

Technische Documentatie Modellen Raamwerk Ecologie

Herstructurering van het modelinstrumentarium voor integrale analyse van de ecologische effecten van milieumaatregelen, veranderend landgebruik en waterbeheer

**H.F. van Dobben
M. van Elswijk (SERC)
M.S. Grobбен
P. Groenendijk
H. Houweling
M.J.W. Jansen (CBW)
J.P. Mol-Dijkstra
A.J. Otjens
J.A. te Roller
E.P.A.G. Schouwenberg
G.W.W. Wamelink**

Alterra-rapport 549

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

REFERAAT

H.F. van Dobben, M. van Elswijk, M.S. Grobбен, P. Groenendijk, H. Houweling, M.J.W. Jansen, J.P. Mol-Dijkstra, A.J. Otjens, J.A. te Roller, E.P.A.G. Schouwenberg, G.W.W. Wamelink, 2002. *Technische Documentatie Modellen Raamwerk Ecologie; herstructurering van het modelinstrumentarium voor integrale analyse van de ecologische effecten van milieumaatregelen, veranderend landgebruik en waterbeheer*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 549. 104 blz. 12 fig.; 11 tab.; 38 ref.; 5 bijl.

In het Modellen Raamwerk Ecologie (MRE) zijn vier afzonderlijk ontwikkelde modellen (SWAP, SMART, SUMO, NTM) gekoppeld en van een centrale aansturing voorzien. Voor de uitwisseling en opslag van gegevens maken de modellen gebruik van een gemeenschappelijke database. Er is een module ontwikkeld voor gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse. De in- en uitvoer kan worden geregeld door middel van een grafische gebruikersinterface. De huidige versie maakt uitvoer mogelijk als tijdverloop van elke gewenste variabele per ruimtelijke eenheid. In een vervolgproject zal gewerkt worden aan geografisch expliciete in- en uitvoer.

Trefwoorden: water management eutrophication acidification nature conservation model

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 18,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 549. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

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

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

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

Inhoud

Woord vooraf	5
Samenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Leeswijzer	9
2 Het Raamwerk	11
2.1 Koppeling van modellen	11
2.2 Raamwerken	12
2.3 Model als rekenkern in een Framework	13
2.4 Implementatie als Dynamic Link Library	14
2.5 MRE als afgeleide van FIW	15
3 De database	17
3.1 Het datamodel	17
3.2 Codering van de databasegegevens	22
3.3 Het toevoegen van databasegegevens	23
4 De hydrologische module	25
4.1 Procesbeschrijvingen	25
4.1.1 Neerslag en verdampingstermen	26
4.1.2 Waterbalans van de bodem	28
4.2 Herkomst invoergegevens	29
5 De bodemmodule voor verzuring en nutriënten	31
6 De module voor biomassaontwikkeling en vegetatiestructuur	35
7 De module voor de waardering van natuurwaarde	39
7.1 NTM 39	
7.2 P2E 40	
8 De module voor gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse	43
8.1 Introduction	43
8.1.1 The model	43
8.1.2 Deterministic sensitivity analysis	43
8.1.3 Stochastic uncertainty and sensitivity analysis	44
8.1.4 Outline of contents	45
8.2 Definition of uncertainty contributions	45
8.2.1 MRE facilities for estimating uncertainty contributions	46
8.3 Generation of random samples	46
8.3.1 Introducing correlation into the input distribution	47
8.3.2 Restricted random sampling	47
8.4 Single-input sensitivity analysis	49
8.4.1 Deterministic one-at-a-time sensitivity analysis	49
8.4.2 Single-input stochastic sensitivity analysis	49
8.5 Stochastic sensitivity analysis for independent input groups	50

Literatuur	53
Bijlagen	
1 Beschrijving van de gebruikersinterface	57
2 Structure SWAP	75
3 Koppeling met de landelijke hydrologische database	81
4 Structure SMART	83
5 Structure SUMO	97

Woord vooraf

In 2000 is door de directie van Alterra opdracht gegeven tot de ontwikkeling van een Modellen Raamwerk Ecologie onder verantwoordelijkheid van de toenmalige werkgroep VERbetering ModelInstrumentarium. Financiering heeft plaats gevonden uit gelden voor Strategische Expertise Onderzoek.

Doel van het project was een herstructurering van het modelinstrumentarium voor integrale analyse van de ecologische effecten van milieumaatregelen, veranderend landgebruik en waterbeheer op regionale en nationale schaal. Met het project is een nieuwe concrete applicatie gerealiseerd van het in 1998 en 1999 ontwikkelde Framework Integraal Waterbeheer. Inhoudelijk wordt voortgebouwd op de GREINS projecten (Kemmers et al. 1997, Van Dobben et al. 2001), die in de periode 1995 - 2000 tot stand kwamen door intensieve samenwerking tussen onderzoekers van de toenmalige DLO instituten Staring Centrum en IBN.

De projectgroep bestond uit:

- P. Groenendijk (projectleider)
- H.F. van Dobben
- M.S. Grobben
- J. Kros
- J.P. Mol-Dijkstra
- A.J. Otjens
- E.P.A.G. Schouwenberg
- G.W.W. Wamelink

Parallel aan dit onderzoek is een opdracht gegeven voor de ontwikkeling van modules voor gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse binnen de Framework-omgeving. Doel hiervan was een set modules beschikbaar te hebben waarmee de analyses zoals uitgevoerd door Schouwenberg et al. (2000) op snelle en efficiënte wijze herhaald zouden kunnen worden en die bovendien de mogelijkheid zouden bieden tot onzekerheidsanalyse van veel meer aspecten dan tot nu toe is onderzocht. Dit onderzoek stond onder leiding van H. Houweling en is samen met M. van Elswijk (SERC) en M.J.W. Jansen (CBW) uitgevoerd.

Samenvatting

De ecologische modellen SWAP (hydrologie), SMART (bodemchemie), SUMO (vegetatiestructuur) en NTM (natuurwaarde) worden in combinatie gebruikt om effecten van milieuscenario's op natuurwaarden door te rekenen. In het verleden zijn deze modellen veelal op ad-hoc basis gekoppeld, waarbij gegevens via intermediaire ASCII bestanden worden uitgewisseld. Deze strategie heeft een aantal nadelen. Allereerst wordt door het grote aantal datastromen tussen de modellen, de modelketen erg gecompliceerd. Hierdoor worden aanpassingen bemoeilijkt, en is het opsporen van fouten lastig. Ten tweede kunnen fouten zich door de modelketen voortplanten en in de einduitkomst cumuleren, zonder dat er zicht is op de herkomst van deze fouten. Getracht is deze beide problemen te ondervangen door de afzonderlijke modellen als 'rekenkernen' in een raamwerk op te nemen, genaamd Modellen Raamwerk Ecologie (MRE). Hierbij zorgt het raamwerk voor de aansturing van deze rekenkernen, en worden alle (intermediaire) data in een centrale database opgeslagen. Deze structuur zorgt er voor dat op ieder moment inzicht in iedere variabele mogelijk is. Gebruik makend van deze eigenschap is een module toegevoegd die, op grond van kansverdelingen van invoervariabelen en modelparameters, een schatting maakt van de gevoeligheid van de uitkomst voor veranderingen in deze variabelen. Hierbij kan rekening gehouden worden met onderlinge correlatie tussen variabelen. Het geheel is voorzien van een grafische gebruikersinterface. In de huidige, nog verder te ontwikkelen, versie is uitvoer mogelijk als tijdsverloop per variabele onder verschillende scenario's en voor verschillende gridcellen. Geografisch expliciete uitvoer zal in een vervolgproject mogelijk gemaakt worden.

1 Inleiding

Herstructurering, koppeling en kwaliteitsverbetering van het modelinstrumentarium voor het schatten van ecologische effecten van landgebruiksveranderingen en milieumaatregelen werd begin 2000 nodig geacht omdat:

- De analyse van de ecologische effecten vraagt om integratie van kennis van de verschillende disciplines binnen Alterra;
- opdrachtgevers om een flexibel en onderhoudsvriendelijk modelinstrumentarium vragen dat efficiënte ontwikkeling van nieuwe modules faciliteert;
- In toenemende mate eisen worden gesteld aan de kwaliteit van het modelleninstrumentarium.

Een concreet resultaat van de al langer bestaande samenwerking tussen IBN en SC is de keten van modellen bestaande uit een bodemmodel voor droge gronden, een vegetatiesuccessie-model en een kennissysteem dat de natuurwaarde bepaalt (SMART/SUMO/NTM). Voor een bepaald deel van de markt is dit instrumentarium succesvol gebleken. De interactie tussen de modulen en de ruimtelijke databestanden was echter slechts provisorisch geregeld en voor de consolidatie en uitbreiding van het toepassingsgebied van deze keten was een redesign noodzakelijk. In 1998 en 1999 is gewerkt aan een Framework voor modelapplicaties in het integrale waterbeheer. De uitgewerkte architectuur en de ontwikkelde tools en rekenmodulen leenden zich goed om de hierboven genoemde herstructurering van de ecologische modelketen aan te pakken.

In het project is gebruik gemaakt van reeds bestaande modellen en gegevensbestanden. Dit project bouwt voort op het in 1998/1999 uitgevoerde project Frameworks Integraal Waterbeheer. Uit efficiency-overwegingen is geanticipeerd op de resultaten van lopende projecten die in 2002 nieuwe modulen en gegevensbestanden opleveren (grondwaterstroming en vereenvoudigde waterbalans onverzadigde zone). In de huidige versie van MRE is nog geen geografisch expliciete in- en uitvoer mogelijk, hoewel de structuur van de database hierop wel anticipeert.

Bij gebruik van modellen speelt de vraag naar de onzekerheid in de uitkomst een cruciale rol. Dit is zeker het geval bij ketens van gekoppelde modellen, waarbij fouten zicht door de keten kunnen voortplanten en in de einduitkomst kunnen cumuleren. Daarom is -parallel aan de ontwikkeling van het raamwerk- gewerkt aan de ontwikkeling van een module die een schatting kan maken van de onzekerheid in de modeluitkomst, en de gevoeligheid voor veranderingen in modelparameters. Deze module is thans standaard geïmplementeerd in MRE.

1.1 Leeswijzer

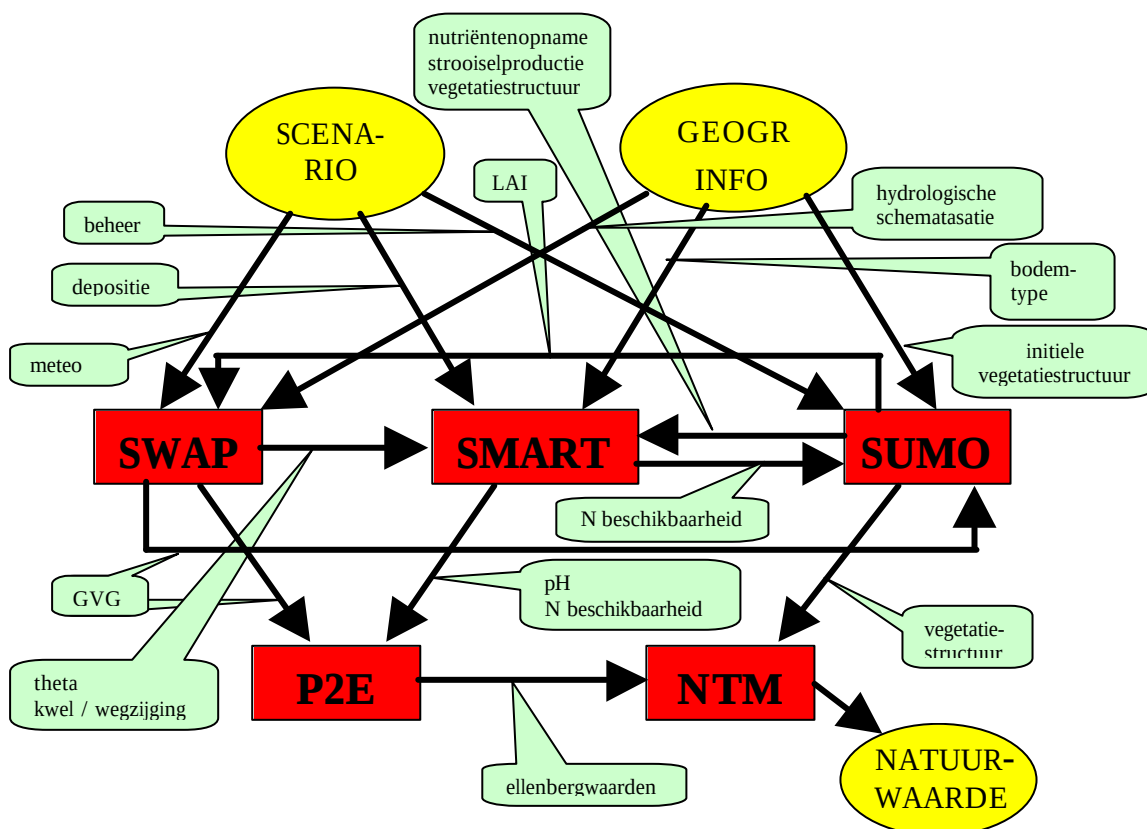
De basisprincipes van het raamwerk worden gegeven in hoofdstuk 2. De database speelt in het raamwerk een centrale rol; de structuur hiervan wordt toegelicht in

hoofdstuk 3. De hoofdstukken 4, 5, 6 en 7 geven een korte beschrijving van de rekenkernen voor resp. de hydrologie, de bodemchemie, de vegetatiestructuur en de natuurwaarde. Hoofdstuk 8 beschrijft de module voor onzekerheids- en gevoeligheidsanalyse. In bijlagen vindt men nadere technische details, en de gebruikershandleiding van de software.

2 Het Raamwerk

2.1 Koppeling van modellen

Evaluatie van voorgenomen beleid vereist effectvoorspelling gebaseerd op kwantitatieve gegevens. Ecologische effecten komen doorgaans tot stand via lange oorzaak - effect ketens (bij voorbeeld emissie → atmosfeer → depositie → bodem → vegetatie → biodiversiteit). Hierdoor is de doorwerking van beleid naar ecologie alleen te evalueren met gekoppelde modellen. In zo'n 'trein' van modellen beschrijft ieder model een deel van de processen uit deze keten, doorgaans voor een enkel compartiment bij voorbeeld atmosfeer, bodem, of vegetatie. Op Alterra wordt hiervoor al enige tijd de keten SMART - SUMO - P2E - NTM gebruikt, doorgaans met voorgeschakelde modellen voor atmosfeer en grondwater (zie bij voorbeeld Wameling et al. 1997, Schouwenberg et al. 2000, Van Dobben et al. 2001). Deze modellen zijn deels dynamische procesmodellen, deels statische modellen. In een aantal gevallen is het nodig terugkoppelingen tussen modellen in te bouwen. Figuur 1 geeft schematisch de samenhang tussen de modellen in een dergelijke keten.



Figuur 1 Schema van een ecologische modelketen. Rechthoek: model; ovaal: in/uitvoer; pijlen: datastromen

Hoewel deze benadering in een aantal gevallen met succes is toegepast, heeft zij ook nadelen. Deze betreffen vooral de complexiteit die optreedt wanneer een groot aantal modellen, met elk hun eigen in- en uitvoerformat, via intermediaire ASCII files en conversiestappen moeten communiceren. Deze complexiteit leidt weer tot een zekere starheid, omdat het tijdrovend is de structuur die zorgt voor de communicatie tussen de modellen aan te passen. Daarom is gezocht naar een meer generieke opzet van een systeem dat de koppeling tussen modellen tot stand brengt. Een dergelijke opzet is gevonden in de 'raamwerken', waarin de modellen via een centrale database met elkaar communiceren.

2.2 Raamwerken

Het Modellen Raamwerk Ecologie is afgeleid van het Standaard Raamwerk Water (Otjens et al. 1999). In dit raamwerk wordt een onderzoeksgebied gesimuleerd in termen van Modelelementen. Een modelelement is ofwel een Volume (een ruimtelijke eenheid) ofwel een Connector (een modelelement dat een verbinding vormt tussen twee volumes, zonder eigen ruimtelijke dimensie). Elk modelelement kan een aantal attributen bezitten. Een volume 'Bodemlaag' kan bijvoorbeeld de attributen dikte, grondsoort en vochtgehalte bezitten. MRE kan aan elk attribuut een waarde vragen, gegeven een bepaald tijdstip en een geldig tijdsinterval. Om deze waarde voor elk attribuut op een gegeven tijdstip te kunnen bepalen bezit elk attribuut een bepaalde rekenstrategie. Het Framework ondersteunt de volgende rekenstrategieën:

ConstantCalculation – een attribuutwaarde is een constante.

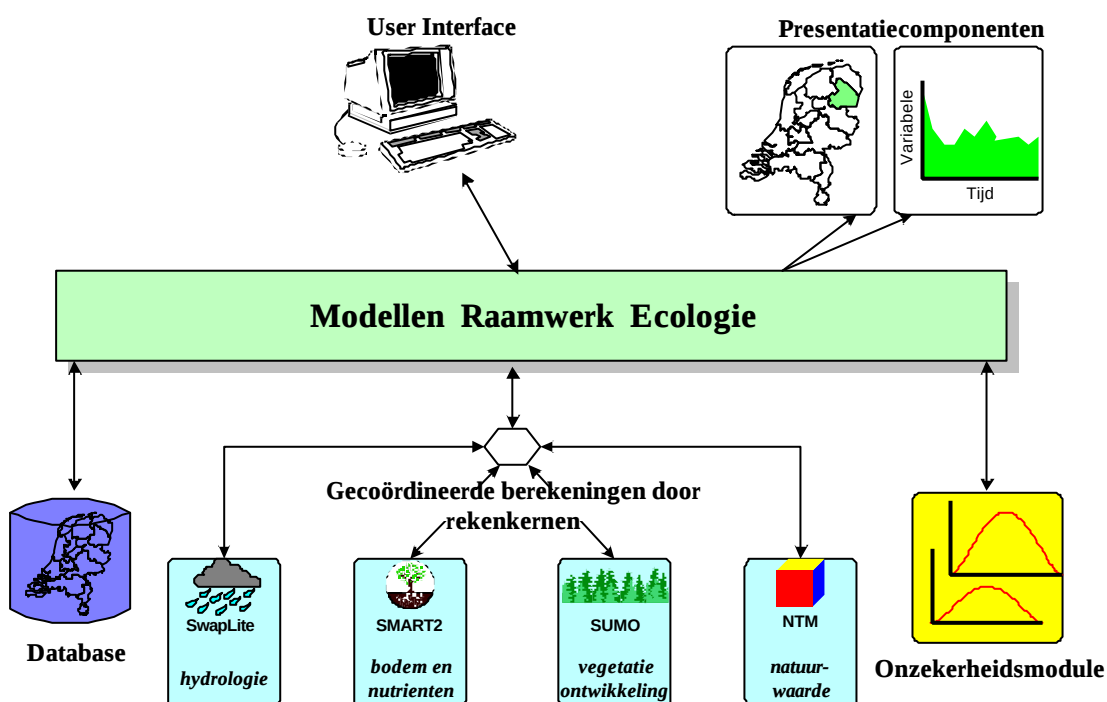
- Formula – een attribuutwaarde wordt bepaald door een formule. In deze formule kunnen als variabelen de tijd en andere attribuutwaarden worden opgenomen.
- LookupCalculation – een attribuutwaarde wordt verkregen uit een externe gegevensbron zoals een database of ASCII-bestand.
- ExpressionCalculation – een attribuutwaarde wordt gegeven als expressie in plaats van een waarde. Behandeling van deze rekenstrategie valt buiten het bestek van dit document.
- CoordinatedCalculation – het bepalen van een attribuutwaarde is complexer dan het geven van een constante of het berekenen van een formule. Deze rekenstrategie wordt toegepast indien bijvoorbeeld een attribuutwaarde wordt berekend door een model (al dan niet in de vorm van een DLL).

Een modelleur verbindt elk onderscheiden attribuut aan een van bovenstaande rekenstrategieën (in Framework: bronnen of sources). Als een bestaand simulatie-model gekoppeld wordt aan een Framework wordt een model geschikt gemaakt om binnen een CoordinatedCalculation toe te passen.

2.3 Model als rekenkern in een Framework

De belangrijkste consequentie van de hierboven beschreven plaats die modellen krijgen binnen MRE is dat een model gereduceerd wordt tot een rekenkern: een component om, gegeven een bepaald tijdstip en een tijdsinterval, een of meerdere attribuutwaarden te kunnen berekenen (Figuur 2). Een rekenkern ontvangt bij elke aanroep alle benodigde invoer van het framework. De rekenkern leest dus niet zelfstandig uit externe gegevensbronnen en onthoudt geen waarden voor eventuele volgende rekentijdstappen. Dit is een functionaliteit die door het framework wordt uitgevoerd. De berekende attribuutwaarden worden weer door het framework opgepakt. Deze kunnen dus niet door de rekenkern worden weggeschreven naar het scherm of een bestand/database (Figuur 3).

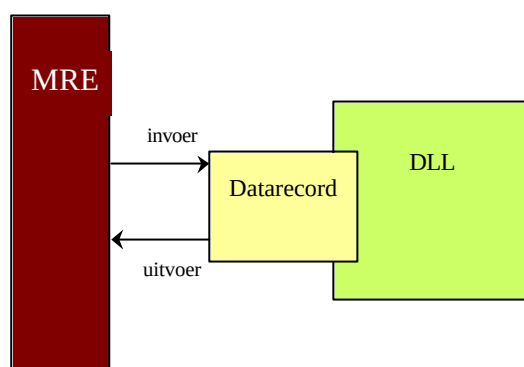
Bestaande simulatiemodellen bezitten vaak meer functionaliteit dan door het Framework wordt voorgeschreven. Vaak is een invoer-, uitvoer- en visualisatiefunctie opgenomen. Daarnaast werkt veel bestaande programmatuur met variabele-waarden die bewaard worden voor volgende rekentijdstappen. Het aanpassen van een bestaand model betekent dus dat 'ongewenste' functionaliteit wordt verwijderd en een structuur wordt gemaakt waarbij de rekenkern geen toestanden bewaart. De vereiste inspanning hiervoor is sterk afhankelijk van de mate waarin de programmatuur modulair is opgebouwd.



Figuur 2 Schema van het MRE

2.4 Implementatie als Dynamic Link Library

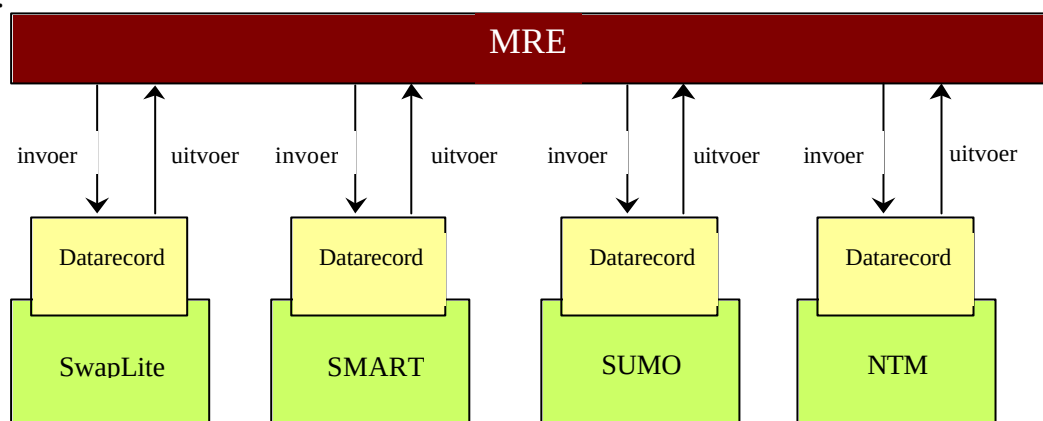
Een model in de vorm van een Dynamic Link Library (DLL) is een goed toepasbare vorm voor een rekenkern. Het model blijft hierbij een fysiek gescheiden onderdeel van de framework applicatie, hetgeen beheer en onderhoud van het model door de onderzoeker mogelijk maakt. Het gebruik van de DLL gebeurt voor de gebruiker geheel 'achter de schermen'. Er zijn dus geen 'Command prompt' windows zichtbaar tijdens de simulatie, wat bij Fortran executables bijvoorbeeld wel het geval is.



Figuur 3 Koppeling van een Framework en een DLL-rechenkern

Tijdens een simulatie zal het Framework van geselecteerde attributen de waarde voor elke rekentijdstap vragen. Attributen die als bron een DLL bezitten zullen dus elke rekentijdstap deze DLL benaderen. Hiervoor vult het Framework een datarecord (in Fortran een 'Structure') met alle vereiste invoer voor de DLL. Bij de aanroep van de DLL wordt het gevulde datarecord als argument meegegeven. De DLL moet vervolgens de berekende waarden terugplaatsen in het datarecord, waarna het Framework dit record kan uitlezen. Dit vullen en uitlezen van het datarecord wordt bij elke aanroep van de DLL uitgevoerd, dus elke rekentijdstap van het model (Figuur 3).

De bovenstaande constructie is binnen MRE voor de modellen SwapLite, SMART, SUMO en NTM uitgevoerd. Het datarecord boven elk model vormt de interface van dat model. Elk model gebruikt zijn eigen datarecord. Binnen MRE wordt dit als Delphi-record toegepast. Bij de aanroep van het model wordt dit automatisch doorgegeven als Fortran Structure (Figuur 4). Voor meer details omtrent de techniek wordt verwezen naar Otjens et al. (1999).



Figuur 4 Modelkoppeling binnen MRE

2.5 MRE als afgeleide van FIW

Bij de ontwikkeling van MRE is voortgebouwd op het Framework Integraal Waterbeheer (FIW; Otjens et al. 1999). Dit betekent onder andere dat het datamodel van MRE is overgenomen van FIW. In deze eerste versie van MRE zijn bepaalde functionaliteiten van FIW nog niet aanwezig. Dit geldt met name voor de geografisch expliciete in- en uitvoer. Ook worden sommige tabellen uit de FIW-database door MRE (nog) niet gebruikt. Verdere details hieromtrent worden gegeven in Hoofdstuk 3.

3 De database

3.1 Het datamodel

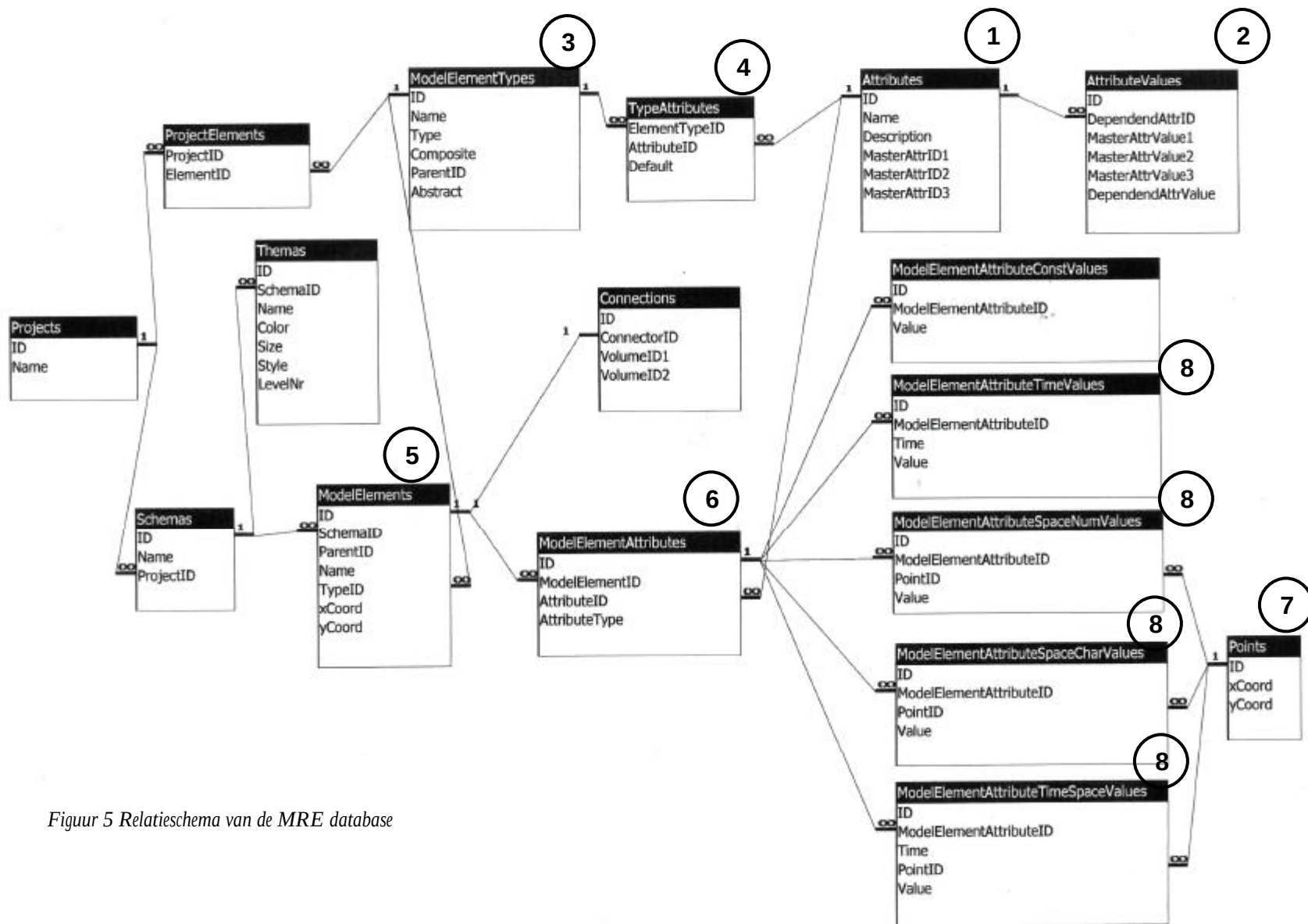
Het datamodel dat binnen MRE wordt toegepast heeft een zeer generieke vorm. Dit heeft als voordeel dat uitbreiding of aanpassing van MRE veelal geen gevolgen heeft voor het datamodel. Indien bijvoorbeeld een extra rekenkern aan MRE wordt toegevoegd is in principe geen aanpassing vereist. Een bepaalde configuratie van rekenkernen wordt binnen het datamodel als een *project* gezien. Een project kan voor meerdere gebieden worden toegepast. Een gebied is in het datamodel opgenomen als *schema*. Per schema kunnen kaartlagen toegekend worden. Omdat in de MRE applicatie gebruik gemaakt wordt van de ESRI GIS-viewer MapObjects kunnen alleen Shapefiles en bitmaps worden opgenomen als kaartlaag. Een kaartlaag is in het datamodel opgenomen als *thema*.

Het vastleggen van een project met bijbehorende gis-bestanden in de database bestaat uit de onderstaande stappen:

1. Definieer een project in tabel 'Projects'
Een project bestaat uit een ID en een naam. In het veld 'ID' dient een uniek nummer ingevuld te worden, het veld 'Name' bevat de naam van het project.
2. Definieer een of meerdere onderzoeksgebieden in de tabel 'Schemas'
Ook een schema bestaat uit een ID en een naam. In het veld 'ID' dient een uniek nummer ingevuld te worden, het veld 'Name' bevat de naam van het schema. Om de relatie tussen het schema en het bijbehorende project vast te leggen wordt het veld 'ProjectID' gevuld met het ID van het betreffende project.
3. Definieer per schema de bijbehorende GIS-bestanden in de tabel 'Themas'
In de tabel 'Themas' wordt uitgegaan van GIS-bestanden volgens het Shapfile formaat (vector). Per kaartlaag kan de naam van het bestand (veld 'Name'), de gebruikte symbolologie (kleur in veld 'Color', lijndikte in veld 'Size') en het kaartlaagnummer in veld 'LevelNr'. Op basis van dit LevelNr worden de GIS-bestanden ingelezen en gepresenteerd.

In Tabel 1 en Figuur 5 zijn de betreffende tabellen met onderlinge relaties weergegeven.

In het datamodel is de structuur waarmee het raamwerk gegevens uitwisselt tussen rekenkernen terug te vinden. Er wordt uitgegaan van basis-schematisatie elementen: Modelelementen. Deze elementen zijn ofwel een Volume ofwel een Connector (een verbinding tussen twee volumes). In de database dient per project vastgelegd te worden van welke modelementen gebruik gemaakt gaat worden. Allereerst wordt hierbij vastgelegd welke type elementen gebruikt worden. Hiervoor kunnen nieuwe types gedefinieerd worden, maar in de meeste gevallen zullen bestaande elementtypes gebruikt worden. Indien een nieuw type wordt vastgelegd, dient automatisch ook vastgelegd te worden welke eigenschappen bij dit type van toepassing zijn. Een type 'Perceel' zal bijvoorbeeld de eigenschappen 'Oppervlakte' en 'Bodemtype' bezitten. Een eigenschap (attribuut) kan gebruik maken van een standaard



Figuur 5 Relatieschema van de MRE database

initialisatie-waarde, of afgeleid worden van andere attributen. Deze informatie is ook in de database opgenomen.

MRE kent de volgende elementen: de Volumes Atmosphere, Vegetation, Plot (=bodem), Surfacewater, Groundwater; en de Connectoren AtmosphereVegetation-Connector, AtmospherePlotConnector, VegetationPlotConnector, PlotSurfacewater-Connector, en PlotGroundwaterConnector. Deze zijn terug te vinden in de tabel 'ModelElementTypes'. De bijbehorende attributen (feitelijk de toestandsvariabelen uit de rekenkernen) staan in de database in de tabel 'Attributes', en worden bovendien opgesomd in Appendices 2 (SWAP), 4 (SMART) en 5 (SUMO).

Tabel 1 Data-dictionary voor het project deel van de database

<i>Tabel</i>	<i>Veld</i>	<i>Omschrijving</i>
Project	ID	Unieke code van het project
	Name	Projectnaam
Schemas	ID	Unieke code voor het schema
	Name	Schemanaam
Themas	ProjectID	Verwijzing naar het project
	ID	Unieke code voor het thema
	Name	Shapefile-naam
	SchemaID	Verwijzing naar het schema
	Color	Kleur voor Shapefile objecten
	Size	Lijndikte van Shapefile objecten
	LevelNr	Orde van Shapefile binnen het schema

Voor het vastleggen van elementtypen met bijbehorende eigenschappen dienen de onderstaande stappen uitgevoerd te worden:

1. Definieer modelelement types per project
In de tabel 'ModelElementTypes' kan een bestaand element gekozen worden of een nieuw type toegevoegd worden. Bij het gebruik van een bestaand element wordt in de tabel 'ProjectElements' met behulp van ID's uit de tabellen 'Project' en 'ModelElementTypes' het gebruik gedefinieerd door het betreffende projectID en modelElementTypeID toe te voegen.
Bij definitie van een nieuw type moet daaraan voorafgaand een naam (veld 'Name') en een type (Volume of Connector, 'veld Type') vastgelegd te worden in de tabel 'ModelElementTypes'.
2. Definieer per element-type de bijbehorende attributen
In de tabel 'Attributes' kunnen per modelelement-type attributen worden gedefinieerd. Hiervoor wordt een naam (veld 'Name') en een beschrijving (veld 'Description') ingevuld. De informatie bij welk modelelement-type het attribuut hoort kan met behulp van verwijzende ID's worden vastgelegd in de tabel 'TypeAttributes' (deze is in de huidige versie van MRE niet gebruikt).

3. Definieer afhankelijkheden tussen attributen
Indien een attribuutwaarde moet worden afgeleid van andere attributen dient dit vastgelegd te worden in de tabel 'Attributes'. Hiervoor zijn de velden 'MasterAttrID1', 'MasterAttrID2' en 'MasterAttrID3' gereserveerd. Hiermee kunnen maximaal drie verwijzingen gemaakt worden naar andere attributen, welke eveneens in de tabel 'Attributes' zijn vastgelegd.
4. Definieer de waarden van de afhankelijke attributen als functie van de 'Master'attributen.
Deze waarden worden vastgelegd in de tabel 'AttributeValues' bij verschillende waarden van de (maximaal) drie 'Master'attributen uit de tabel 'Attributes'.
In Tabel 2 worden de relevante tabellen beschreven.

Tabel 2 Data-dictionary voor het Modelelement deel van de database

Tabel	Veld	Omschrijving
ModelElementType	ID	Unieke code van het modelelement-type
	Name	Naam van het modelelement-type
	Type	Binnen MRE 1 (Volume) of 2 (Connector) invullen
	Composite	Binnen MRE niet aanvinken
Attributes	ParentID	Binnen MRE 3 (SingleVolume) of 4 (SingleConnector) invullen
	Abstract	Binnen MRE niet aanvinken
	ID	Unieke code voor het attribuut
	Name	Naam van het attribuut-type
AttributeValues	Description	Beschrijving van het attribuut-type
	MasterAttrID1	Verwijzing naar afhankelijk attribuuttype
	MasterAttrID2	Verwijzing naar afhankelijk attribuuttype
	MasterAttrID3	Verwijzing naar afhankelijk attribuuttype
	-ID	Unieke code voor de attribuutwaarde
	DependendAttrID	Verwijzing naar het afhankelijke attribuut
	MasterAttrValue1	Waarde van het 'Master'attribuut
	MasterAttrValue2	Waarde van het 'Master'attribuut
	MasterAttrValue3	Waarde van het 'Master'attribuut
	DependendAttrValue	Waarde van het afhankelijke attribuut

Na vastlegging van een project, één of meerdere project-gebieden (schema's) en de schematisatie-elementen waarvan gebruik gemaakt wordt binnen het project, moet per schema vastgelegd worden wat de eigenschap-waarden zijn van de elementen, indien de (initiële) waarden van deze eigenschappen niet door een rekenkern worden berekend. Voor het toekennen van attribuutwaarden zijn de onderstaande mogelijkheden:

- Een (initiële) attribuutwaarde is een constante
- Een (initiële) attribuutwaarde is afhankelijk van de tijd
- Een (initiële) attribuutwaarde is afhankelijk van de locatie
- Een (initiële) attribuutwaarde is afhankelijk van de tijd en de locatie
- Een (initiële) attribuutwaarde is afhankelijk van de waarde van andere attributen

Voor het vastleggen van deze initiële waarden worden de onderstaande stappen uitgevoerd:

1. Maak een lijst van alle modelelementen
In de tabel 'ModelElements' kunnen alle elementen binnen de schematisatie opgenomen worden. Deze elementen zijn de volumes en connectoren die in iedere ruimtelijke eenheid (bij voorbeeld gridcel) terugkomen. Elk element heeft een naam (veld 'Name') en een type (veld 'typeID') dat overeen moet komen met een element uit de tabel 'ModelElementTypes'.
De samenhang tussen de modelelementen kan voor de gebruiker op het scherm zichtbaar gemaakt worden. Hiertoe moet aan elk modelelement een (scherm-) X- en Y-coördinaat voor deze 'schema viewer' worden toegekend.
2. Leg voor de connectoren in de tabel 'Connections' vast welke volumes zij verbinden.
3. Voeg de coördinaten van alle ruimtelijke eenheden (gridcellen) toe aan de database in de tabel 'Points'. Met behulp van deze tabel worden in de volgende stap attribuutwaarden locatiespecifiek toegekend.
4. Voeg alle initiële attribuutwaarden toe.
Voor alle onderscheiden attribuuttypen is een aparte tabel in de database opgenomen. In de tabel 'ModelElementAttributeConstValues' worden constante attribuutwaarden opgenomen. Voor tijd- en/of locatieafhankelijke attribuutwaarden zijn overeenkomstige tabellen opgenomen. Per attribuut en per modelelement worden initiële waarden in deze tabellen opgenomen.
5. De attribuutwaarden die afhankelijk zijn van andere attribuutwaarden zijn opgenomen in de tabel 'AttributeValues'.

De voor deze stappen relevante tabellen maken gebruik van de data-dictionary in Tabel 3.

Tabel 3 Data-dictionary voor het attribuut deel van de database

<i>Tabel</i>	<i>Veld</i>	<i>Omschrijving</i>
ModelElements	ID	Unieke code van het modelelement
	SchemaID	Verwijzing naar schema
	ParentID	Altijd 0 invullen MRE
	Name	Naam van modelelement
	TypeID	Verwijzing naar ModelElementType
	xCoord	x-coördinaat in de 'schema viewer'
	yCoord	y-coördinaat in de 'schema viewer'
ModelElementAttributes	ID	Unieke code
	ModelElementID	Verwijzing naar modelelement
	AttributeID	Verwijzing naar attribuuttype in tabel 'Attributes'
	AttributeType	Veld wordt binnen MRE niet gebruikt
Connections	ID	Unieke code van de connector
	ConnerctorID	Verwijzing naar

<i>Tabel</i>	<i>Veld</i>	<i>Omschrijving</i>
Points	VolumeID1	ModelElement Verwijzing naar Volume
	VolumeID1	Verwijzing naar Volume
	ID	Unieke code van het punt
	xCoord	x-coördinaat van het punt
	yCoord	y-coördinaat van het punt
ModelElementAttributeConstValues	ID	Unieke code
	ModelElementAttributeID	Verwijzing naar modelement via tabel ModelElementAttributes
ModelElementAttributeTimeValues	Value	Attribuutwaarde
	ID	Unieke code
	ModelElementAttributeID	Verwijzing naar modelement via tabel ModelElementAttributes
ModelElementAttributeTimeSpaceValues	Time	Verwijzing naar tijd
	Value	Attribuutwaarde
	ID	Unieke code
	ModelElementAttributeID	Verwijzing naar modelement via tabel ModelElementAttributes
	Time	Verwijzing naar tijd
ModelElementAttributeSpaceNumValues	PointID	Verwijzing naar punt
	Value	Attribuutwaarde
	ID	Unieke code
	ModelElementAttributeID	Verwijzing naar modelement via tabel ModelElementAttributes
	PointID	Verwijzing naar punt
ModelElementAttributeSpaceCharValues	Value	Attribuutwaarde
	ID	Unieke code
	ModelElementAttributeID	Verwijzing naar modelement via tabel ModelElementAttributes
	PointID	Verwijzing naar punt
	Value	Attribuutwaarde

3.2 Codering van de databasegegevens

De basiscodering van de attributen (tabel 'Attributes') wordt gegeven in Tabel 4. De code van het attributeID is gelijk gesteld aan het ModelElementAttributeID. De belangrijke attributes (masterattributes, waaraan één of meerdere afhankelijke [dependend] attributes gekoppeld zijn) hebben een ID-codering van xx00 tot xx10 gekregen. De SMART-attributen hebben een code van xx00 tot xx49, die van SUMO van xx50 tot xx99, tenzij dezelfde attributen ook door SMART gebruikt worden. In dat geval is de codering van SMART leidend.

Tabel 4 Codering van de gegevens

Compartiment	Codering
Atmosfeer	00xx
Water	10xx
Bodem	20xx
Vegetatie	30xx
Grondwater	21xx
Atmosfeer/bodem	02xx
Atmosfeer/vegetatie	03xx

De locatie-afhankelijke gegevens (ModelElementAttributeSpace...Values) hebben een uniek id. Dit is opgebouwd uit het attributeID in combinatie met een oplopend nummer: ididxxxxx, b.v. 203100001. De tijd- en locatie-afhankelijke gegevens (ModelElementAttributeTimeSpaceValues) van de depositiefiles hebben een complexe opbouw: hierbij wordt eerst een code toegekend voor de soort depositie (Tabel 5), daarna volgt het jaar waarvoor de depositie geldt en vervolgens weer een oplopend nummer. Dit resulteert in de volgende opbouw van de code: dyyyyxxxx. Bij voorbeeld code 119950001 betekent dat het gaat om de NH₃-depositie in 1995. Door alles volgens een standaard manier te coderen wordt het onderhoud van de database een stuk eenvoudiger, omdat de gegevens die bij alle attributes horen, snel terug te vinden zijn. Voor het coderen van de tijd- en locatie-afhankelijke gegevens zijn conversieprogramma's gebruikt. Het is de bedoeling dat deze programma's omgezet worden naar de Delphi-programmatuur, zodat het als één geheel opgeleverd kan worden.

Tabel 5 Codering tijd- en locatie-afhankelijke gegevens

Depositie	Code
NH ₃	1
NO _x	2
SO _x	3

3.3 Het toevoegen van databasegegevens

In paragraaf 3.1 is reeds grotendeels beschreven hoe de database gevuld moet worden. Indien er later nog gegevens toegevoegd moeten worden is het handig om dit in een specifieke volgorde te doen. Deze volgorde is met nummers aangegeven in Figuur 5. Door deze volgorde aan te houden, wordt voorkomen dat er onregelmatigheden in de database optreden. In principe zullen de geografische gegevens (punt 7) het eerst geladen moeten worden, maar bij een gevulde database kan worden volstaan met een controle. Tabel 4 en 6 zijn koppeltabellen en kunnen gevuld worden, na een controle van tabel 3 en 5 voor de juiste invoergegevens (resp. ModelElementTypes en ModelElements). Dit geldt eveneens voor punt 2 en 3 en punt 5, waar eerst het juiste modelelement gekozen moet worden om het te koppelen in de koppeltabel 6. Tenslotte kunnen de tijd-, locatie- of tijd- en locatie-afhankelijke waarden ingevuld worden (punt 8).

4 De hydrologische module

De hydrologische schematisering die eind 2000 beschikbaar is gekomen in het kader van het Stone-project is als landsdekkende (globale) hydrologische invoer gebruikt. Voor een specifieke regio bevat dit bestand de defaultwaarden voor het geval geen gebiedsspecifieke informatie beschikbaar is. In dit project is de landsdekkende hydrologische informatie verder bewerkt tot de afgeleide informatie nodig voor dit instrumentarium. De schematisering van de hydrologie en de bodem in het NPB-instrumentarium voor de landelijke schaal is zeer globaal van karakter. Voor de nattere systemen was het niet mogelijk de hydrologische interactie met het oppervlaktewater te beschrijven.

Binnen de MultiSwap-applicatie van het Framework Integraal Waterbeheer (Groenendijk et al. 1999) is het gedetailleerde Swap-model geïmplementeerd voor de beschrijving van de waterstroming in de bodem en het topsysteem. Eén van de kenmerken van het Swap-model is dat het gedetailleerd rekent en daarom lange rekentijden nodig heeft. Voor regionale toepassingen waarbij men interactief wil rekenen is het daardoor minder geschikt. Voor de ontwikkeling van het Modellen Raamwerk Ecologie is gekozen voor de inzet van een vereenvoudigd 1D waterstromingsmodel, SWAPLite, gebaseerd op de CAPSIM-module (Veldhuizen et al. 1998b).

4.1 Procesbeschrijvingen

De SwapLite-module voor de hydrologie in het Modellen Raamwerk Ecologie is gebaseerd op een combinatie de CAPSIM module (Veldhuizen et al. 1998b) en het SWAP-model (Van Dam et al., 1997). CAPSIM staat voor CAPsev (Wesseling, 1991) en SIMgro (Veldhuizen et al., 1998a). De neerslag- en verdampingstermen zijn ontleend aan SWAP en de waterbalans van de bodem is gebaseerd op de wijze waarop in SIMGRO de waterbalans voor de onverzadigde zone en de koppeling met de verzadigde zone wordt berekend. Hieraan is het concept voor de drainageafvoer volgens SWAP toegevoegd.

4.1.1 Neerslag en verdampingstermen

De opsplitsing van bruto neerslag in netto neerslag en interceptie vindt plaats volgens het concept in SWAP (Van Dam et al., 1997):

$$q_{int} = A LAI \left(1 - \frac{1}{1 + R_{gross} \frac{\min(1, \frac{LAI}{3})}{A LAI}} \right)$$

en

$$R_{nett} = R_{gross} - q_{int} \quad (\text{De gebruikte symbolen worden verklaard in Tabel 6})$$

Hierin is A een door de gebruiker in te voeren parameter. Voor de omrekening van ET_{ref} naar de potentiële evapotranspiratie wordt een gewasfactor a_{ET} gebruikt waarvan de waarde afhankelijk is van het vegetatietype en het tijdstip in het groeizeizoen.

$$ET_{pot} = a_{ET} ET_{ref}$$

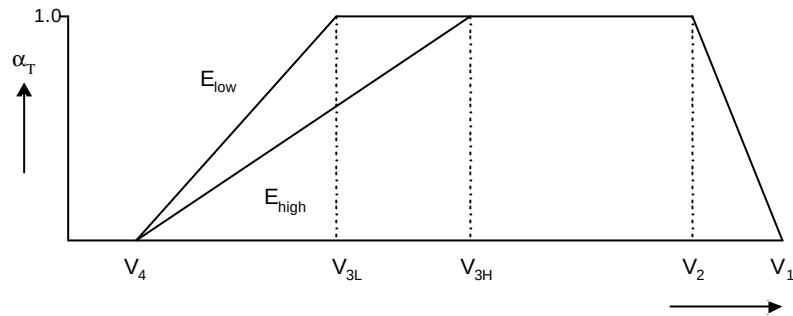
De partitie van potentiële evapotranspiratie in potentiële evaporatie en potentiële transpiratie geschiedt volgens:

$$E_{pot} = ET_{pot} \exp(-k_{dir} k_{dif} LAI)$$

en

$$T_{pot} = ET_{pot} - E_{pot}$$

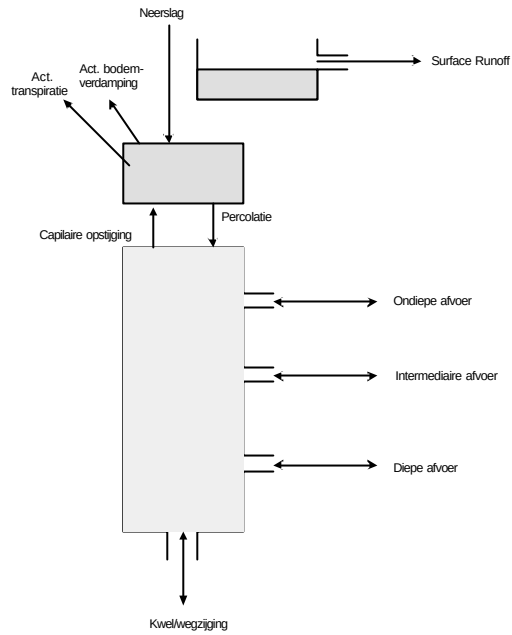
De berekening van de actuele bodemverdamping uit de potentiële verdamping geschiedt op gelijke wijze aan de berekening in het SWAP-model volgens het concept van Black (Van Dam et al., 1997). De actuele transpiratie wordt berekend volgens het SIMGRO-concept (Veldhuizen et al. 1998a). Hierin wordt de potentiële transpiratie gereduceerd door te vermenigvuldigen met een relatieve transpiratiefactor α_T . De waarde van α_T is afhankelijk van de vochtvoorraad in de wortelzone (Figuur 6). De drempelwaarden V_b , V_2 , V_{3L} , V_{3H} en V_4 zijn voor verschillende bodem-gewas combinaties overgenomen uit SIMGRO.



Figuur 6 De relatieve transpiratiefactor α_T als functie van de vochtvoorraad in de wortelzone (betekenis van de symbolen in Tabel 6).

Tabel 6 Betekenis van de symbolen bij de berekening van de waterbalans

Symbol	omschrijving	eenheid
R_{gross}	Bruto neerslag	m d^{-1}
R_{nett}	Netto neerslag	m d^{-1}
q_{int}	Interceptie	m d^{-1}
ET_{ref}	Referentie verdamping	m d^{-1}
ET_{pot}	Potentiele verdamping	m d^{-1}
E_{pot}	Potentiele bodemverdamping	m d^{-1}
T_{pot}	Potentiele transpiratie	m d^{-1}
E_{act}	Actuele bodemverdamping	m d^{-1}
T_{act}	Actuele transpiratie	m d^{-1}
a_{ET}	Gewasfactor	-
a_T	Relatieve transpiratiefactor	-
LAI	Leaf area index	-
k_{dir}	Extinctie coefficient voor direct zichtbaar licht	-
k_{dif}	Extinctie coefficient voor diffuus zichtbaar licht	-
A	Interceptie parameter	m d^{-1}
V_R	Vochtvoorraad in de wortelzone	m
V_4	Drempelwaarde van de vochtvoorraad waaronder geen transpiratie plaatsvindt	m
V_{3L}	Drempelwaarde van de vochtvoorraad waaronder reductie van de transpiratie plaatsvindt bij een lage waarde van $E_{\text{pot}} + T_{\text{pot}} \leq 1 \text{ mm d}^{-1}$	m
V_{3H}	Drempelwaarde van de vochtvoorraad waaronder reductie van de transpiratie plaatsvindt bij een hoge waarde van $E_{\text{pot}} + T_{\text{pot}} \geq 5 \text{ mm d}^{-1}$	m
V_2	Drempelwaarde van de vochtvoorraad waar boven reductie van de transpiratie optreedt door natschade	m
V_1	Vochtvoorraad bij verzadiging	m



Figuur 7 Schematisering van de bodem in drie lagen in het SwapLite-concept.

4.1.2 Waterbalans van de bodem

Het concept onderscheidt vier verschillende oplossingen voor de waterbalans. De keuze voor een bepaalde oplossing wordt gemaakt aan de hand van de diepte van de grondwaterstand gedurende een tijdstap. De bodem wordt geschematiseerd in drie lagen (Figuur 7).

Als de grondwaterstand zich boven maaiveld bevindt wordt de waterbalans van de laag boven maaiveld als volgt geschreven:

$$m_0 \frac{dGwl(t)}{dt} = -R_{nett} + Epot + \sum_{i=1}^{n_{dr}} l_i \frac{p_i - Gwl(t)}{c_{dr,i}} + \frac{f_1 - k Gwl(t)}{c_1}$$

bij een grondwaterstand in de wortelzone luidt de waterbalans van de wortelzone:

$$m_1 \frac{dGwl(t)}{dt} = -R_{nett} + E_{act} + T_{act} + \sum_{i=1}^{n_{dr}} l_i \frac{p_i - \overline{Gwl}}{c_{dr,i}} + \frac{f_1 - k \overline{Gwl}}{c_1}$$

bij een grondwaterstand onder de wortelzone, maar een vochtinhoud van de wortelzone boven het evenwichtsgehalte wordt de waterbalans van de derde laag geschreven als:

$$m_2 \frac{dGwl(t)}{dt} = -\frac{\overline{V_R} - V_{eq}}{\Delta t} + \sum_{i=1}^{n_{dr}} l_i \frac{p_i - Gwl(t)}{c_{dr,i}} + \frac{f_1 - k Gwl(t)}{c_1}$$

en als de vochtinhoud van de wortelzone kleiner is dan het evenwichtsvochtgehalte:

$$m_2 \frac{dGwl(t)}{dt} = -q_{cap} + \sum_{i=1}^{n_{dr}} l_i \frac{p_i - Gwl(t)}{c_{dr,i}} + \frac{f_1 - k Gwl(t)}{c_1}$$

De betekenis van de symbolen wordt gegeven in Tabellen 6 en 7.

Tabel 7 Betekenis van de symbolen gebruikt bij de berekening van de hydrologie

Symbol	omschrijving	eenheid
Gwl	Diepte van de grondwaterstand onder maaiveld	m
Gwl	Gemiddelde diepte van de grondwaterstand onder maaiveld gedurende een tijdstap	m
V_{eq}	Evenwichtsvochtvoorraad van de wortelzone	m
q_{cap}	Capillaire flux	m d ⁻¹
p_i	Diepte tov maaiveld van drainageniveau van ontwateringssysteem i	m
c_1	Verticale weerstand tussen freatisch niveau en diep grondwater	d
$c_{dr,i}$	Drainage weerstand van ontwateringssysteem i	d
f_1	Diepte van stijghoogte diep grondwater tov maaiveld	m
m_0, m_1, m_2	Bergingscoëfficiënt van resp. eerste, tweede en derde laag	-
l	Parameter die aangeeft of drainage, infiltratie of beiden kunnen plaatsvinden	-
k	Parameter die aangeeft of sprake is van een Cauchy-randvoorwaarde $\kappa=1$ of met een Neuman-randvoorwaarde $\kappa=0$	-

In het Simgro-concept worden de parameters V_{eq} , q_{cap} en m_2 bepaald als functie van de grondwaterstand. SwapLite bevat tabellen waarin waarden zijn opgeslagen van deze parameters. Gedurende een run wordt met behulp van deze tabel een lineaire vergelijking voor V_{eq} , q_{cap} en m_2 bepaald als functie van de grondwaterstand. De bergingscoëfficiënt m_1 wordt afgeleid uit de relatie tussen evenwichtsvochtvoorraad in de wortelzone en grondwaterstand:

$$m_1 = -\frac{\Delta V_{eq}}{\Delta Gwl}$$

Aan de percolatie berekend volgens $(\bar{V}_R - V_{eq})/\Delta t$ wordt een bovengrens gesteld. Deze bovengrens dient door de gebruiker gespecificeerd te worden in de database.

4.2 Herkomst invoergegevens

Voor de parametrisatie wordt gebruik gemaakt van de landelijke schematisering ontwikkeld in het kader van STONE door de werkgroep Consensushydrologie (Kroes et al. 1999, Kroes et al. 2001, Massop et al. 2000). In deze schematisering is Nederland opgedeeld in meer dan 6400 unieke eenheden voor wat betreft de hydrologische kenmerken. In deze schematisering is informatie over kwel/weg-zijging, landschapstype, geohydrologische opbouw van de ondergrond, de relatie met het oppervlaktewater en drainage verwerkt. Voor alle rastercellen van 500x500m is een toewijzing naar een van de ruim 6400 unieke eenheden gemaakt. Aangezien het gridbestand voor SMART2 en SUMO uit rastercellen van 250x250 m zijn de

500x500m cellen van de hydrologische schematisering in vieren gedeeld. Aan de genoemde landelijke hydrologische schematisering kon eveneens een verwijzing naar een van de 15 meteorologische hoofdstations worden ontleend. De meteorologie uit de genoemde studie is voorlopig als dummy in de database verwerkt, in afwachting van een structurele regeling voor meteo-cijfers voor geheel Alterra. Tabel 8 geeft een overzicht van de herkomst van de hydrologische invoergegevens. Bijlage 3 geeft details omtrent de koppeling met de landelijke hydrologische database.

Tabel 8 Herkomst van invoergegevens voor de hydrologische module. Voor een omschrijving van de variabelen zie Bijlage 2.

<i>Input variabele in het interface</i>	<i>Herkomst van gegevens</i>
IOLandUse	Schematisering SMART
IOSoilCodeHydro	Landelijke hydrologische schematisering
IOJaar	Aangestuurd door het Modellenraamwerk
IOSwDra(0:MaxDr)	Afgeleid van landelijke hydrologische schematisering
IOSwInf(0:MaxDr)	Afgeleid van landelijke hydrologische schematisering
IOSwFlPot(0:MaxDr)	Afgeleid van landelijke hydrologische schematisering
Iondrain	Afgeleid van landelijke hydrologische schematisering
IORootD	Schematisering SMART
IOEactstandard	Schematisering SMART
IOIntceptpar	Door gebruiker in te stellen
IORGross(366)	Database; dummy afkomstig van landelijke hydrologie
IOETref(366)	Database; dummy afkomstig van landelijke hydrologie
IOLAI(366)	Berekend door SUMO
IOlevel_dr(0:MaxDr)	Afgeleid van landelijke hydrologische schematisering
Ioresist_dr(0:MaxDr)	Afgeleid van landelijke hydrologische schematisering
Iosinlev0(3)	Afgeleid van landelijke hydrologische schematisering
IOPerMax	Door gebruiker in te stellen
IOV1old	resultaat vorige rekenperiode
IOGwlold	resultaat vorige rekenperiode

5 De bodemmodule voor verzuring en nutriënten

SMART2 is ontwikkeld om effecten van beleidsmaatregelen (o.a. atmosferische depositiescenario's) op abiotische factoren in natuurlijke ecosystemen te kwantificeren (Kros et al. 1995, Kros 1998). SMART2 is een uitbreiding van het bodemverzuuringsmodel SMART (De Vries et al. 1989). Ten opzichte van SMART is een volledige nutriëntencyclus toegevoegd, hetgeen betekent dat in SMART2 ook terugkoppeling met de strooiselproductie plaatsvindt. Bovendien is de modellering van kwel toegevoegd. Hieronder volgt een beschrijving van de processen die in SMART2 worden beschreven. Bijlage 4 geeft de interface (structure) van SMART2.

SMART2 bestaat uit een set van massabalansvergelijkingen, welke de input-output-relaties van een bodemcompartiment beschrijven, en een set van vergelijkingen voor de beschrijving van de snelheids- en evenwichtsprocessen in de bodem. Het model bevat alle macro-elementen uit de ladingsbalans. Na^+ en Cl^- zijn slechts aanwezig als indifferente ionen en zitten alleen in de ladingsbalans. Omdat het model toepasbaar moet zijn op nationale schaal worden processen op een eenvoudige manier beschreven (Kros 1998). Tabel 9 geeft een overzicht van de in SMART beschreven processen.

De netto elementinput bestaat uit atmosferische depositie (waarbij rekening gehouden wordt met kronendakinteractie) en uit en kwel. Verder wordt de bodemchemie beïnvloed door nutriëntencyclus-processen en de geochemische interacties in de bodem en bodemoplossing (CO_2 -evenwichten, carbonaatverwerking, silicaatverwerking, oplossing van Al-hydroxides en kationenomwisseling). De volgende processen zijn niet meegenomen:

- N-fixatie en NH_4^+ -adsorptie
- opname, immobilisatie en reductie van SO_4^{2-}
- complexatie van Al^{3+} met OH^- , SO_4^{2-} en RCOO^-

In SMART2, zónder SUMO, zijn de interacties tussen bodemoplossing en vegetatie niet meegenomen. Groei en strooiselproductie zijn opgelegd via een lineaire of logistische groeicurve. Nutriëntenopname wordt slechts beperkt wanneer er sprake is van een tekort in de bodemoplossing. In SMART2-SUMO1 is de opgelegde groeicurve vervangen door SUMO en is er interactie tussen de N-beschikbaarheid en N-opname, vegetatieontwikkeling en strooiselproductie (Wamelink et al. 2000a).

Het bodemorganisch materiaal wordt verdeeld over de minerale laag en de strooisellaag. Het organisch materiaal in de minerale laag wordt niet afgebroken en wordt alleen gebruikt om de C/N-verhouding te berekenen t.b.v. immobilisatie. Het organisch materiaal in de strooisellaag wordt verdeeld in een makkelijk afbreekbaar deel (vers strooisel) en in een langzaam afbreekbaar deel (oud strooisel). De afbraak van vers strooisel wordt berekend als een fractie van de strooiselproductie. Vers strooisel dat niet in het eerste jaar wordt afgebroken gaat naar de oud-strooiselpool,

welke afbreekt met een 1e-orde reactie. Dood hout komt niet in het bodemorganisch materiaal terecht en wordt in het model verder buiten beschouwing gelaten.

Bodem- en bodemoplossinginteracties zijn óf met een eenvoudige snelheidsreactie (bijv. silicaatverwerking) óf door evenwichtsreacties (bijv. carbonaat- en Al-hydroxideverwerking en kationenomwisseling) beschreven. Beïnvloeding van deze processen door omgevingsfactoren, zoals verwerking en kationenomwisseling door de pH, zijn buiten beschouwing gelaten. Stoftransport is beschreven onder de aanname dat er volledige menging optreedt en dat het bodemcompartiment homogeen is met een vaste laagdikte en dichtheid. Omdat SMART2 een éénlagig model is, wordt de verticale heterogeniteit verwaarloosd en hebben de voorspelde bodemvochtconcentraties betrekking op het water dat de wortelzone verlaat. De jaarlijkse watertoevoer is gelijk aan de neerslag, welke als modelinput wordt opgelegd. De tijdstap van het model is een jaar; seizoensvariabiliteit wordt niet meegenomen. Voor een uitgebreide onderbouwing van bovenstaande aannamen en vereenvoudigingen wordt verwezen naar De Vries et al. (1989).

In SMART2 worden 7 bodemtypen en 5 vegetatiestructuurtypen onderscheiden. De bodemtypen zijn:

- SP : arm zand (sand poor)
- SR : rijk zand (sand rich)
- SC : kalkrijk zand (sand calcareous)
- CN: kalkloze klei (clay non-calcareous)
- CC : kalkrijke klei (clay calcareous)
- LN: löss (loess non-calcareous)
- PN: veen (peat non-calcareous)

De vegetatiestructuurtypen zijn:

- DEC : loofbos (deciduous forest)
- PIN : licht naaldbos (pine forest)
- SPR : donker naaldbos (spruce forest)
- HEA : heide (heather)
- GRP : onbemest grasland (nutrient-poor grassland)

De invoerparameters voor SMART2 zijn gekoppeld aan bodemtype, vegetatiestructuurtype of aan een combinatie van beide. In regionale toepassingen worden altijd de nominale waarden gehanteerd. Dit zijn per bodem- en vegetatietype gemiddelde waarden die zijn afgeleid van een grote set meetgegevens over heel Nederland (de Vries & Leeters 1994, Klap et al. 1997). Bij een toepassing op puntniveau kunnen plaatsspecifieke waarden worden gebruikt. In SMART2 zonder SUMO worden vegetatieafhankelijke parameters gekoppeld aan het aanwezige (en gelijkblijvende) vegetatiestructuurtype gedurende de gehele simulatierun.

Tabel 9 Processen en procesbeschrijving in het model SMART2

Proces	Ion	Procesbeschrijving
<i>Input</i>		
Totale depositie	SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , BC ²⁺ 1), Na ⁺ , K ⁺	Input
Kwel	SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , BC ²⁺ 1), Na ⁺ , K ⁺	Input
<i>Snelheidsreacties</i>		
Bladopname	NH ₄ ⁺	Lineair evenredig met de totale depositie
Bladuitloging	BC ²⁺ , K ⁺	Gelijk aan bladopname
Bladval	BC ²⁺ , K ⁺ , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻	Lineaire of logistische groeicurve
Wortelsterfte	BC ²⁺ , K ⁺ , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻	Lineair evenredig met de strooiselproductie
Mineralisatie	BC ²⁺ , K ⁺ , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻	1 ^e -orde-reactie en functie van pH, GVG en C/N-ratio
N-immobilisatie	NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻	Evenredig met de N-depositie en een functie van de C/N-ratio
Groeiopname	BC ²⁺ , K ⁺ , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻	Lineaire of logistische groeicurve
Nitrificatie	NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻	Evenredig met de netto-NH ₄ ⁺ -input en een functie van de pH, GVG en C/N-ratio
Denitrificatie	NO ₃ ⁻	Evenredig met de netto NO ₃ ⁻ -input en een functie van de pH, GVG en C/N-ratio
Silicaatverwerking	Al ³⁺ , BC ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺	0 ^e -orde-reactie
<i>Evenwichtsreacties</i>		
Dissociatie/associatie	HCO ₃ ⁻	CO ₂ -evenwicht
Carbonaatverwerking	BC ²⁺	Carbonaatevenwicht
Al-hydroxide-verwerking	Al ³⁺	Gibbsietevenwicht
Kationenomwisseling	H ⁺ 2), Al ³⁺ , BC ²⁺	Gaines-Thomasvergelijking
Sulfaatsorptie	H ⁺ , SO ₄ ²⁻	Langmuirvergelijking

1) BC²⁺ staat voor divalente basische kationen (Ca²⁺, Mg²⁺)

2) H⁺ wordt impliciet, via de ladingsbalans, door alle processen beïnvloed.

6 De module voor biomassaontwikkeling en vegetatiestructuur

SUMO beschrijft de nutriëntenopname, biomassagroei en de successie van de vegetatie in relatie tot nutriëntenbeschikbaarheid en andere standplaatsfactoren, inclusief het beheer. In het kader van het NPB-instrumentarium zijn SMART2 en SUMO2 als gekoppelde modellen toegepast. Binnen dit project is de verdere herstructurering van deze koppeling voorzien om SUMO meer generiek koppelbaar te maken aan andere modellen. Bijlage 5 geeft de interface (structure) van SUMO.

In 1998 is door het voormalige IBN-DLO (nu Alterra), in samenwerking met de Wageningen Universiteit en het RIVM, begonnen met de ontwikkeling van SUMO1 (Wamelink et al., 2000a). Het model is oorspronkelijk ontwikkeld als uitbreiding van SMART2 en is bedoeld om:

1. De met vegetatieontwikkeling samenhangende processen beter te simuleren dan in SMART2 gebeurde;
2. De invloed van beheer op de vegetatie te simuleren;
3. Terugkoppeling van de vegetatieontwikkeling (successie) naar de bodem mogelijk te maken;
4. De vegetatiestructuur te simuleren ten behoeve van biodiversiteitsmodellen zoals NTM, MOVE en LARCH.

SUMO2 is een uitbreiding van SUMO1. SUMO2 bevat een module om het bosbeheer te simuleren (Wamelink et al. 2000b) en een module om het effect van begrazing te simuleren (Wamelink et al. 2001). Bovendien is de formulering van lichtconcurrentie in SUMO2 wat verfijnd ten opzichte van SUMO1. In de huidige versie van MRE is SUMO1 geïmplementeerd. De drijvende kracht in SUMO is de biomassaontwikkeling. Biomassagroei wordt voorspeld op basis van stikstofbeschikbaarheid, lichtbeschikbaarheid, grondwaterstand en beheer. In SUMO beconcurreren vijf functionele typen elkaar om stikstof en licht. De groei kan bovendien worden beperkt door een lage grondwaterstand en door het beheer. De vijf functionele typen zijn: climaxbomen, pionierbomen, struiken, dwergstruiken, en kruiden (inclusief grassen). Voor elk type worden drie organen gesimuleerd: wortels, houtige niet fotosynthetiserende delen, en bladeren. De vijf functionele typen onderscheiden zich onder andere van elkaar in de manier waarop nieuwe biomassa over de organen wordt verdeeld en welk deel van de organen per jaar afsterft.

De concurrentie om licht tussen de typen vindt plaats op basis van de lengte (de hoogste vangt eerst licht) en de bladbiomassa (hoe meer bladbiomassa, hoe meer licht er wordt onderschept). Lichtonderschepping wordt gesimuleerd middels een eenvoudige extinctie relatie:

$$I_{i+1} = I_i \times \left[1 - \exp(-k_{l,i} \times Bm_{l,i}) \right] \quad (\text{de gebruikte symbolen worden verklaard in Tabel 10})$$

Om de volgorde te bepalen waarin de functionele typen licht onderscheppen wordt de lengte gesimuleerd; hiertoe wordt de jaarlijkse hoogtegroeï bepaald in afhankelijkheid van de biomassetoename volgens:

$$\Delta H_i = H_{\max,i} \times [1 - (1 - C_i)^{AGE}]$$

waarbij $H_{\max}$ en C afhankelijk zijn van de biomassetoename [$C \approx$ (hoogtegroeï per jaar) / $H_{\max}$]. Voor de bomen worden $H_{\max}$ en C per boomsoort bepaald, op grond van een polynoom die afgeleid is uit de tabellen van Jansen & Sevenster (1996). Hierbij worden de soorten initieel gekozen worden op grond van beschikbare gegevens, of, bij successie van een niet-bosvegetatietype naar bos, op grond van de combinatie van bodemtype en GT. Voor de andere functionele typen wordt gewerkt met een generieke parametrisatie. Voor de struiken is voor de lengtegroeï eenzelfde type groeicurve als voor de bomen gebruikt, waarbij een maximale lengte van ongeveer zeven meter bereikt kan worden. De lengte van de dwergstruiken en kruiden is uitsluitend afhankelijk van de biomassa in het betreffende functionele type.

Vervolgens wordt de 'potentiële' groeï (=groeï wanneer geen N-limitatie optreedt) bepaald uit de 'maximale' groeï (=groeï zonder licht- en N-limitatie):

$$G_{pot} = Leff_i \times (I_i - I_{i+1}) \times Gm_{X_i}$$

De concurrentie om ondergrondse stikstof tussen de typen vindt plaats op basis van de aanwezige wortelbiomassa (hoe meer wortelbiomassa, hoe meer stikstofopname):

$$Nav_{soil,i} = \frac{Bm_{r,i}}{\sum_{i=1...5} Bm_{r,i}} \times Nav_{soil}$$

Deze ondergrondse stikstof vormt tezamen met de in het vorige jaar uit blad teruggetrokken stikstof, en de bovengronds opgenomen stikstof, de totaal beschikbare N pool:

$$Nav_i = Nav_{soil,i} + Nav_{dep,i} + Nav_{reloc(t-1),i}$$

Vervolgens wordt de actuele groei per functioneel type gerelateerd aan de voor dat type beschikbare N volgens een Michaelis-Menten vergelijking (verzadigingskromme).

$$Gact_i = Gpot_i \times \frac{Nav_i}{Nav_i + [Gpot_i \times Nmn_i]}$$

De beschikbare stikstof wordt vervolgens 'verdund' over de gevormde biomassa. De stikstofopname is hierbij gebonden aan een maximum, dat wordt bepaald door het product van de maximale groeisnelheid en het maximale stikstofgehalte:

$$Nup_i = \min (Nav_i; [Gpot_i \times Nmx_i])$$

De hoeveelheid biomassa die per functioneel type aanwezig is, bepaalt het voorspelde vegetatiestructuurtype. Hierdoor wordt het mogelijk successie te simuleren. Zo kan een grasland dat wordt gemaaid na staken van het beheer zich ontwikkelen naar een bos. In SUMO worden 12 structuurtypen onderscheiden. In elk structuurtype zijn de vijf functionele typen aanwezig, al kan de hoeveelheid biomassa gering zijn (bijv. struiken in grasland). Beheer wordt gemodelleerd als maaien, plaggen, begrazen en bosbeheer. De maaifrequentie is te variëren, evenals de plagfrequentie.

Voor MRE is SUMO uitgebreid met een beschrijving van de Leaf Area Index (LAI) van de vegetatie. De LAI wordt berekend aan de hand van de totale bladbiomassa en de vegetatiestructuur volgens:

- voor grasland, heide, riet, kwelder en hoogveen (volgens Cusack et al. 1999):

$$LAI_t = (0.4425 \times \sum_i Bm_i) - 0.3982$$

- voor licht loofbos, donker eiken- en beukenbos, donker beukenbos, structuurrijk loofbos en struweel:

$$LAI_t = \sum_i Bm_i$$

- Voor licht - en donker naaldbos:

$$LAI_t = 0.5 \times \sum_i Bm_i$$

- De minimale waarde voor de LAI is 0.1:

$$LAI_t = \min(LAI_t; 0.1)$$

Dit betreft een maximumwaarde (LAI_{max}) voor de zomer. Vervolgens wordt de LAI neergeschaald volgens:

$$LAI(d) = LAI_{min} + (LAI_{max} - LAI_{min}) \left(\frac{1}{1 + \exp(-0.25(d - 120))} - \frac{1}{1 + \exp(-0.25(d - 300))} \right)$$

Hierin is d het dagnummer.

Tabel 10: betekenis van de symbolen in SUMO. Betekenis van de subscripts: i = functioneel type, 1=climaxboom, 2=pionierboom, 3=struik, 4=dwergstruik, 5=kruid; l =blad, r =wortel

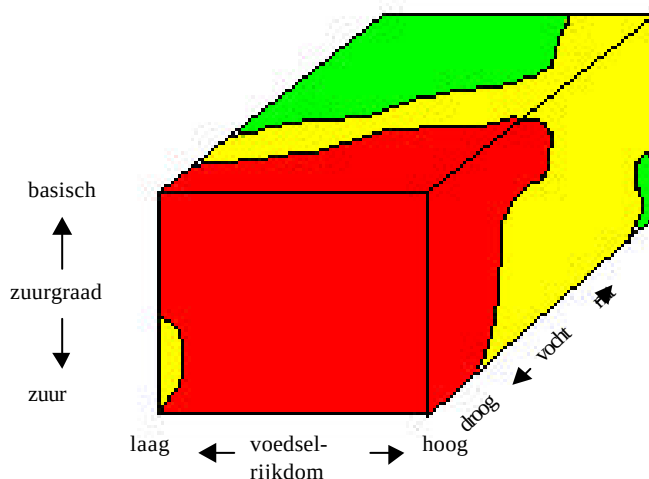
symbool	omschrijving	eenheid
I	lichtintensiteit (I_i : boven functioneel type i)	mol.ha ⁻¹ .j ⁻¹
k_l	extinctiecoëfficiënt per eenheid bladbiomassa	t ⁻¹ .ha
Bm	biomassa	t.ha ⁻¹
H	hoogte	m
C	parameter die jaarlijkse hoogtegroeï bepaalt	-
AGE	leeftijd van de opstand	j
$Leff$	lichtefficiëntie	t.mol ⁻¹
Gmx	maximale groei (zonder licht- en stikstofbeperking)	t.ha ⁻¹
$Gpot$	potentiele groei (met lichtbeperking)	t.ha ⁻¹
$Gact$	actuele groei (met licht- en stikstofbeperking)	t.ha ⁻¹
N_{av}	N beschikbaarheid	mol.ha ⁻¹ .j ⁻¹
N_{mn}	minimaal N gehalte in de plant	-
N_{mx}	maximaal N gehalte in de plant	-
N_{up}	N opname	t.ha ⁻¹ .j ⁻¹

7 De module voor de waardering van natuurwaarde

7.1 NTM

Het natuurwaarderingsmodel NTM3 (Wamelink et al. 1997, Schouwenberg 2002, Wamelink et al. in prep.) is ontwikkeld voor de voorspelling van (potentiële) natuurwaarden op grond van de hydrologie en de bodemkenmerken pH en beschikbaarheid van stikstof. NTM is een regressiemodel dat een relatie legt tussen abiotisch milieu en vegetatie. Het is gebruikelijk om natuurwaarden te formuleren op basis van plantensoorten of vegetatietypen. Modelmatige voorspelling omtrent het voorkomen van afzonderlijke soorten of typen gaan echter gepaard met grote onzekerheden. Daarom wordt door NTM deze stap via de soorten niet gemaakt, en wordt de natuurwaarde direct aan de combinatie van abiotische omstandigheden en vegetatiestructuur gekoppeld. NTM is voor te stellen als een driedimensionale grafiek waarbij langs de assen de factoren vocht, zuurgraad en voedselrijkdom staan, en aan elke combinatie van deze drie factoren een natuurwaarde is toegekend (Figuur 8).

Ideaal gesproken zou NTM gecalibreerd moeten worden op een set van veldwaarnemingen van natuurwaarde, gecombineerd met waarnemingen van abiotische omstandigheden. Omdat dergelijke waarnemingen onvoldoende beschikbaar zijn (zie Sanders et al. 2000), wordt in NTM gebruik gemaakt van de door Ellenberg (1991) geschatte indicatiewaarden per soort, en een afzonderlijke omrekening van deze indicatiewaarden naar fysieke grootheden. Dit laatste gebeurt in de modelule P2E. Met de invloed van vegetatiestructuur is rekening gehouden door de relatie tussen natuurwaarde en abiotische omstandigheden voor elk structuurtype afzonderlijk af te leiden. In de huidige versie zijn de structuurtypen: loofbos, naaldbos, heide en "open landschapselementen" (=alles wat geen bos of heide is).



Figuur 8 Grafische weergave van NTM; gelijke grijs tint = gelijke natuurwaarde

Het model is gecalibreerd aan de hand van 160.252 vegetatieopnamen uit het bestand van de Vegetatie van Nederland (Schaminée et al. 1995-1999; zie Schouwenberg 2002). Aan elke soort is een indicatiewaarde voor natuurbehoud toegekend aan de hand van zeldzaamheid, achteruitgang en (inter)nationaal belang (de 'Gelderland' methode, Hertog & Rijken 1992, Van Dobben et al. in prep). Deze index is gebruikt bij het toekennen van een natuurwaarde aan elke vegetatieopname. De waarde van elke opname is vervolgens toegekend aan elke afzonderlijke soort in die opname. Vervolgens is een niet-lineaire regressie uitgevoerd van deze natuurwaarde op de Ellenberg indicatiewaarden e_F , e_R en e_N per soort (door deze procedure is het aantal records in de regressie dus gelijk aan het totaal aantal 'vondsten' [= soort / opname combinaties]). Hierbij is gebruik gemaakt van P-splines (Eilers & Marx 1996, Wamelink et al. in prep.).

7.2 P2E

Om de abiotische output uit SWAP, SMART2 en SUMO bruikbaar te maken als input voor NTM moet deze eerst worden 'vertaald' naar Ellenberg indicatiewaarde. Hiervoor wordt gebruikt gemaakt van de conversiemodule P2E. Deze module converteert de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), pH and N-beschikbaarheid naar Ellenberg indicatiewaarden voor vocht (e_F), zuurgraad (e_R) en voedselrijkdom (e_N). De transitievergelijkingen in P2E zijn afgeleid met behulp van vegetatieopnamen waarin metingen aan abiotische conditie zijn verricht.

Voor de omrekening van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) naar e_F en N-beschikbaarheid (N_{av}) naar e_N zijn data gebruikt van Alkemade et al. (1996) and Liefveld et al. (1998). De volgende regressievergelijkingen worden hiervoor gebruikt:

$$e_F = 1.069 + 6.850 \times 1.5331^{GVG}$$

met : e_F : Ellenberg indicatie waarde voor vocht
GVG: Gemiddelde voorjaars grondwaterstand (m ten opzichte van maaiveld, negatief getal betekent: water **onder** maaiveld),
en:

$$e_N = \frac{(N_{av} \times 0.014) - 8.125}{16.25}$$

met: e_N : Ellenberg indicatiewaarde voor voedselrijkdom
 N_{av} = N beschikbaarheid als mineralisatie, in mol N ha⁻¹.j⁻¹

Voor de conversie van de pH is een extra stap nodig. De pH die uit SMART2 komt, refereert aan de pH van de bodemoplossing (pH_{SMS}), terwijl de pH die door NTM wordt gebruikt refereert aan de pH_{H_2O} (Schouwenberg et al. 2000). Om de pH_{SMS} om te rekenen naar pH_{H_2O} is gebruik gemaakt van lineaire relaties zoals die door Kros (1998) zijn afgeleid (zie Tabel 11). De pH_{SMS} is hierbij gemeten in de bodemoplossing

na het centrifugeren van een vers genomen monster, en de pH_{H_2O} volgens een gestandaardiseerde procedure voor bodemanalyses (schudden van een gedroogd bodemonmonster met gedemineraliseerd water in een verhouding van bodem/water van 1:5).

De vergelijking voor omrekening van pH_{SMS} naar pH_{H_2O} is als volgt:

$$pH_{H_2O} = a_{pHpH} + b_{pHpH} \times pH_{SMS}$$

met a_{pHpH} , b_{pHpH} : regressiecoëfficiënten

Tabel 11 Lineaire regressieanalyse van de pH in het bodemvocht en pH_{H_2O} (Kros 1998)

Grondsoort	variabele	N	Intercept (a_{pHpH}) ¹⁾	Helling (b_{pHpH}) ¹⁾	R^2_{adj}
Zand	pH-H ₂ O	549	0.70	0.88	0.80
Klei	pH-H ₂ O	119	0.67	0.88	0.79
Löss	pH-H ₂ O	118	0.51	0.93	0.94
Veen	pH-H ₂ O	116	1.55	0.59	0.81

¹⁾ Alle coëfficiënten zijn significant met een betrouwbaarheid van > 0.999

Voor de vertaling pH_{H_2O} naar e_R zijn data van Wamelink & Van Dobben (1996) gebruikt, resulterend in de volgende regressievergelijking:

$$e_R = -0.2215 + 0.8876 \times pH_{H_2O}$$

met e_R : Ellenberg indicatiewaarde voor zuurgraad.

8 De module voor gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

8.1 Introduction

8.1.1 The model

We will restrict the discussion to deterministic models. From the viewpoint of the analyst of uncertainty or sensitivity, the model will be seen as follows. A scalar (one-dimensional) model output y depends on a k -vector $x = (x_1 \dots x_k)$ of inputs:

$$y = f(x) = f(x_1, \dots, x_k).$$

The function $f()$ is deterministic in the sense that it takes on one single value once the inputs $x_1, \dots, x_k$ are given – but most often the inputs will be stochastic; usually $f()$ is evaluated by simulation; $f()$ represents a single output. Different outputs are analysed separately, although they are usually calculated simultaneously. The input vector x may comprise initial values, parameters, exogenous variables etc.

8.1.2 Deterministic sensitivity analysis

Deterministic sensitivity analysis (SA) just studies how a model responds to input changes: the nature or cause of the input changes need not be considered. The analysis may be useful for inspection of the model and its software implementation. The questions addressed are for instance whether some response is affected at all by some input; whether the response increases or decreases according to expectation; whether the response is continuous and differentiable.

We will briefly mention the most common types of deterministic sensitivity analysis. In *local* sensitivity analysis one studies output changes under very small input changes around some given vector value, for instance a nominal value or a calibrated value. *One-at-a-time* sensitivity analysis studies the model's response to change of one input, at fixed values of the other inputs. In particular, one may study the response to a nearly continuous change over some range, for instance in order to inspect whether the response is continuous, monotonically increasing, or one-topped. For completeness we also mention *factorial sensitivity analysis*, although it is not implemented in MRE (see for instance Kleijnen 1987). In this analysis, inputs are varied according to a so-called factorial design. In the most common factorial design, the two-level design, each input has a low and a high level. Such an analysis may be used for instance to study interaction between inputs: the phenomenon that the response to one input depends on the setting of the other inputs. Factorial designs might also be used to search for a small number of sensitive inputs between a very large number of spurious inputs.

8.1.3 Stochastic uncertainty and sensitivity analysis

Stochastic uncertainty and sensitivity analysis (UA and SA) treat input variation as a representation of the current uncertainty about input values and lead to a characterisation of the uncertainty of prediction. The questions addressed pertain to the accuracy of prediction with the current knowledge and the prospects to improve the accuracy by additional knowledge. Large uncertainty contributions of individual inputs, or groups of inputs, indicate that it would be worthwhile to get to know more about these inputs, whereas it would be pointless to spend much effort gaining new information about the other inputs. Often, the estimation of the overall uncertainty is called uncertainty analysis, while the estimation of uncertainty contributions is called sensitivity analysis (e.g. Saltelli et al. 2000).

The structure of the model is assumed to be given. But usually more information is required for model predictions: initial values have to be measured, parameters have to be estimated, exogenous variables may not be known at the time when predictions are made. The current paradigm for the study of input uncertainty propagation is to represent input uncertainty by *randomness* of the inputs. Uncertainty analysis studies the ensuing uncertainty in the model output. The analysis can only give an optimistic preview of prediction error, since structural errors in the model will not show up; these can only become apparent in a true validation where model predictions are compared with new observations.

Input uncertainty is represented by a multivariate, or joint, probability distribution, say D , of the vector $x = (x_1 \dots x_k)$:

$$x = (x_1 \dots x_k) \sim D.$$

The multivariate distribution D describes the distributions of the individual inputs x_i (the so-called *marginal* distributions) and their interdependence. The estimation of the probability distribution D of the inputs $x_1 \dots x_k$ constitutes the major problem of uncertainty analysis. Any part of statistics may play a role in this estimation problem. Since the subject is virtually unbounded, it falls outside our present scope.

UA starts with a characterisation of the output distribution, given the model and the distribution of the inputs. In this chapter the variability of the distribution will be characterised by its *variance*, which is assumed to be finite. The *total uncertainty*, VTOT, is the variance of $f(x)$ induced by the randomness of all sources x_i as described by the distribution D :

$$\text{VTOT} = \text{Var}[f(x)] \quad x \sim D.$$

It is often sensible to study uncertainty from coherent *groups* of inputs, for instance all parameters associated with a subprocesses, or all inputs stemming from some exogenous process. After a single-input SA, one often tries to interpret the results in terms of groups of inputs associated to specific subprocesses. If the inputs consist of *stochastically independent groups*, various relatively simple group-oriented uncertainty

analyses are feasible. One such analysis is available in MRE. Single-input analysis may form the upbeat of a group-of-inputs analysis, the second analysis being directed on the inputs that were seen to be sensitive in the first analysis.

8.1.4 Outline of contents

Section 2 gives definitions of uncertainty contributions and sensitivity measures. The construction of samples from the input distribution is discussed in Section 3. These samples are used in Sections 4 and 5 for the estimation of uncertainty and sensitivity. Section 4 is devoted to single-input analysis, whereas Section 5 treats the analysis of independent input groups.

8.2 Definition of uncertainty contributions

The total uncertainty is expressed completely by the distribution of $f(x)$ that is induced by the multivariate distribution D of input vector x . The variance of $f(x)$, or a few selected quantiles, may serve as summary measures of uncertainty. We will use the variance as summary measure of uncertainty.

We will define uncertainty contributions as variance reductions that would take place if specific information about the input would become available, in addition to the information contained in input distribution D . The specification of uncertainty as variance provides a practicable restriction of the abundant possibilities. It is implicitly assumed that the variance is finite. The variance is a convenient measure of prediction uncertainty, because the variance can be decomposed into meaningful parts. With this measure, the analysis of uncertainty contributions becomes essentially a form of analysis of variance.

The variance of $f(x)$, induced by the distribution D of $x = (x_1 \dots x_k)$ will be called VTOT

$$VTOT = \text{Var}[f(x)] \quad x \sim D$$

Let S denote a subset of the x 's, for instance one particular x_i , a group of parameters corresponding to a particular submodel, or some aggregate of exogenous variables. The uncertainty contribution of subset S will be expressed in two ways. Firstly, the *top marginal variance*, TMV_S , is the variance reduction that would occur in case one would get perfect new information about the inputs S . And secondly, the *bottom marginal variance*, BMV_S is the variance that will remain as long as one gets no new information about S . In both cases the new information is added to the information already present in input distribution D . Stated differently, TMV_S is the *variance accounted for by S* , whereas BMV_S is the *variance not accounted for without S* .

In MRE top and bottom marginal variances TMV_S and BMV_S are expressed as fractions of the total variance VTOT: $TMV_S/VTOT$ and $BMV_S/VTOT$. These

relative top and bottom marginal variances of individual inputs are closely related to other well-known uncertainty measures. For instance, if $f(x)$ is linear in x , $TMV_{x_i}/VTOT$ is equal to the squared linear correlation coefficient between x_i and $f(x)$. In the general case, $TMV_S/VTOT$ is the same as the correlation ratio. For independent groups, $TMV_S/VTOT$ is the same as the first order sensitivity index, whereas $BMV_S/VTOT$ is the total sensitivity index; these sensitivity indices are only defined for independent groups (e.g. Saltelli et al. 2000).

Unfortunately, BMV_S and TMV_S need not be equal. When the input group S and the complementary input group, say T , are *independent*, one may show that $BMV_S \geq TMV_S$, with equality if $f()$ is additive in S and T , that is if $f(x)$ is the *sum* of a function of S and a function of T (which implies that the response of the model to a change in S is the same for different values of T). Thus, in case of independence, a difference between BMV_S and TMV_S signals non-additivity of f , also called *interaction* between S and T . Differences between TMV_S and BMV_S may also be caused by *dependence* between S and T . For instance, the distribution D of x may be such that the value of S can almost be derived from the value of T , and conversely. In that extreme case, where S and T are nearly *exchangeable*, the bottom marginal variances of S and T would be small, but their top marginal variances might still be considerable. Alternatively, the dependence between S and T , and the nature of $f(x)$, may happen to be such that S and T are *complementary* in predicting $f(x)$, which would result in small values of the top marginal variances of S and T , but considerable values of the bottom marginal variances.

In summary, one may only conclude that an input group, or a single input, is unimportant if both its top and its bottom marginal variances are small. Differences between the two types of variance indicate interaction and/or dependence. The situation that the TMV of a group is greater than its BMV can only be caused by dependence.

8.2.1 MRE facilities for estimating uncertainty contributions

Four individual inputs approximations of TMV and BMV can be obtained by means of regression approximations of the input-output relation: see Section 4. In the case of independent input groups, the top-marginal variance and the bottom marginal variance can be estimated in MRE from of a so called winding stairs sample. Saltelli et al. (2000; Ch. 8) discuss several other sampling methods for the same purpose.

8.3 Generation of random samples

Monte Carlo sampling from uncertain inputs comprises firstly the sampling from univariate distributions, possibly supplemented by methods to introduce dependencies (Iman & Conover 1982). Additionally, spatial or temporal stochastic simulation may be required. Weather databases or weather generators may be used to account for weather uncertainty. Generators of spatio-temporal or weather processes

are not implemented in MRE. It is desirable that the samples generated will observe the natural limitations imposed by the model. One should, for instance, take care that a positive input cannot acquire negative values. MRE has simple facilities to impose bounds on samples.

Computer random generators are commonly initialised with a user-supplied seed. The seed is an integer number. When the same seed is used, the same random sequence will be generated. Results of seeded Monte Carlo analyses can be perfectly reproduced, which is an asset. But anyhow, samples should be so large that the result is quite insensitive to the seed used. The currently available distributions are: beta, gamma, lognormal, normal and uniform (in alphabetical order). These distributions are specified either by the mean or by the mean and the variance. Additionally, a lower bound can be given for the gamma and lognormal distributions (default 0); whereas a lower and an upper bound can be specified for the beta distributions (default 0 and 1).

The lognormal and gamma distributions are useful for variates, such as masses or concentrations, that have a natural lower bound – most often 0. The two distributions are much alike, and sometimes the choice between them will be a matter of taste and tradition. Both can be bell-shaped and mirrored-j-shaped. The gamma distribution, however, tends to be less 'tail heavy' than the lognormal and thus assigns smaller probability to extremes. The exponential distribution is a special case of the gamma distribution. The uniform distribution, and the more general beta distribution, are especially useful for variates that have natural upper and lower limits, for instance partitions, percentages or probabilities. The beta distribution can be bell-shaped, j-shaped and mirrored-j-shaped; the uniform distribution is a special case of the beta distribution.

8.3.1 Introducing correlation into the input distribution

We will now show how to draw from a multivariate distribution with prescribed rank correlation matrix. The method stems from Iman and Conover (1982). Two remarks should be made before we proceed. Firstly, the method is only approximative: the rank correlation matrix of the distribution from which the draws are made is merely close to the prescribed rank correlation. But very close: the rank correlations of the sampled distribution differ at most 0.02 from the desired values; in virtually all cases this error will be negligible compared with the estimation error of the rank correlation. Secondly, a multivariate distribution is not always uniquely defined by its marginals and its rank correlation.

8.3.2 Restricted random sampling

Up to this point, we only discussed ordinary random sampling, where each sampled vector is drawn independently of the other ones. This is the best-understood sampling technique. There exist, however, many alternative sampling techniques

ranging from slightly less random to entirely deterministic. Their reason of existence is that the estimation results of subsequent analyses are more accurate at the same sample size; but their disadvantage is that it is more difficult to assess that very same accuracy.

In uncertainty analysis, latin hypercube samples are often used to achieve improved estimation accuracy (McKay et al. 1979, Iman & Conover 1980). The method enforces close resemblance of the sample marginals to the marginals of the target distribution.

By way of example, Figure 12 shows the graph of a size-10 latin hypercube sample of two variates that are uniformly distributed on the interval (0, 1). Both variates are stratified so that each has exactly one value in each of the intervals (0, 1/10), (1/10, 2/10) ... (9/10, 1). In a sample of size n , one has consecutive intervals of size $1/n$. This is the defining property of a uniform latin hypercube sample. All the rest is random: the location within the intervals, and the association between the variates.

Apart from techniques to force close resemblance between the sample marginal distributions to the target distribution, there also exist techniques to force sample correlations towards the target correlations. The method of Iman & Conover (1982), which enforces *rank* correlations, is available in MRE. Latin hypercube sampling can be combined with Iman's method to force rank correlations.

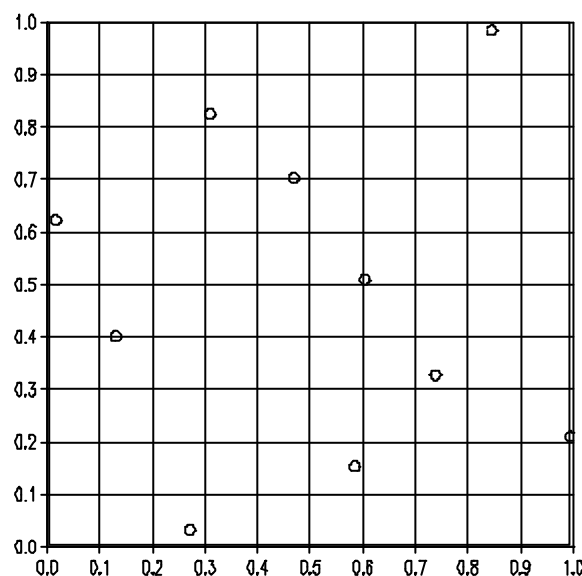


Figure 12 Two components of a uniform latin hypercube sample of size 10.

8.4 Single-input sensitivity analysis

8.4.1 Deterministic one-at-a-time sensitivity analysis

One-at-a-time sensitivity analysis (OAAT) studies the model's response to change of one input, at fixed values of the other inputs. In particular, one may study the response to nearly continuous change over some range.

8.4.2 Single-input stochastic sensitivity analysis

The calculation of single-input uncertainty contributions is only sensible when the number of inputs is moderate: it is pointless for instance when considering uncertainty due to countless weather inputs, or numerous inputs from a spatial stochastic process.

Linear analysis

Linear uncertainty analysis on variate y with model inputs $x_1 \dots x_k$ is based on approximations of model output $f()$ by linear functions of x . The top marginal variance of x_i , TMV_i , is estimated by the increase in variance accounted for, when the least squares approximation of $f(x)$ by a constant is replaced by the least squares approximation of the form $a + b_i x_i$. The variance accounted for is given by $MS_{tot} - MS_{res}$, the total mean square minus the residual mean square. Usually it is expressed relative to MS_{tot} , by the so-called fraction of variance accounted for, also named adjusted R^2 (e.g. Payne et al. 1993). Similarly, the bottom marginal variance of x_i , BMV_i , is estimated by the increase in variance accounted for, when the least squares approximation of $f(x)$ of the type $a + \sum_{j \neq i} b_j x_j$ is replaced by that of the form $a + \sum_j b_j x_j$. Obviously, such a linear uncertainty analysis will only work if $f(x)$ can be well approximated by a linear function, as evidenced by a close-to-one value of the adjusted- R^2 of the full approximation $a + \sum_j b_j x_j$.

Additive analysis

If model output $f()$ cannot be well approximated by a linear function of the x 's, one may try to approximate $f(x)$ by a more general additive function, using splines for instance. Analogous to linear analysis, spline uncertainty analysis is based on comparison of the variances accounted for by different least squares approximations of model output $f(x)$. The top marginal variance of x_i , TMV_i , is estimated by the increase in variance accounted for, when the approximation of $f(x)$ by a constant, say a , is replaced by an approximation of the form $a + s(x_i)$, where $s(x_i)$ denotes a smoothing spline in x_i . Similarly, the bottom marginal variance of x_i , BMV_i , is estimated by the increase in variance accounted for, when an approximation of $f(x)$ of the type $a + \sum_{j \neq i} s_j(x_j)$ is replaced by one of the form $a + \sum_j s_j(x_j)$.

The smoothness of the splines can be controlled by means of the so-called *effective number of degrees of freedom* (EDF; see Payne et al. 1993). EDF acts much the same as

the number of degrees of freedom of a polynomial: a larger EDF results in closer adherence to the data, at the price of less smoothness. When EDF is not set, it will get the default value 2. Approximation of $f()$ by a sum of splines in the individual inputs may constitute an improvement upon linear approximation, since non-linearities in the response of $f()$ to individual inputs are allowed for. But if the model is strongly non-additive in the x 's, the method fails. Success is evidenced by a close-to-one value of the adjusted- R^2 of the full approximation $a + \sum_j s_j(x_j)$. With a sufficiently large EDF, the difference between 1 and adjusted- R^2 is the fraction of variance due to interactions.

Since the regression approximation, with linear functions or splines, cannot incorporate interactions, differences between estimates of the TMV and the BMV of an input x_i can only be caused by correlations between the inputs and by sampling variability, the input sample being an imperfect representation of the target distribution, especially when the sample is small.

Deterministic local sensitivity analysis; partial derivatives

A deterministic local sensitivity analysis may be performed via a single-input stochastic sensitivity analysis of linear type on a very small uniform range of the inputs. The regression coefficients are approximations of the partial derivatives of the output with respect to the several inputs.

8.5 Stochastic sensitivity analysis for independent input groups

Suppose that the inputs can be divided into several independent groups say A, B, C,... An ordinary random sample from these inputs may be written as

A_1	B_1	C_1
A_2	B_2	C_2
A_3	B_3	C_3
...		

in which $A_{1,2,...}$, $B_{1,2,...}$ and $C_{1,2,...}$ denote independent random draws from the groups A, B, C,... As seen in the previous sections, several analyses can be based on these sampled values and the corresponding model outputs. One can estimate the total variance, and one can use regression to obtain approximate uncertainty contributions from the individual scalar inputs.

We now discuss a method to estimate uncertainty contributions from the groups A, B, C,... The top and bottom marginal variances of these groups can be estimated from model outputs corresponding to an extension of the previous input sample. In this so-called winding stairs input sample, the transition from $(A_i B_i C_i)$ to $(A_{i+1} B_{i+1} C_{i+1})$ is done in several steps with A changing first, then B, then C etc.¹

¹ The first line in the sample is not actually used in the formal analysis.

A ₁	B ₁	C ₁
A ₂	B ₁	C ₁
A ₂	B ₂	C ₁
A ₂	B ₂	C ₂
A ₃	B ₂	C ₂
A ₃	B ₃	C ₂
A ₃	B ₃	C ₃
A ₄	B ₃	C ₃
A ₄	B ₄	C ₃
A ₄	B ₄	C ₄
...		

The analysis is a formalisation of the intuition that an input, say B, is important if the output often changes a lot when B takes a new random value while the other inputs remain the same; and conversely that B is unimportant when the outputs changes mostly when A and C change while B remains fixed (see Jansen, Rossing and Daamen 1994; Jansen 1996; Jansen & Withagen 1999).

Literatuur

Alkemade, R., Wiertz, J., Latour, J. 1996. Calibratie van Ellenberg 's milieuindicatiegetallen aan werkelijk gemeten bodemfactoren. RIVM-rapport 711901016, 48 p.

Cusack, G.A., Hutchinson, M.F. & Kalma, J.D. 1999. Calibrating airborne vegetation data for hydrological applications under dry conditions. *International Journal Remote Sensing* 20, 2221-2233.

De Vries, W., Breeuwsma, A., Vries de, F. 1989. Kwetsbaarheid van de Nederlandse bodem voor verzuring; een voorlopige indicatie in het kader van de Richtlijn Ammoniak en Veehouderij. SC-rapport 29, 73 p.

De Vries, W., Leeters, E.E.J.M. 1994. Effect of acid deposition on 150 forest stands in The Netherlands I: Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution. SC-rapport 69.1.

Eilers, P.H.C., Marx, B.D. 1996. Flexible smoothing with B-splines and penalties. *Statistical Science* 11, 89-121.

Ellenberg, H. 1991. Zeigerwerte der Gefäszpflanzen (ohne Rubus). *Scripta Geobotanica* 18, 9-166.

Groenendijk, P., van Elswijk, M., Huygen, J., Kroes, J.G., Otjens, A.J., Smit, M.F.R., Veldhuizen, A.A., Wesseling, J.G. 1999. MultiSwap als applicatie van het Framework Integraal Waterbeheer. SERC / SC Technical Document 60, 82 p.

Iman, R.L., Conover, W.J. 1980. Small sample sensitivity analysis techniques for computer models with an application to risk assessment. *Communications in Statistics A: theory and methods* 9, 1749-1842.

Iman, R.L., Conover, W.J. 1982. A distribution-free approach to inducing rank correlation among input variables, *Commun. Statist.-simul. Comput.* 11, 311-334.

Jansen, H., Sevenster, J., Faber, P.J. 1996. Opbrengstabellen voor belangrijke boomsoorten in Nederland. IBN-rapport 221, 202 p.

Jansen, M.J.W. 1996. Winding stairs sample analysis program WINDINGS 2.0. GLW-note MJA-96-2.

Jansen, M.J.W., Rossing, W.A.H., Daamen, R.A. 1994. Monte Carlo estimation of uncertainty contributions from several independent multivariate sources, In: Grasman, J. & Van Straten, G. (eds.), *Predictability and Nonlinear Modelling in Natural Sciences and Economics*, p. 334-343. Kluwer, Dordrecht.

Jansen, M.J.W., Withagen, J.C.M. 1999. USAGE: Uncertainty and sensitivity analysis in a Genstat environment. Manual. Biometris, Plant Research International, Wageningen.

Kemmers, R.H., Roos, J., Kros, J. 1997. Structuur, methodiek en datamodel van het Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie-Instrumentarium voor Natuurontwikkelings-Scenario's (GREINS). Rapport SC 476, 39 p.

Klap, J.M., De Vries, W., Erisman, J-W, Van Leeuwen, E.P. 1997. Relationships between forest condition and natural and anthropogenic stress factors on the European scale; pilot study. SC / RIVM rapport 150 / 722108022, 245 p.

Kleijnen, J.P.C. 1987. Statistical tools for simulation practitioners, Dekker, New York, 429 p.

Kroes, J.G., Groenendijk, P., Huygen, J. 1999. Hydrologie voor STONE: berekeningen met Swap 2.0. Alterra Technisch Document 57.

Kroes, J.G., van Bakel, P.J.T., Huygen, J., Kroon, T., Pastoors, R. 2001. Actualisatie van de hydrologie voor Stone 2.0. Alterra-rapport 298, 68 p.

Kros, J, Reinds, G.J., De Vries, W., Latour, J.B., Bollen, M. 1995. Modelling the response of terrestrial ecosystems to acidification and desiccation scenarios. Water Air and Soil Pollution 85, 1101-1106.

Kros, J. 1998. De modellering van de effecten van vezuring, vermesting en verdroging voor bossen ten behoeve van de milieubalans, milieuverkenning en natuurverkenning: verbetering, verfijning en toepassing van het model SMART2. SC / RIVM Rapport, Reeks Milieuplanbureau 3, 91 p.

Liefveld, W.M., Prins, A.H., Van Wirdum, G. 1998. Natuurtechnisch Model (NTM-2) B: kwantificering van de indicatieschalen aan de hand van de modeloutput van SMART2 en SIMGRO. NBP onderzoeksrapport 15, 161 p.

McKay, M.D., Beckman, R.J., Conover, W.J. 1979. A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code. Technometrics 21, 239-245.

Payne, R.W., Lane, P.W., Todd, A.D., Digby, P.G.N., Thompson, R., Harding, S.A., Tuncliffe Wilson, G., Leech, P.K., Welham, S.J., Morgan, G.W., White, R.P. 1993. GENSTAT 5 release 3 Reference Manual. Clarendon Press, Oxford, 796 p.

Saltelli, A., Chan, K.P.S., Scott, E.M. (eds.). 2000. Sensitivity analysis, Wiley, New York, 475 p.

Sanders, M.E., van Dobben, H.F., Raterman, B.W., Kros, J., Hendriks, C.M.A. 2000. Op weg naar een kennissysteem natuurgerichte randvoorwaarden. Alterra-rapport 148, 83 p.

Schouwenberg, E.P.A.G., Houweling, H., Jansen, M.J.W., Kros, J., Mol-Dijkstra, J.P. 2000. Uncertainty propagation in model chains: a case study in nature conservancy. Alterra-rapport 001, 90 p.

Schouwenberg, E.P.A.G. 2002. Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie-Instrumentarium voor NatuurontwikkelingsScenario's - Beerze-Reusel: NatuurTechnisch Model (NTM3). Alterra-rapport 504.

Van Dam, J.C., J. Huygen, J.G. Wesseling, R.A. Feddes, P. Kabat, P.E.V. van Walsum, P. Groenendijk and C.A. van Diepen, 1997. Theory of SWAP version 2.0: Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment. SC Technical Document 42, 167 p.

Van Dobben, H.F., Klein, J.A., van der Bolt, F.J.E., Kros, J., Prins, A.H., Schouwenberg, E.P.A.G., Verburg, P. 2001. Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie-Instrumentarium voor NatuurontwikkelingsScenario's (GREINS): Koppeling van ecologische modellen aan de hand van een voorbeeldstudie in het stroomgebied van de Beerze-Reusel. Alterra-rapport 407, 46 p.

Veldhuizen, A.A., Poelman, A., Stuyt, L.C.P.M. 1998a. Software documentation for SIMGRO V3.0: regional water management simulator. SC Technical Document 50, 289 p.

Veldhuizen, A.A., Van Randen, Y., Hakvoort, H.A.M. 1998b. Koppeling SIMGRO-SOBEK RR. Interne mededeling SC 540.

Wamelink, G.W.W., Mol-Dijkstra, J.P., Van Dobben, H.F., Kros, J., Berendse, F. 2000a. Eerste fase van de ontwikkeling van het SUccessieMOdel SUMO1. Alterra-rapport 045, 84 p.

Wamelink, G.W.W., Ter Braak, C.J.F., Van Dobben, H.F. 1997. De Nederlandse natuur in 2020: schatting van de potentiële natuurwaarde in drie scenario's. IBN Rapport 312, 79 p.

Wamelink, G.W.W., ter Braak, C.J.F., van Dobben, H.F. Changes in large-scale patterns of plant biodiversity predicted from environmental scenarios. J Landscape Ecology, submitted.

Wamelink, G.W.W., Van Dobben, H.F. 1996. Schatting van responsies van soorten op de milieufactoren vocht, pH en macronutriënten: een aanzet tot calibratie van Ellenberg's indicatiegetallen. IBN-rapport 233, 109 p.

Wamelink, G.W.W., Wegman, R.M.A., Slim, P.A., Dirksen, J., Mol-Dijkstra, J.P., Van Dobben, H.F. 2001. Modelleren van begrazing in SUMO: verbetering van de vegetatiemodelleren in de Natuurplanner. Alterra-Rapport 368, 95 p.

Wamelink, G.W.W., Wegman, R.M.A., van Dobben, H.F. 2000b. Modelleren van bosbeheer in SUMO. Alterra-rapport 066, 43 p.

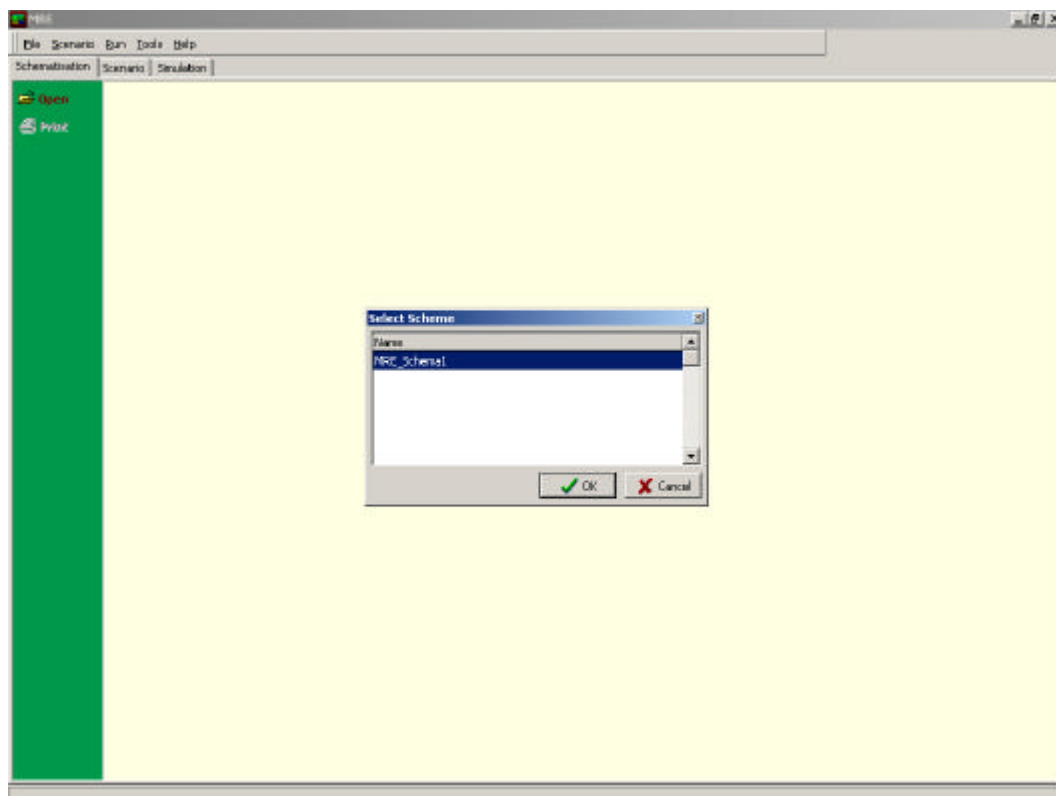
Wesseling, J.G., 1991. CAPSEV - Steady state moisture flow theory; Program description; User Manual. Wageningen, SC-rapport 37, 51 p.

Bijlage 1 Beschrijving van de gebruikersinterface

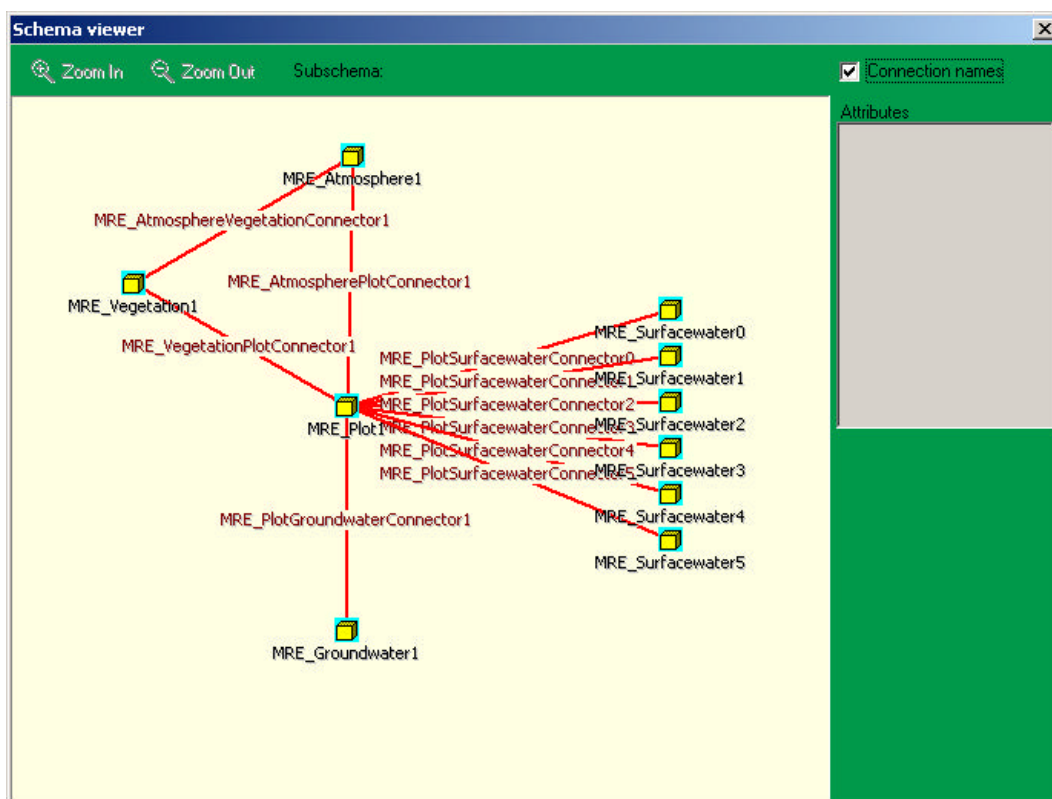
Het instrumentarium is van een efficiënte 'low profile' gebruikersinterface voorzien voor de doelgroep 'onderzoekers werkend voor een klant'. De vereiste inhoudelijke kennis van een dergelijk instrumentarium is zo groot dat het uitzetten van een dergelijk model bij externe klanten voorlopig niet aan de orde is. In de gebruikersinterface kunnen scenario's worden gedefinieerd en beheerd en kunnen resultaten worden gepresenteerd en geanalyseerd. Hierbij wordt zoveel mogelijk gebruik gemaakt van reeds beschikbare interfaces en tools. Het opstellen van de gebruikersinterface geschiedt in interactie met beoogde gebruikers van het instrumentarium.

Simulatie zonder onzekerheidsanalyse

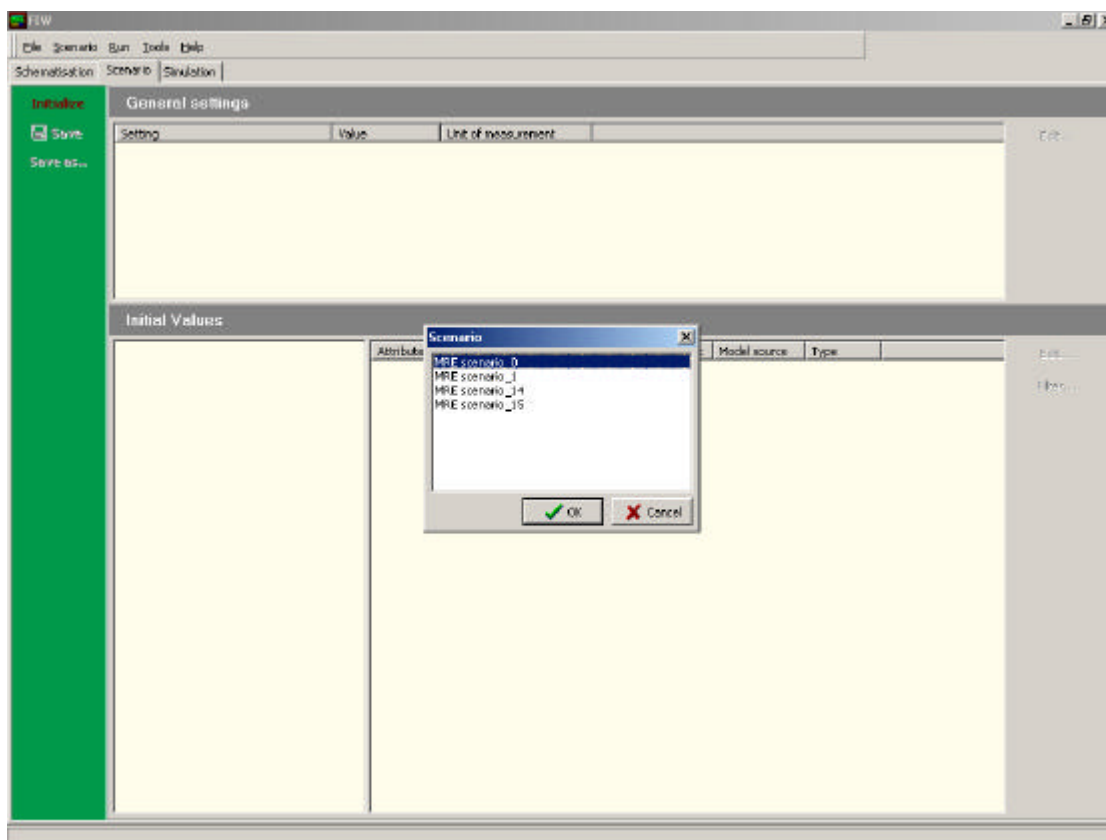
Klik na het openen van het MRE in het tabblad 'Schematisation' op 'Open' en kies het gewenste schema (in de huidige testversie is slechts één schema beschikbaar):



Door te kiezen 'Tools' > 'Schematisation viewer' kan een grafische weergave van het schema worden verkregen:



Het scenario kan worden geselecteerd in het tabblad 'Scenario', met behulp van de optie 'Initialize':



FIW - MRE scenario_1

File Scenario Run Tools Help

Schematisation Scenario Simulation

Initialize Save Save as...

General settings

Setting	Value	Unit of measurement
Starttime	01/01/1962	
Endtime	31/12/1989	
Calculation timestep	year	
Calculation depth	0	
Gross Ophe	1	

Edit...

Selected points:
[14750, 377750]

Add Points...

Model Elements [14750, 377750]

	Attribute	Unit	Distribution	Minimum	Edit...
- MRE_Atmosphere1					
- MRE_Plot1					
- MRE_Groundwater1					
- MRE_Vegetation1					
- MRE_AtmospherePlotConnector1					
- MRE_PlotGroundwaterConnector1					
- MRE_AtmosphereVegetationConnector1					
- MRE_VegetationPlotConnector1					
- MRE_Surfacewater0					
- MRE_PlotSurfacewaterConnector0					
- MRE_Surfacewater1					
- MRE_PlotSurfacewaterConnector1					
- MRE_Surfacewater2					
- MRE_PlotSurfacewaterConnector2					

De punten waarvoor gerekend wordt verschijnen in het scherm 'Selected points'. In dit scherm kunnen nieuwe punten worden toegevoegd door op 'Add Points' te klikken, en kunnen geselecteerde punten worden verwijderd door er op te dubbelklikken.

Wanneer 'Add Points' wordt gekozen verschijnt het onderstaande scherm:

Select Points

☐ x-coord: minimum -1 maximum -1

☐ y-coord: -1 -1

☐ Provincie: [dropdown]

Show All points **Make Selection** **Test points**

Available points: [20]

[14750, 377750]
[15000, 378000]
[64750, 436500]
[85000, 388250]
[93250, 479000]
[148500, 482750]
[152750, 450250]
[163250, 369250]
[165750, 370750]
[167250, 384000]
[182000, 323250]
[191000, 421750]
[192250, 472750]
[193750, 310250]
[195500, 534000]

+ Add --> --> Add all --> - Remove Remove all

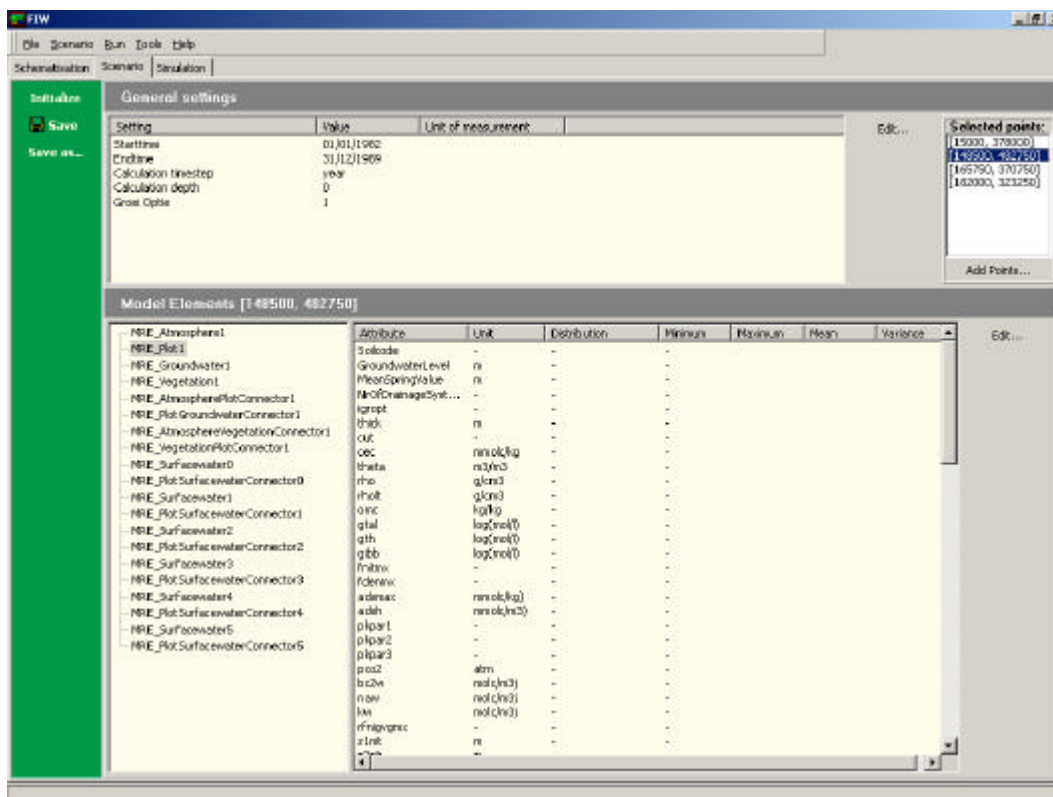
Selected points: [1]

[163250, 369250]

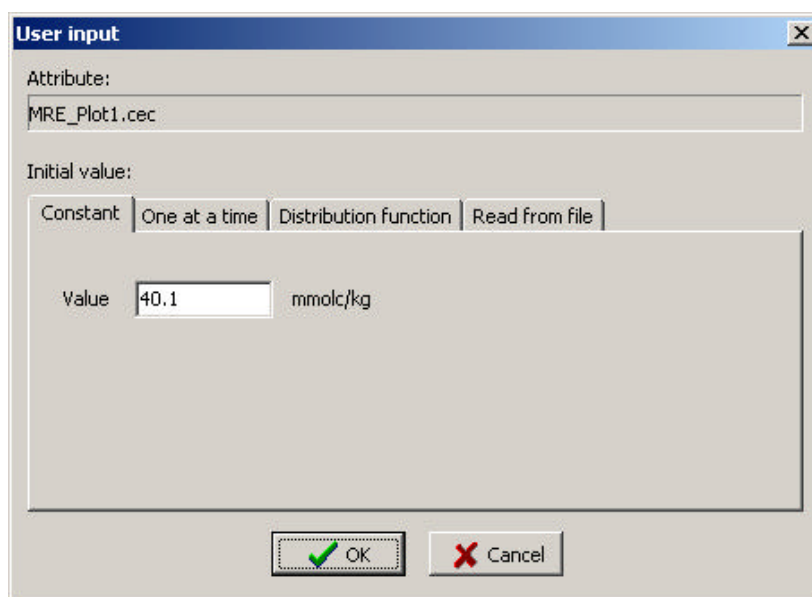
Select

De optie 'Show All points' toont alle in de database aanwezig punten in het venster 'Available points', 'Test points' geeft de punten die gebruikt zijn voor het testen. Punten kunnen worden geselecteerd uit een rechthoek of uit een provincie door de opties 'x-coord', 'y-coord' en/of 'Provincie' aan te vinken, de gewenste gegevens in te vullen en op 'Make Selection' te klikken. De punten in 'Available points' kunnen desgewenst handmatig verder worden geselecteerd door er op te dubbelklikken of door een met de muis geselecteerd punt toe te voegen via de 'Add'-knop. Met de knop 'Select' wordt de selectie bevestigd en keert men terug naar het 'Scenario' scherm.

In het venster 'Model Elements' worden de initiële waarden voor de verschillende attributen per modelement gegeven. Bij klikken op een modelement in het linkerpaneel verschijnt een lijst van attributen in het rechterpaneel:

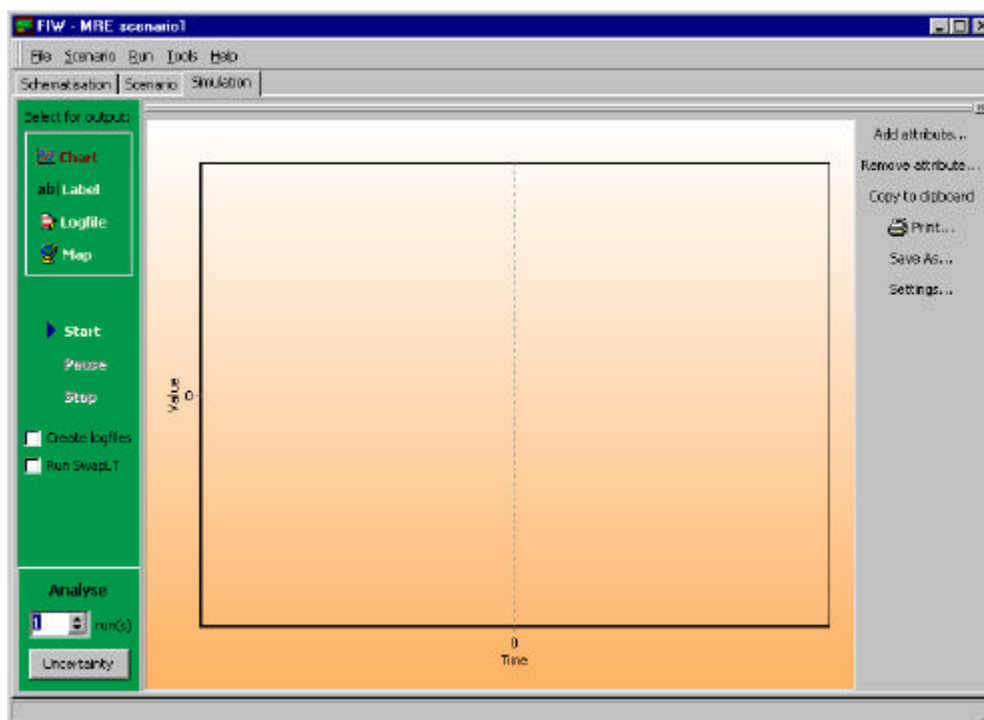


Door op een attribuut te dubbelklikken (of er een te selecteren en op 'Edit' te klikken) verschijnt de initiële waarde van dit attribuut voor het (in het scherm 'Selected points') geselecteerde punt. Deze initiële waarde kan handmatig veranderd worden (tabblad 'Constant'), of er kan een verdeling voor worden opgegeven (de andere tabbladen):



Het laatste is van belang bij gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse (zie daar). De handmatig opgegeven waarden verschijnen in het venster 'Model Elements' in de kolommen 'Distribution', 'Minimum', 'Maximum', 'Mean', en 'Variance'.

Ga vervolgens voor een simulatie zonder gevoeligheidsanalyse (na het eventueel veranderen van initiele waarden) naar het tabblad 'Simulatie':



Dit scherm regelt de uitvoer. Uitvoer is mogelijk voor alle modelementen, en vindt plaats voor de in het tabblad 'Scenario' in het venster 'Selected points' geselecteerde punten. Vier typen uitvoer zijn mogelijk:

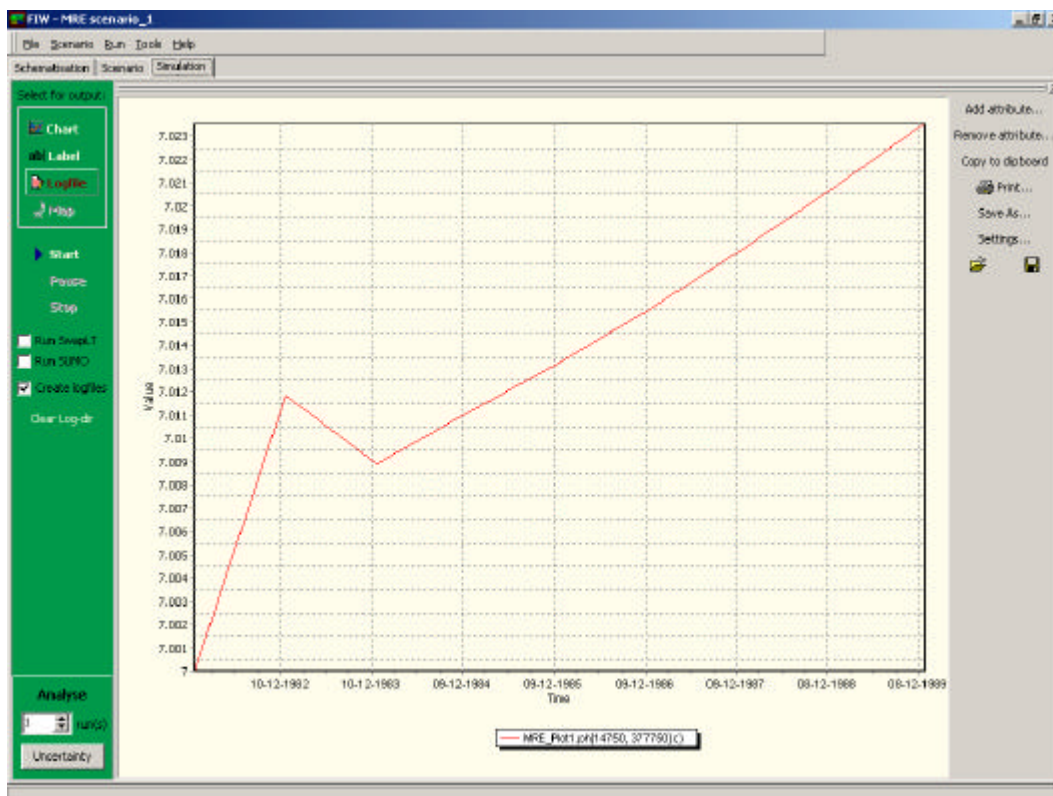
1. Grafiek: klik 'chart'
2. Waarde op het eindtijdstip van de simulatie: klik op 'Label'
3. File met de waarde per tijdstap: klik op 'Logfile'
4. Kaart: in de huidige versie nog niet beschikbaar

Deze typen uitvoer kunnen desgewenst tegelijk gegenereerd worden. Na het aanklikken van het gewenste uitvoertype kunnen via 'Add attribute...' (rechts in het scherm) de attributen waarvoor uitvoer is gewenst, worden aangeklikt in een scherm vergelijkbaar met dat in het tabblad 'Scenario' (klik eerst op het modelement waartoe het attribuut behoort, daarna op het attribuut, en daarna op 'Add to attribute-acceptor'; herhaal dit voor alle attributen waarvoor uitvoer gewenst is en klik daarna op 'Close'). De overige opties spreken voor zich (filenamen voor uitvoer, format van de uitvoerfile etc.).

Er kan voor gekozen om met SwapLT of met SUMO te runnen, door de betreffende opties aan te vinken. Wanneer de optie 'Create logfiles' wordt aangevinkt, worden de

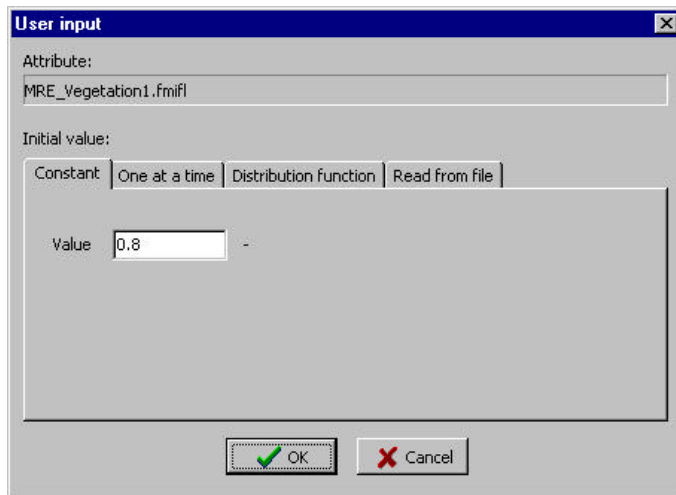
datarecords met in- en uitvoer van de rekenkernen per tijdstap weggeschreven naar MRE\TestLogfile\.

Klik op 'Start' om te runnen. Het volgende scherm geeft een voorbeeld van uitvoer als grafiek:

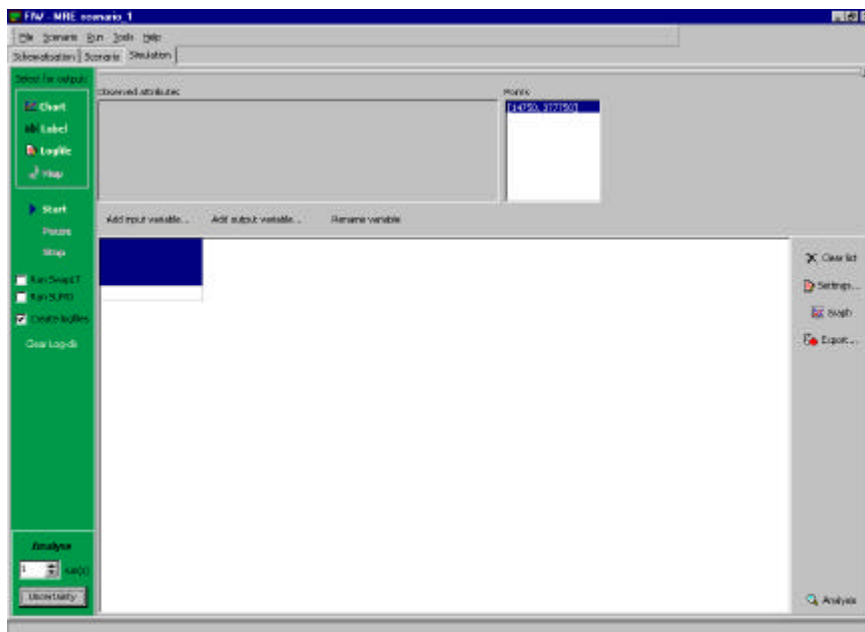


Single-input sensitivity analysis ('One-at-a-time')

Proceed as above to select a project and a schematisation, double-click an attribute and the user-input dialog box appears for the selected variable:

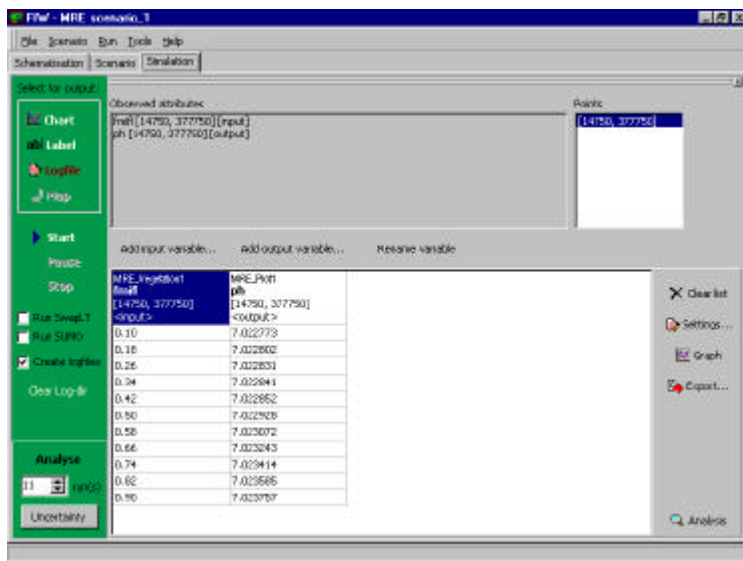


Click 'One at a time', type in the range (minimum en maximum) of the input that is varied by small steps, and type in the number of steps. Click 'OK' and go to the 'Simulation' tab. Next, click 'Uncertainty' in the lower part of the left bar. The following window comes into sight:

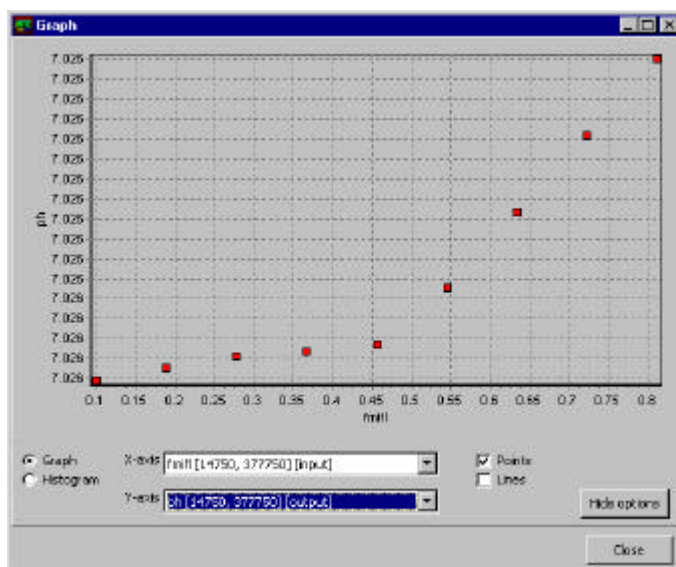


Click 'Add input variable' and select the input variable for which a minimum and maximum has been specified in the previous step. Click 'Add to attribute-acceptor', and 'Close'.

In the window the values of the model input variables and the model output variables are presented:



These values can be displayed in a graph by clicking 'Graph' in the right bar. The titles for the axes can be generated by means of pull down menus:



In One-at-a-time analysis, under 'Settings' only the tab 'File locations' is relevant, and the button 'Analysis' is not relevant.

Uncertainty Analysis

For uncertainty analysis it is obligatory to have a licensed copy of Genstat5 version 4.1 on your computer (later version of Genstat will not work!).

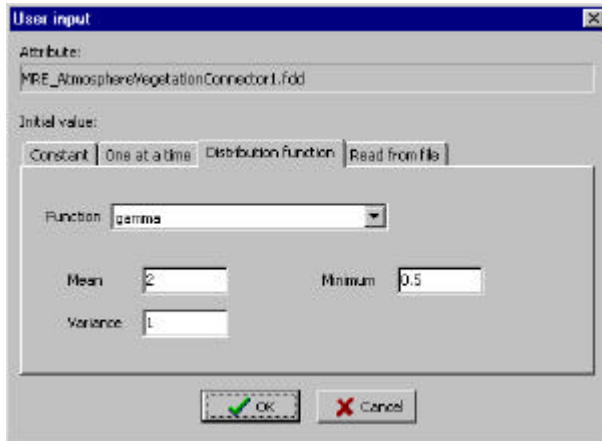
We demonstrate the procedure for the following parameters:

input: (MRE_plot1) gibb
(MRE_vegetaton1) kmilt
(MRE_Atm..Veg..Cont) fdd
output:(MRE_Plot1) tnituptmx

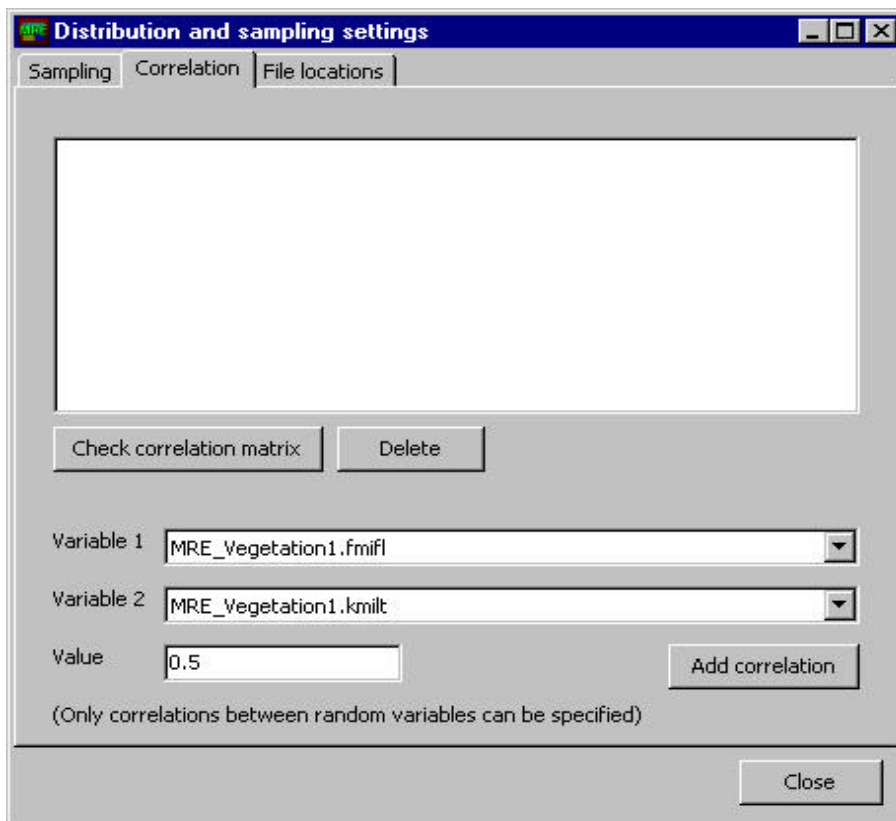
First, proceed as above. Specify appropriate distribution functions for the selected input variables and type in the values of the parameters of the function in the 'User input' screen that appears after double-clicking the names of these variables (attributes):

The 'User input' dialog box for attribute 'MRE_Plot1.gibb' shows the 'Distribution function' tab selected. The 'Function' dropdown is set to 'gamma'. The 'Mean' is 238, 'Variance' is 100, and 'Minimum' is 100. The 'OK' and 'Cancel' buttons are at the bottom.

The 'User input' dialog box for attribute 'MRE_Vegetation1.kmilt' shows the 'Distribution function' tab selected. The 'Function' dropdown is set to 'beta'. The 'Mean' is 0.5, 'Variance' is 0.01, 'Minimum' is 0.1, and 'Maximum' is 1. The 'OK' and 'Cancel' buttons are at the bottom.

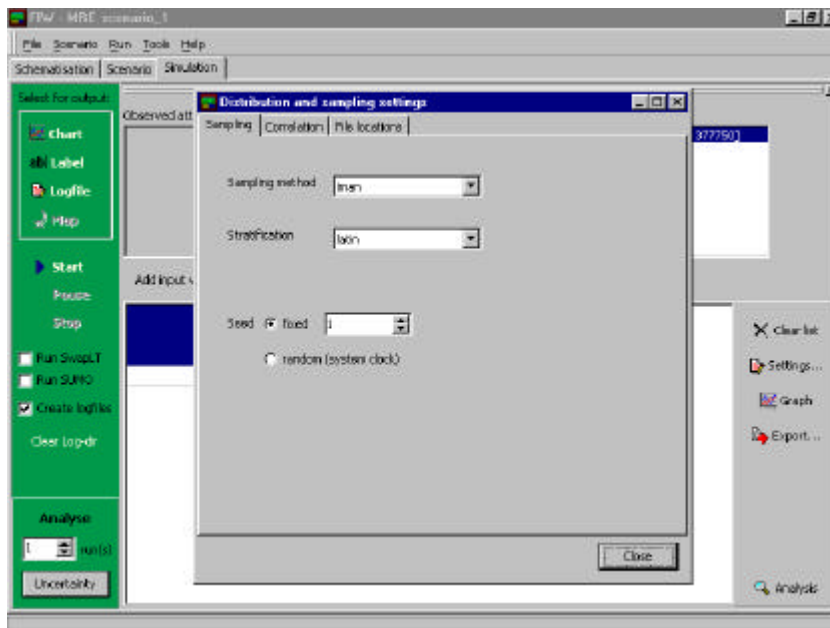


Next, select model input and model output as under 'one-at-a-time'. Specify the rank correlation matrix of the input variables and select the sampling method by clicking 'Settings' in the right bar of the 'Simulation' tab, next 'Correlation'. The following screen appears:

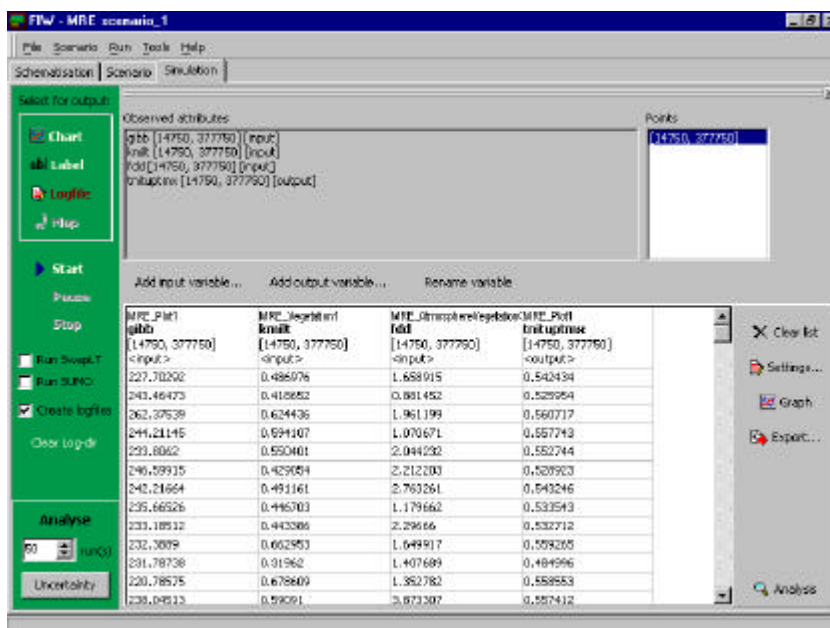


Select two variables by means of the pull down menus and type in the correlation coefficient, and click 'Add correlation'. Repeat these steps for all variables that are correlated. Now click 'Check correlation matrix' to inspect the generated correlation matrix. If this is OK, click 'Close'. Next, click 'Setting', and specify the sampling

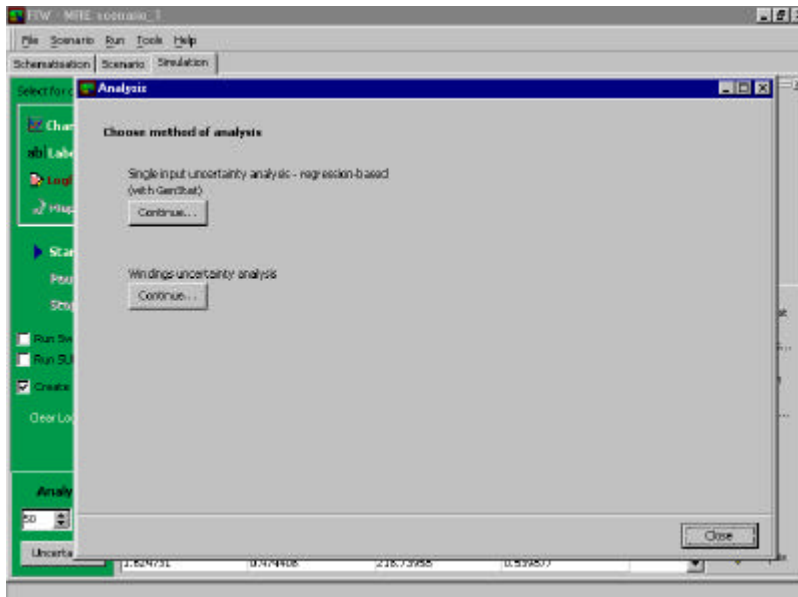
method, the stratification method, and the seed (see the main text for details on these options). Click 'Close'.



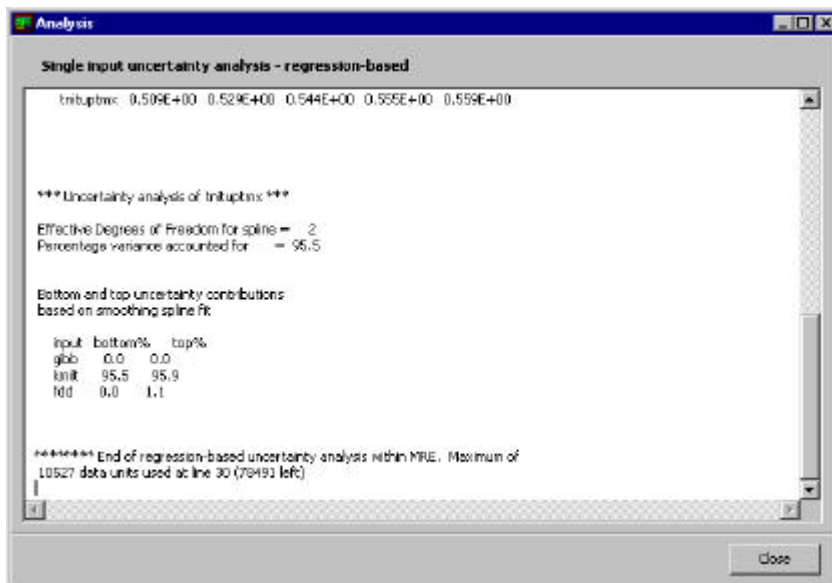
Under 'Analyse', type in the number of runs and click 'Start' to run the simulation. The input and output variables and their values are listed on the screen:



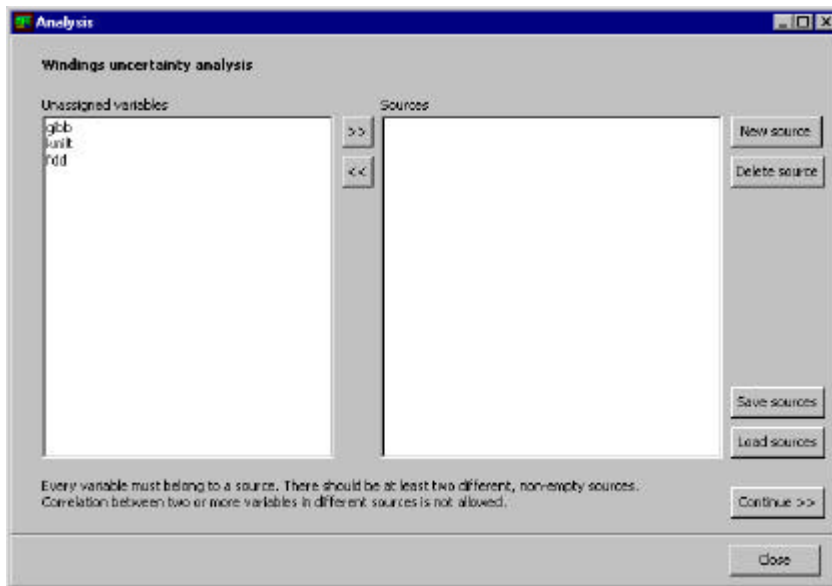
For a statistical evaluation of the output, click 'Analysis' at the bottom of the right pane. You now have two options for sensitivity analysis of independent input groups, 'Single input sensitivity analysis' (regression-based) or 'Windings' (regression-free). Click 'Continue...' under the appropriate option:



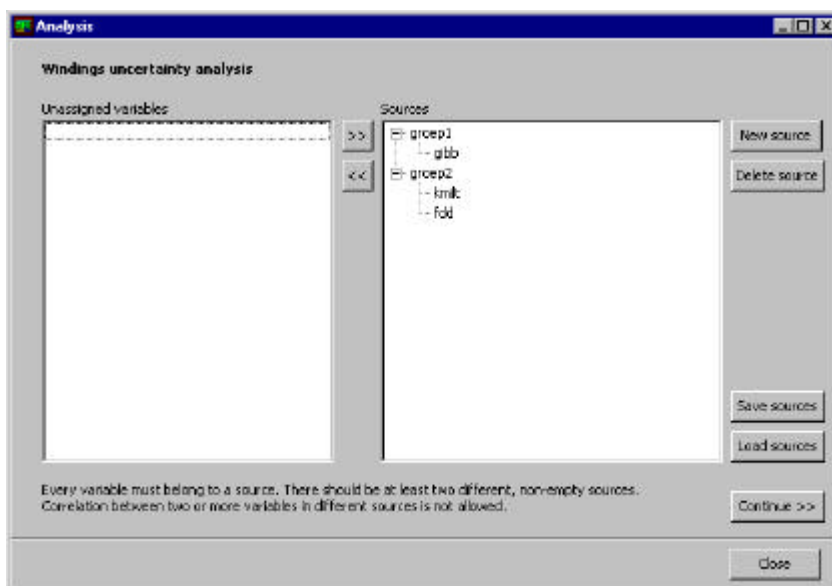
Genstat starts and for regression-based analysis output is generated as in the following window:



For regression-free analysis the variables have to be grouped first. To do this, create groups by clicking 'New source' for each group and typing a name (you are free to choose names). Next, drag each variables into the group to which it belongs.

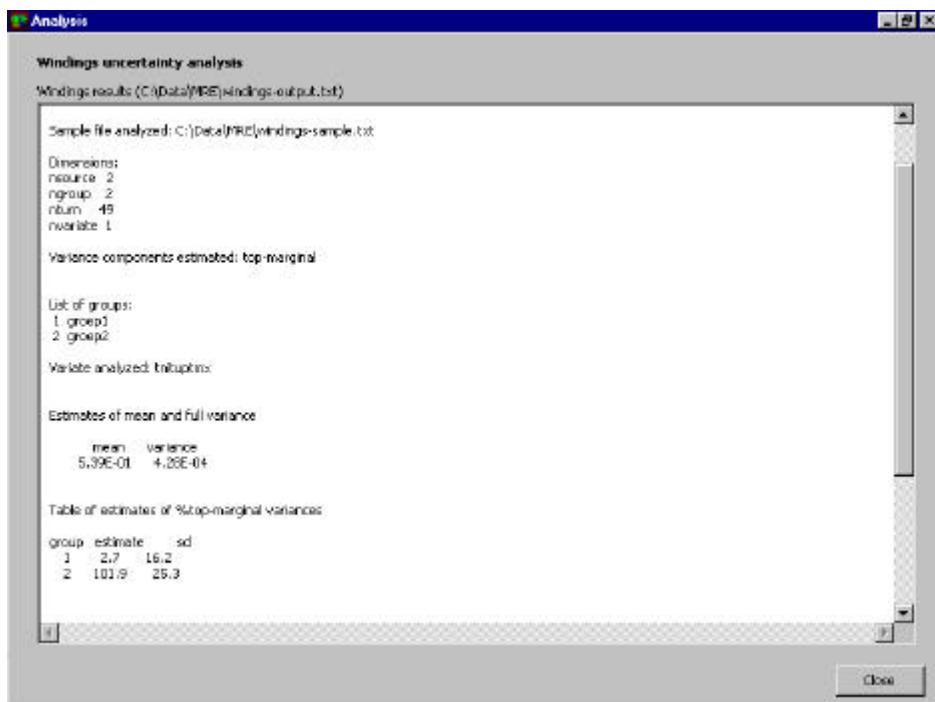


After forming the groups the window should look as follows:



The composition of the groups can be saved ('Save sources') to be loaded again for a new analysis ('Load sources').

When 'Continue' is clicked, Genstat starts and output is generated as in the following window:



The interpretation of the output is given in the main text.

Bijlage 2 Structure SWAP

naam	type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel ruimte / tijd	omrekening	Modelelement							
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn	PlotSurfwater_Conn
IOLandUse	integer	LandUse type (1)	-	1 – 16	Dbase				X						
IOSoilCode	integer	Soiltype (mapping scale 1:250000)	-	1 - 21	Dbase					X					
IOJaar	integer	year number	-	1900 - 2100											
IOSwDra	integer	switch indicating whether drainage is allowed (1) or not (0) per drainage system	-	0 / 1	Dbase	Plot									X
IOSwInf	integer	switch indicating whether infiltration is allowed (1) or not (0) per	-	0 / 1	Dbase	Plot									X

naam	type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel ruimte / tijd	omrekening	Modelelement							
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn	PlotSurfwater_Conn
		drainage system													
IOSwFlPot	integer	switch indicating Cauchy (0) or Neumann (1) boundary condition per drainage system	-	0 / 1	Dbase	Plot									X
IONdrain	integer	number of drainage systems to be considered	-	5	Dbase	Plot				X					
IORootD	real	thickness of rootzone	M	0 - 5	Dbase	Plot			X						
IOEactstandard	real	standard value of transpiration by the vegetation	M	0 - 1	Dbase	Plot			X						
IOIntceptpar	real	interception parameter	M		Dbase	Plot					X				
IORGross	real	daily values of precipitation	Mm/d	0 - 100	Dbase	Plot/time						X			
IOETref	real	daily values of reference	Mm/d	0 - 100	Dbase	Plot/time						X			

naam	type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel ruimte / tijd	omrekening	Modelelement							
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn	PlotSurfwater_Conn
		evapotranspiration													
IOLAI	real	daily values of Leaf Area Index	-	0 - 20	SUMO	Plot/time			X						
IOlevel_dr	real	drainage level	m-soil surface	0 - 5	Dbase	Plot									X
IOresist_dr	real	drainage resistance	D	1 - 10000	Dbase	Plot									X
IOSinlev0	real	parameters sine function for IOlevel_dr(0) ²	M	0 - 5	Dbase	Plot								X	
IOPerMax	real	maximum percolation flux	M/d	0 – 0.05	Dbase	Plot								X	
IOV1old	real	V1new(t-dt)	M		Previous time step	Plot/time			X						
IOGw1old	real	Gw1new(t-dt)	M		Previous time step	Plot/time				X					
IOV1new	real	Watervolume of rootzone at end of simulation period	M		Result	Plot/time			X						

naam	type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel ruimte / tijd	omrekening	Modelelement							
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn	PlotSurfwater_Conn
IOGwlnew	real	groundwaterlevel at end of simulation periode	m-soil surface		result	Plot/ time				X					
IOCumRnet	real	cumulative precipitation	M		result	Plot/ time						X			
IOCumIntercept	real	cumulative interception	M		result	Plot/ time					X				
IOCumEpot	real	cumulative potential evaporation	M		result	Plot/ time						X			
IOCumTpot	real	cumulative potential transpiration	M		result	Plot/ time					X				
IOCumEact	real	cumulative actual evaporation	M		result	Plot/ time						X			
IOCumTact	real	cumulative actual transpiration	M		result	Plot/ time					X				
IOCumFluxcapr	real	cumulative capillary rise	M		result	Plot/ time							X		
IOCumFluxperc	real	cumulative percolation	M		result	Plot/ time								X	
IOCumFluxleak	real	cumulative leakage	M		result	Plot/ time								X	

naam	type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel ruimte / tijd	omrekening	Modelelement							
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn	PlotSurfwater_Conn
IOCumFluxdrain	real	cumulative drainage flux	M		result	Plot/ time									X
IOCumFluxrunoff	real	cumulative runoff flux	M		result	Plot/ time									X
IOGVG	real	mean spring value of groundwaterlevel	m-soil surface		result	Plot/ time				X					
IOFrpp	real	SMART2 correction factor for actual transpiration	-		result	Plot/ time							X		

¹⁾ Voor de variabele IOLandUse wordt de volgende indeling naar gewassen gehanteerd:

1=gras	7=---	13=droge heide
2=mais	8=glastuinbouw	14=kale grond in natuurgebieden
3=aardappelen	9=boomgaard	15=groenten
4-bieten	10=bollen	16=bloemen
5=granen	11=loofbos	
6=overig akkerbouw	12=naaldbos	

²⁾ Met de parameter IOSinlev0 wordt een sinusfunctie gedefinieerd voor de onderrandvoorwaarde van het modelprofiel. In combinatie met de parameter κ (=IOSwFlPot) kan een sinusvormig verloop van de stijghoogte van het diepe grondwater worden gemodelleerd, als een sinusvormig verloop van een onderrandflux (kwel/wegzijging)

IOsinlev0(1): amplitude van de sinusfunctie [m]
IOsinlev0(2): period; van de sinusfunctie [d]
IOsinlev0(3): fase verschuiving tov t=0 [d].

Bijlage 3 Koppeling met de landelijke hydrologische database

Van de gridcellen is een X- en Y-coördinaat bekend. Uit deze coördinaten wordt een PointID berekend volgens:

$$\text{PointID} = 40X + 0.004Y + 8801.$$

Per gridcel is eveneens een UC-nummer bekend. Deze nummers verwijzen naar records in de landelijke hydrologische database waarin naast het UC-nummer, het meteodistrict, het bodemnummer en de Gt ook waarden staan vermeld met betrekking tot kwel/wegzijging; drainafstanden; drainageweerstand; diepte van drainagemiddelen; het zomerpeil en het winterpeil van het afwateringsgebied; het voorkomen van buisdrainage en beregening en de mogelijkheid tot wateraanvoer. Voor de 20 testgrids van het Modellenraamwerk zijn de UC-nummers weergegeven in onderstaande tabel.

Toewijzing volgens de landelijke hydrologische schematisering van UC-nummer, meteodistrict en bodemnummer naar de twintig testgrids

Testgridno	PointID	X	Y	UC-Nr	Meteodistrict	SoilNr	Gt
1	8511209	212500	602000	90	3	7	2
2	10641111	265750	577500	675	3	2	3
3	9450991	236000	547500	1294	3	11	5
4	7830937	195500	534000	2010	6	1	2
5	5950732	148500	482750	2785	5	16	6
6	3740717	93250	479000	3188	7	7	7
7	7700692	192250	472750	3234	8	8	7
8	8010608	200000	451750	3494	8	8	7
9	8100599	202250	449500	4247	8	21	7
10	6120602	152750	450250	3055	8	14	7
11	2600547	64750	436500	3188	7	7	7
12	7650488	191000	421750	4400	10	14	7
13	3410354	85000	388250	6178	11	11	5
14	6700337	167250	384000	5593	13	9	6
15	610313	15000	378000	1862	11	7	7
16	600312	14750	377750	1862	11	7	7
17	6640284	165750	370750	6158	13	9	3
18	6540278	163250	369250	5579	13	9	6
19	7290094	182000	323250	6382	15	21	7
20	7760042	193750	310250	6402	15	14	7

In de tabel ModelElementAttributeSpaceNumValues wordt een ID-waarde berekend volgens:

ModelElementAttributeSpaceNumValuesID = 100000 ModelElementAttributeID + TestgridNo.

Onderstaande tabel bevat van het eerste testgrid de hydrologische invoer:

Waarden van één testgrid in de tabel ModelElementAttributeSpaceNumValues

Testgridno	ModelElement- AttributeSpaceNum- ValuesID	ModelElement- AttributeID	PointID	Value	Omschrijving
1	100700001	1007	8511209	7	IOSoilCodehydro
1	100800001	1008	8511209	4	IONdrain
1	100900001	1009	8511209	1	IOSwDra(0)
1	101000001	1010	8511209	1	IOSwDra(1)
1	101100001	1011	8511209	1	IOSwDra(2)
1	101200001	1012	8511209	1	IOSwDra(3)
1	101300001	1013	8511209	1	IOSwDra(4)
1	101400001	1014	8511209	0	IOSwDra(5)
1	101500001	1015	8511209	1	IOSwInf(0)
1	101600001	1016	8511209	1	IOSwInf(1)
1	101700001	1017	8511209	1	IOSwInf(2)
1	101800001	1018	8511209	1	IOSwInf(3)
1	101900001	1019	8511209	0	IOSwInf(4)
1	102000001	1020	8511209	0	IOSwInf(5)
1	102100001	1021	8511209	1	IOSwFlPot(0)
1	102200001	1022	8511209	0	IOSwFlPot(1)
1	102300001	1023	8511209	0	IOSwFlPot(2)
1	102400001	1024	8511209	0	IOSwFlPot(3)
1	102500001	1025	8511209	0	IOSwFlPot(4)
1	102600001	1026	8511209	0	IOSwFlPot(5)
1	100300001	1003	8511209	0.000056	IOlevel_dr(0)
1	102700001	1027	8511209	0.85	IOlevel_dr(1)
1	102800001	1028	8511209	0.75	IOlevel_dr(2)
1	102900001	1029	8511209	0.65	IOlevel_dr(3)
1	103000001	1030	8511209	0.15	IOlevel_dr(4)
1	103100001	1031	8511209	0	IOlevel_dr(5)
1	103200001	1032	8511209	1	IOresist_dr(0)
1	103300001	1033	8511209	2367	IOresist_dr(1)
1	103400001	1034	8511209	2639	IOresist_dr(2)
1	103500001	1035	8511209	4435	IOresist_dr(3)
1	103600001	1036	8511209	10	IOresist_dr(4)
1	103700001	1037	8511209	0	IOresist_dr(5)
1	100400001	1004	8511209	0	IOSinlev0(1):
1	100500001	1005	8511209	365	IOSinlev0(2):
1	100600001	1006	8511209	0	IOSinlev0(3):
1	104100001	1041	8511209	0.25	IOIntceptpar
1	104200001	1042	8511209	0.03	IOPerMax
1	104300001	1043	8511209	0.2	IOGwlOld

Bijlage 4 Structure SMART

naam	Type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel in ruimte / tijd	omrekening	Modelelement						
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn
itask	integer	0 = initialisatie, 1 = tot aanroep sumo, 2 = na aanroep sumo, 3 = geen sumo	-	0, 1, 2, of 3	MRE									
imodel	integer	0 = zonder sumo, 1 = met SUMO	-	0 of 1	MRE									
itime	integer	tijdstap	-	1-1000	MRE									
igropt	integer	Groei-optie (0 = constant, 1 = logistisch)	-	0 of 1	MRE									
thick	real	Rekendiepte	m	0.1, 0.2, ... 1.0	MRE					X				
prec	real	Neerslag (bruto)	m/j	0.2 – 5	Dbase of hydr. model	point/time						X		
gvg	real	Gemiddelde voorjaars grondwaterstand	m	-1 – 50	Dbase of hydr. Model	point/time				X				
se	real	Kwel	m/j	0 – 5	Dbase of hydr.	point/time								X

naam	Type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel in ruimte / tijd	omrekening	Modelelement						
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn
					Model									
ps	real	Neerslagoverschot	m/j	0 – 5	Hydr. Model of smart	point / time				X				
so2dep	real	SO2-depositie	molc m-2·j-1	0.01 – 0.5	Dbase	point / time						X		
noxdep	real	NOx-depositie	molc m-2·j-1	0.01 – 0.5	Dbase	point / time						X		
nh3dep	real	NH3-depositie	molc m-2·j-1	0.01 – 0.5	Dbase	point / time						X		
cadep	real	Ca-depositie (=constant in de tijd)	molc m-2·j-1	0.01 – 0.1	Dbase	point / (time)						X		
mgdep	real	Mg-depositie (=constant in de tijd)	molc m-2·j-1	0.01 – 0.2	Dbase	point / (time)						X		
nadep	real	Na-depositie (=constant in de tijd)	molc m-2·j-1	0.01 – 1	Dbase	point / (time)						X		
kdep	real	K-depositie (=constant in de tijd)	molc m-2·j-1	0.1 – 0.05	Dbase	point / (time)						X		
cldep	real	Cl-depositie (=constant in de tijd)	molc m-2·j-1	0.1 – 1	Dbase	point / (time)						X		
cso4se	real	Kwel concentratie	molc	0 – 100	Dbase	point								X

naam	Type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel in ruimte / tijd	omrekening	Modelelement						
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn
		SO4	m-3											
cno3se	real	Kwel concentratie NO3	molc-m-3	0 – 1	Dbase	point								X
cnh4se	real	Kwel concentratie NH4	molc-m-3	0 – 1....	Dbase	point								X
cbc2se	real	Kwel concentratie BC2	molc-m-3	0 – 500....	Dbase	point								X
cnase	real	Kwel concentratie Na	molc-m-3	0 – 800	Dbase	point								X
ckse	real	Kwel concentratie K	molc-m-3	0 – 50	Dbase	point								X
cclse	real	Kwel concentratie Cl	molc-m-3	0 – 800	Dbase	point								X
cut	integer	Plaggen ja (1) of nee (0)	-	0 of 1	SUMO					X			X	
tnitupt	real	N-opname	molc-m-2-j-1	0 – 2	SMART of SUMO									
iagevg	integer	Leeftijd vegetatie	j	0 – 1000	initieel: Dbase, run: SMART of SUMO	point			X					
iagelt	integer	Leeftijd opstand	j	0 – 1000	initieel: Dbase, run: SMART	point			X					

naam	Type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel in ruimte / tijd	omrekening	Modelelement						
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn
frrlt	real	fractie van wortels in de strooisellaag	-	0 – 1	Dbase	point			X					
ncf	real	nutrient cycling factor	-	0 – 5	Dbase of SMART	point			X					
fmifl	real	mineralisatiefractie vers strooisel	-	0 – 1	Dbase	point			X					
kmilt	real	mineralisatieconstante oud strooisel	j-1	0 – 0.5	Dbase	point			X					
fint	real	interceptiefractie	-	0 – 0.8	Dbase	point					X			
fnh4fu	real	fractie van NH3-depositie voor bladopname	-	0 – 0.8	Dbase	point					X			
fhfu	real	fractie van H-depositie voor bladopname	-	0 – 0.8	Dbase	point					X			
fkfe	real	fractie blad exudaten K		0 – 0.8	Dbase	point			X					
fre	real	reallocatie fractie	-	0 – 0.8	Dbase of SUMO	point			X					
ctnitlvmn	real	minimaal N-gehalte in bladeren	%	0.5 – 5	Dbase	point			X					
ctnitlvmx	real	maximaal N-gehalte in bladeren	%	0.5 – 5	Dbase	point			X					
ctnitlv	real	N-gehalte in bladeren	%	0.5 – 5	SMART of SUMO				X					
ctnitlvo	real	N-gehalte in	%	0.5 – 500	SMART of SUMO				X					

naam	Type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel in ruimte / tijd	omrekening	Modelelement						
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn
		bladeren vorige tijdstap												
ctbc2lv	real	BC2-gehalte bladeren	in %	0 – 2	Dbase	point			X					
ctbc2lvo	real	BC2-gehalte bladeren vorige tijdstap	in %	0 – 2	SMART				X					
ctklv	real	K-gehalte bladeren	in %	0 – 2	Dbase	point			X					
Ctklvo	real	K-gehalte bladeren vorige tijdstap	in %	0 – 2	SMART				X					
Ctnitst	real	N-gehalte stammen	in %	0 – 1	Dbase of SUMO	point			X					
ctbc2st	real	BC2-gehalte stammen	in %	0 – 1	Dbase				X					
Ctkst	real	K-gehalte stammen	in %	0 – 1	Dbase	point			X					
Ctnitlt	real	N-gehalte strooisel	in %	0 – 5	SMART				X					
Ctbc2lt	real	BC2-gehalte strooisel	in %	0 – 1	SMART				X					
Ctklt	real	K-gehalte strooisel	in %	0 – 1	SMART				X					
ctnitrd	real	N-gehalte wortels	in %	0 – 1	SUMO				X					

naam	Type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel ruimte / tijd	omrekening	Modelelement						
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn
ctnitrdo	real	N-gehalte in wortels vorige tijdstap	%	0 – 1	SUMO				X					
ffso2	real	filterfactor voor SO2-depositie	-	0 – 2	Dbase	point					X			
ffnox	real	filterfactor voor NOx-depositie	-	0 – 2	Dbase	point					X			
ffnh3	real	filterfactor voor NH3-depositie	-	0 – 2	Dbase	point					X			
fdd	real	filterfactor voor basische kationen depositie	-	0 – 5	Dbase	point					X			
amlf	real	strooiselproductie	kg·m-2·j-1	0 – 1	Dbase, SMART of SUMO	point			X					
amlfo	real	Strooiselproductie vorige tijdstap	kg·m-2·j-1	0 – 1	SMART of SUMO				X					
amlt	real	Hoeveelheid oud strooisel	kg·m-2	0 – 100	SMART					X				
amlto	real	Hoeveelheid oud strooisel vorige tijdstap	kg·m-2	0 – 100	SMART					X				
amst	real	hoeveelheid staande biomassa	kg·m-2	0 – 100	SMART of SUMO				X					
amsto	real	hoeveelheid staande biomassa vorige tijdstap	kg·m-2	0 – 100	SMART of SUMO				X					

naam	Type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel in ruimte / tijd	omrekening	Modelelement						
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn
amrd	real	hoeveelheid dode wortels	kg·m ⁻²	0 – 100	SUMO					X				
amrdo	real	hoeveelheid dode wortels vorige tijdstap	kg·m ⁻²	0 – 100	SUMO					X				
anitlto	real	Hoeveelheid N in oud strooisel	mol·m ⁻²	0 – 0.5	SMART					X				
abc2lto	real	Hoeveelheid BC2 in oud strooisel	mol·m ⁻²	0 – 0.5	SMART					X				
aklto	real	Hoeveelheid K in oud strooisel	mol·m ⁻²	0 – 0.5	SMART					X				
cacarb	real	Ca-gehalte in carbonaten	mmol·kg ⁻¹	0 – 10000	Dbase	point				X				
cec	real	omwisselcapaciteit	mmol·kg ⁻¹	0 – 1000	Dbase	point				X				
theta	real	volumetrisch vochtgehalte	m ³ ·m ⁻³	0.01 – 0.95	Dbase	point				X				
rho	real	dichtheid van de minerale laag	g·cm ⁻³	0.1 – 2	Dbase	point				X				
rholt	real	dichtheid van de strooisellaag	g·cm ⁻³	0.1 – 0.5	Dbase	point				X				
omc	real	organische-stofgehalte	kg·kg ⁻¹	0 – 0.95	Dbase	point				X				
cnrat	real	C/N ratio van de bodem	kg·kg ⁻¹	5 – 60	Dbase	point				X				
namo	real	N in minerale laag	mol·		SMART					X				

naam	Type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel in ruimte / tijd	omrekening	Modelelement						
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Ground_Conn
			m-2											
gtal	real	omwisselconstante Al/BC	$\log(\text{mol l}^{-1})$	-10	Dbase	point	$\text{gtal} = (8/9) * 10^{**}(\text{gtal} + 3)$			X				
gth	real	omwisselconstante H/BC	$\log(\text{mol l}^{-1})$	0 – 5	Dbase	point	$\text{gth} = 2 * 10^{**}(\text{gth} - 3)$			X				
gibb	real	oplossingsconstante Al-hydroxide	$\log(\text{mol l}^{-1})$	5 – 10	Dbase	point	$\text{gibb} = 3 * 10^{**}(\text{gibb} - 6)$			X				
fbc	real	basenbezetting	-	0 – 1	initieel: Dbase, run: SMART	point				X				
fnitmx	real	maximale nitrificatiefractie	-	0 – 1	Dbase	point				X				
fdemx	real	maximale nitrificatiefractie	-	0 – 1	Dbase	point				X				
alox	real	gehalte van secundair Al in de bodem	mmolc · kg ⁻¹	0 – 500	Dbase	point				X				
adsmax	real	Sulfaat adsorptiecapaciteit	mmolc · kg ⁻¹	0 – 10	Dbase	point				X				
adsh	real	half-verzadigings constante voor sulfaat sorptie	molc · m ⁻³	0.1 – 10	Dbase	point				X				
coacid	real	concentratie organische zuren	mmolc · m ⁻³	0 – 5	Dbase	point				X				
pkpar(3)	real	parameters om de	-	0 – 5	Dbase	point				X				

naam	Type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel in ruimte / tijd	omrekening	Modelelement						
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn
		dissociatie van organische zuren te berekenen												
pco2	real	partiële CO2-druk in de bodem	atm	0.0 – 0.1	Dbase	point				X				
bc2w	real	verwerking van divalente basische kationen	molc-m-3-j-1	0 – 0.1	Dbase	point				X				
naw	real	Verwerking van Na	molc-m-3-j-1	0 – 0.1	Dbase	point				X				
kw	real	Verwerking van K	molc-m-3-j-1	0 – 0.1	Dbase	point				X				
rfnigvgmx	real	Maximale waarde voor GVG reductiefraction		0 - 1	Dbase	point				X				
z1nit	real	GVG tot waar minimale nitrificatie is	m	0 – 1	Dbase	point				X				
z2nit	real	GVG vanaf waar nitrificatie = 1	m	0 – 1	Dbase	point				X				
rfdegvgmn	real	Minimale waarde voor GVG reductiefraction		0 – 1	Dbase	point				X				
frpp	real	transpiratie correctie factor (= altijd 0 als hydr.model wordt gebruikt)	-	0 – 1	Dbase	point							X	

naam	Type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel in ruimte / tijd	omrekening	Modelelement						
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn
anit	real	bodemafhankelijke parameters voor bepaling van reductie van nitrificatie als functie van GVG	-	-2	Dbase	point				X				
bnit	real	bodemafhankelijke parameter voor de bepaling van de reductie van nitrificatie als functie van GVG	m-1	0 – 5	Dbase	point				X				
aden	real	bodemafhankelijke parameter voor de bepaling van de reductie van denitrificatie als functie van GVG	m-1	0 – 1	Dbase	point				X				
thickrz	real	dikte van de wortelzone	m	0.1 – 1	Dbase	point				X				
tr	real	transpiratie	m·j-1	0.1 - 1	Dbase of hydr. model	point							X	
amstmx	real	maximale hoeveelheid staande biomassa	kg·m-2	0 - 100	Dbase	point				X				

naam	Type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel in ruimte / tijd	omrekening	Modelelement						
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn
krgl	real	parameter die 'steilheid' van de groeicurve aangeeft	j-1	0 – 0.5	Dbase	point			X					
t05	real	tijdstip waarop de helft van de maximale biomassa is bereikt (groei is maximaal)	j	0 – 100	Dbase	point			X					
Nain	real	Na flux	molc m-2·j-1	0 - 10	SMART									
kin	real	K flux	molc m-2·j-1	0 – 10	SMART									X
bc2in	real	BC2 flux	molc m-2·j-1	0 – 10	SMART									X
alin	real	Al flux	molc m-2·j-1	0 – 10	SMART									X
so4in	real	SO4 flux	molc m-2·j-1	0 - 10	SMART									X
no3in	real	NO3 flux	molc m-2·j-1	0 – 10	SMART									X
nh4in	real	NH4 flux	molc m-2·j-1	0 – 10	SMART									X
clin	real	Cl flux	molc m-2·j-1	0 – 10	SMART									X
oain	real	Organische zuren flux	molc m-2·j-1	0 – 10	SMART									X

naam	Type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel in ruimte / tijd	omrekening	Modelelement						
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn
chplus	real	H+ concentratie	molc-m-3	0.0001 – 2	SMART					X				
cso4	real	SO4 concentratie	molc-m-3	0 – 10	SMART					X				
cno3	real	NO3 concentratie	molc-m-3	0 – 10	SMART					X				
cnh4	real	NH4 concentratie	molc-m-3	0 – 10	SMART					X				
ck	real	K concentratie	molc-m-3	0 – 10	SMART					X				
cna	real	Na concentratie	molc-m-3	0 – 10	SMART					X				
ccl	real	Cl concentratie	molc-m-3	0 – 10	SMART					X				
cbc2	real	BC2 concentratie	molc-m-3	0 – 10	SMART					X				
cal	real	Al concentratie	molc-m-3	0 – 10	SMART					X				
chco3	real	HCO3 concentratie	molc-m-3	0 – 10	SMART					X				
ph	real	pH	-	2 – 8	SMART					X				
cbc1	real	BC1 concentratie	molc-m-3	0 – 10	SMART					X				
calbc2rat	real	Al/ BC ratio	molc-m-3	0 – 100	SMART					X				
corg	real	concentratie	molc	0 – 10	SMART					X				

naam	Type	Omschrijving	Eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel in ruimte / tijd	omrekening	Modelelement						
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn
		organische anionen	m-3											
fal	real	Al bezetting	-	0 – 1	SMART					X				
fh	real	H bezetting	-	0 – 1	SMART					X				
nout	real	N uitspoeling	molc m-2·j-1	0 – 10	SMART					X				
nitmi	real	Mineralisatie	molc m-2·j-1	0 – 2	SMART					X				
tniuptmx	real	N beschikbaarheid	molc m-2·j-1	0 – 2	SMART					X				
nh4fu	real	Bladopname	molc m-2·j-1	0 – 0.5	SMART						X			
thicklt	real	Dikte strooisellaag	m	0 – 1	SMART					X				
cnratlt	real	C/N-ratio strooisel	kg kg-1	5 – 60	SMART					X				

Bijlage 5 Structure SUMO

naam	type	Omschrijving	eenheid	technisch bereik	Herkomst	variabel in ruimte / tijd	omrekening	Modelelement						
								Atmosphere	Vegetation	Plot	Atm_Veg_Conn	Atmosph_plot_Conn	Veg_plot_Conn	Plot_Groundw_Conn
Nsmart	real	N input uit SMART	molc-m-2·j-1	>0	SMART	point/time	Nbesch=(Nsmart*14)/100			X				
bladopname_sm	real	bladopname uit smart	molc-m-2·j-1	>0	SUMO	point/time	bladopname=(bladopname_sm*14)/100			X				
gvg	real	voorjaarsgrondwaterstand	m	-1 - 50	Dbase of hydr. model	point/time				X				
dbladtot	real	biomassa bladeren = strooisel	ton/ha	>0	SUMO	point/time			X					
dworteltot	real	totale wortelverlies	ton/ha	>0	SUMO	point/time			X					
Ngeh_dwtot	real	N gehalte van de totale hoeveelheid dode wortels	gehalte	0.0001 - 0.5	SUMO	point/time			X					
Ngeh_dbtot	real	N-gehalte van de totale hoeveelheid dood blad	gehalte	0.0001 - 0.5	SUMO	point/time			X					
strooisel	integer	in het jaar van wordt 0 1; SMART verwijderd strooisel	plaggen	0 of 1	SUMO	point/time			X					

Smart-wortel	real	wortelbiomassa; uitvoer naar SMART	kg·m-2	>0	SUMO	point/time			X					
smartblad	real	bladbiomassa; uitvoer naar SMART	kg·m-2	>0	SUMO	point/time			X					
smarttak	real	tak/stambiomassa; uitvoer naar SMART	kg·m-2	>0	SUMO	point/time			X					
jaar	integer	Aantal jaren na t=0		>0	SUMO	time				X				
Opname-gr	real	de totale opname uit de grond	ton/ha/j	>0	SUMO	point/time							X	
b	Real	intercept voor de gvg formule	m	constante	SUMO	point				X				
beheer1	Integer	gevoerde beheer; 0=geen, 1=maaaien, 2=plaggen		1 - 6	Dbase	point			X					
plaggen	Real	Plaggen; om de hoeveel jaar wordt er geplagd	x/j	0 of 1	Dbase	point			X					
maaaien	Real	maai frequentie per jaar	x/j	>0	Dbase	point			X					
Bemes-ting	Real	mest gift in ton/ha/jr	ton/ha	>0	Dbase	point				X				
leeftijd	integer	leeftijd van de opstand		>0	Dbase SUMO	point/time				X				
biomini	Real	initiele biomassa per orgaan	ton/ha	>0	Dbase	time			X					
verdeling	Real	fractie verdeling biomassa over organen		0 - 1	Dbase	point			X					
verliesorg	Real	fractie verliesorg per orgaan			Dbase	point			X					

zaad	Real	Input van zaadbiomassa van buitenaf	ton / ha	>0	Dbase	point			X					
Ngeh org	Real	N-gehalte per laag en per orgaan	gehalte	0.0001 - 0.5	SUMO	point / time			X					
Ngeh orgini	real	initiele N gehalte per orgaan	gehalte	0.0001 - 0.5	Dbase	point			X					
uitdoving	Real	uitdoving per laag			SUMO				X					
Nmin	Real	minimaal N gehalte	gehalte	0.0001 - 0.5	Dbase	point			X					
Nmax	Real	maximale N-gehalte	gehalte	0.0001 - 0.5	Dbase	point			X					
Gmax	Real	maximale groei	ton / ha	>0, <30	Dbase	point			X					
gvgl	Real	gvg waarbij groeireductie op gaat treden	m	constante	Dbase	point				X				
gvgh	Real	gvg waarbij groeireductie maximaal wordt	m	constante	Dbase	point				X				
Verdeling N	Real	verdeling van de stikstof over de organen		0 - 1	Dbase	point			X					
vegtype	Integer	vegetatietype in SUMO		1 - 20	Dbase	point / time			X					
opp	Real	oppervalkte van het vegetatietype in het 250*250 hok	ha	>0	Dbase	point				X				
filenr	Integer	vegetatiestructuurtype gecombineerd met de leeftijd		1 - 55	Dbase	point / time				X				
Bodem- type*2	character	bodemtype uit SMART			Dbase	point				X				
Cboom*3	Charac	hoofdboomtype			Dbase	point / time				X				

	ter	volgens de kaart												
Pboom*3	character	bijboomtype volgens de kaart			Dbase	point/time				X				
Biomt_param_smart	Real	totale biomassa voor uitrekenen parameters in smart;1=kruiden,2=heide,3=loofhout,4=naaldhout	kg·m-2	>0	SUMO	point/time								
Onderschepping	Real	lichtonderschepping		>0	SUMO	point/time			X					
Nterugini	Real	De initiele stikstof terugtrekking	ton/ha	>0	SUMO	point			X					
Structuur	integer	vegetatiestructuurtype voor SMART en NTM			SUMO	point/time			X					
Groei	Real	groei van de laag	ton/ha /i	>0, <30	SUMO	point/time			X					
Larchfile nr*4	Character	vegetatietype in Larch termen			Dbase	point/time				X				
dun	Integer	dunningsjaar ja of nee		0 of 1	SUMO	point/time			X					
Dunning	Real	biomassa die gedund is	ton/ha	>0	SUMO	point/time			X					
Filenr oud	Integer	vegetatiestructuurtype van vorig jaar		1 - 55	SUMO	point/time			X					
Hak	Integer	hakjaar ja of nee		0 of 1	SUMO	point/time			X					
Hak-cyclus	Integer	lengte van de cyclus van het hakbeheer	jaar	0 - 40	SUMO	point/time			X					
Hak-leeftijd	Integer	tijd verstreken na de laatste keer hakken	jaar	0 - 40	SUMO	point/time			X					
Jaarh	Real		jaar	>0	SUMO	point/time			X					
Jaari	Real		jaar	>0	SUMO	point/time			X					

Kap	Integer	kapjaar ja of nee		0 of 1	SUMO	point/time			X					
Kappen	Real				SUMO	point/time			X					
Lcloud	Real	lengte climaxboom vorig jaar	m	0- 50	SUMO	point/time			X					
Switch	Integer			0 of 1	SUMO									
Dunper	Real	dunningspercentage			SUMO	point/time			X					
Lcmaxoud	Real	maximale lengte climaxboom vorig jaar	m	0 - 50	SUMO	point/time			X					
Lcminoud	real	minimale lengte climaxboom vorig jaar	m	0 - 50	SUMO	point/time			X					
Lpmaxoud	Real	maximale lengte pionierboom vorig jaar	m	0 - 50	SUMO	point/time			X					
Lpminoud	Real	minimale lengte pionierboom vorig jaar	m	0 - 50	SUMO	point/time			X					
Lpoud	Real	lengte pionierboom vorig jaar	m	0 - 50	SUMO	point/time			X					

