99/16 *Mulder, M. Wijnen & E.Bos.* Uitgaven, kosten en baten van natuur; Inventarisatie van de rijksuitgave aan natuur, bos en landschap en toepassing van maatschappelijke kosten-batenanalyses bij natuurbeleidsverkenning.
- 99/17 *Kalkhoven, J.T.R., H.A.M. Meeuwssen & S.A.M. van Rooij.* Omzetting typologie Basiskaart Natuur 2020 naar typologie Begroeiingstypenkaart
- 99/18 *Schmidt, A.M., M. van Heusden & C.J. de Zeeuw.* Tussenresultaten project Informatielogistiek Natuurplanbureau
- 99/19 *Buijs, A.E., M.H. Jacobs, P.J.F.M. Verweij & S. de Vries.* Graadmeters beleving; theoretische uitwerking en validatie van het begrip 'afwisseling'
- 99/20 *Farjon, H. J.D. Bulens, M. van Eupen, K.Schotten & C. de Zeeuw.* Plangenerator voor natuur-scenario's; ontwerp en verkenning van de technische mogelijkheden van de Ruimtescanner
- 99/21 *Berg, A.E. van den.* Graadmeters beleving; Horizonvervuiling (in bewerking)

## 2000

- 00/01 *Sluis, Th. van der.* Natuur over de grens; functionele relaties tussen natuur in Nederland en natuurgebieden in grensregio's
- 00/02 *Goossen, C.M., F. Langers & S. de Vries.* Recreatie en geluidbelasting in 1995 en 2030; onderzoek voor Milieuverkenning 5
- 00/03 *Kelholt, H.J & B. Koole.* N-footprint 1980 – 1997, doorkijk 2030
- 00/04 *Broekmeyer, M.E.A., R.P.B. Foppen, L.W.G. Higler, F.J.J. Niewold, A.T.C. Bosveld, R.P.H. Snep, R.J.F. Bugter & C.C. Vos.* Semi-kwantitatieve beoordeling van effecten van milieu op natuur
- 00/05 *Broekmeyer, M.E.A. (samenstelling).* Stroom- en rekenschema's 1<sup>e</sup> fase VijNo thema natuur. Bijlagerapport voor de bouwsteen natuur en de indicatoren natuurkwaliteit, landschapskwaliteit en confrontatie recreatievraag en -aanbod
- 00/06 *Vegte, J.W. van de & E. Turnhout.* De maat van de natuur; een onderzoek naar waarderingsgrondslagen in graadmeters voor natuur
- 00/07 *Kuindersma, W., M.A. Hoogstra & E.E.M. Verbij.* Realisatie Ecologische Hoofdstructuur 2000. Achtergronddocument bij hoofdstuk 4 van de Natuurbalans 2000
- 00/08 *Kuindersma, W. & E.E.M. Verbij.* Realisatie van groen in de Randstad. Achtergronddocument bij hoofdstuk 9 van de Natuurbalans 2000

- 00/09 *Van Wijk, M.N., M.A. Hoogstra & E.E.M. Verbij.* Signalen over natuur en landschap. Achtergronddocument bij hoofdstuk 2 van de Natuurbalans 2000
- 00/10 *Van Wijk, M.N. & H. van Blitterswijk.* Evaluatie van het bosbeleid. Achtergronddocument bij hoofdstuk 5 van de Natuurbalans 2000
- 00/11 *Veeneklaas, F.R. & B. van der Ploeg.* Trendbreuken in de landbouw. Achtergrondrapport project VIJNO-toets van het Milieu- en Natuurplanbureau voor de Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening
- 00/12 *Schaminée, J.H.J. & N.A.C. Smits.* Kwantitatieve veranderingen in de vegetatie van drie biotopen (laagveenwateren, heide en schraalgraslanden) voor zeldzaamheid en voedselrijkdom over de periodes 1930-1950 (referentie), 1980-1990 en 1990-2000. Achtergronddocument bij de Natuurbalans 2000
- 00/13 *Willemen, J.P.M. & A.M. Schmidt.* Datacatalogus. Eerste inventarisatie van geo-data beschikbaar voor het Natuurplanbureau
- 00/14 *Klijn, J.A.* Landbouw, natuur en landschap in Nederland; een voorverkenning voor de Natuurverkenning 2
- 00/15 *Klijn, J.A.* Landschap in Natuurplanbureau-producten: een mental map en onderzoeksaanbevelingen
- 00/16 *Elbersen, B., R. Jongman, S. Múcher, B. Pedrolí & P. Smeets.* Internationale ruimtelijke strategie (in herdruk)
- 00/17 *Berends, H, E den Belder, N. Dankers & M.J. Schelhaas.* Een multidisciplinaire benadering van de gebruikswaarde van natuur; verkenning van een methode om ontwikkelingsopties voor (stukken) natuur te beoordelen

## **2001**

- 01/01 *Jansen, S. m.m.v. R. P.H. Snep, Y.R. Hoogeveen & C. M. Goossen.* Natuur in en om de stad
- 01/02 *Baveco, H., J.C.A.M. Bervaes & J. Vreke.* Advies over de ontwikkeling van modellen voor het Natuurplanbureau
- 01/03 *Zouwen, M. van der & J. van Tatenhove.* Implementatie van Europees natuurbeleid in Nederland
- 01/04 *Sanders, M.E. & A.H. Prins.* Provinciaal natuurbeleid: kwaliteitsdoelen voor de Ecologische Hoofdstructuur
- 01/05 *Reijnen, R. & R. van Oostenbrugge.* Wetenschappelijke review van SMART-MOVE. Onderdeel van het kern-instrumentarium van het Natuurplanbureau