

Haalbaarheid natuurdoeltypen voor arme bossen en droge heide op de hogere zandgronden: een modelstudie



# **Haalbaarheid van natuurdoeltypen in arme bossen en droge heide op de hogere zandgronden: een modelstudie**

**G.W.W. Wamelink  
H.F. van Dobben  
E.P.A.G. Schouwenberg  
J.P. Mol-Dijkstra**

**Alterra-rapport 562**

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

## REFERAAT

Wamelink, G.W.W., H.F. van Dobben, E.P.A.G. Schouwenberg & J.P. Mol-Dijkstra , 2001. *Haalbaarheid van natuurdoeltypen in arme bossen en droge heide op de hogere zandgronden: een modelstudie*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 562. 63 blz. 14 fig.; 29 ref.

In een modelstudie is nagegaan in hoeverre doelstellingen voor biodiversiteit op arme zandgrond haalbaar zijn bij de huidige, en bij afnemende atmosferische depositie. Ook is gekeken of het effect van een afnemende depositie versneld kan worden door herbivorie. De modelketen SMART-SUMO-NTM is gedraaid voor drie concrete situaties: een dennenbos, een eikenbos en een heide. Simulaties zijn gedaan voor een periode van 100 jaar, waarin de depositie ofwel gelijk blijft, ofwel geleidelijk afneemt. In de bossen blijkt de daling van de depositie slechts een beperkt effect te hebben omdat de aanwezige stikstof nog lang in het systeem blijft. Zo heeft het geen enkele invloed op de potentiële natuurwaarde. Het plaggen van bossen om stikstof af te voeren zou een positief effect kunnen hebben, nader onderzoek is noodzakelijk. In de heide heeft daling van de depositie een sterker effect, omdat het overschot aan stikstof wordt afgevoerd met plaggen en door herbivoren. Het effect van een dalende depositie wordt in heidevelden versterkt door herbivorie. Hier zorgt de combinatie van dalende depositie, herbivorie en plaggen op den duur tot vorming van stuifzand. In de bossen bestaat de kans dat zonder beheer zich op de langere termijn een eenvormig beukenbos met slechts weinig ondergroei zal ontwikkelen. De natuurdoelen zullen in bossen waarschijnlijk zonder extra maatregelen niet worden gehaald, ook niet bij een dalende depositie. Voor de heide zullen de natuurdoelen wel haalbaar zijn mits de depositie daalt, waarbij begrazing een waardevolle bijdrage kan leveren.

Trefwoorden: bossen, heide, natuurdoeltypen, haalbaarheidsonderzoek, modellen, associatie, vegetatie, planten, naaldbos, loofbos

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €22,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 562. 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 verveelvoudigd 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

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Achtergronden	9
1.2 Korte beschrijving van de gebruikte modellen	9
1.2.1 SMART2	9
1.2.2 SUMO	11
1.2.3 NTM3 en NTM4	13
1.3 De doorgerekende natuurdoeltypen	15
1.3.1 Grove dennen - eikenbos	15
1.3.2 Eikenbos	15
1.3.3 Heide	16
2 Materiaal & Methode	19
2.1 Modelinvoer	19
2.1.1 SMART2-SUMO2	19
2.1.2 NTM3 en 4	20
2.2 Scenario's	21
2.3 Presentatie van de resultaten	23
2.4 Review	23
3 Resultaten	25
3.1 Grove dennenbos	25
3.2 Eikenbos	26
3.3 Droge heide	26
4 Discussie	33
4.1 Grove dennenbos	39
4.2 Eikenbos	39
4.3 Droge heide	40
4.4 Algemene discussie	40
5 Conclusies	43
6 Literatuur	45
<b>Bijlagen</b>	
1 Initiële biomassa voor de verschillende vegetatie-opnamen met het N-gehalte	49
2 Vegetatiegegevens voor SUMO.	51
3 Gebruikte parametersettings voor de modellering van grove dennenbos, eikenbos en heide.	53
4 Reviews	55
5 Aantal gesimuleerde edelherten Zeesserveld	63



## Samenvatting

In deze studie is met behulp van modelonderzoek nagegaan in hoeverre doelstellingen voor biodiversiteit in dennenbos, eikenbos en heide op arme zandgrond haalbaar zijn bij de huidige, en bij afnemende atmosferische depositie. Hierbij is gekeken naar biodiversiteit in termen van soorten, van vegetatietypen en van structuur. Er zijn twee scenario's gebruikt: voortzetting van de huidige depositie, en een geleidelijke afname van de depositie tot het jaar 2090. Verondersteld is dat de depositie van zuur en de depositie van stikstof in gelijke mate afnemen. Het 'afnemende depositie scenario' is afgeleid van het NMP4, echter in deze studie is aangenomen dat de beleidsdoelstellingen op een later tijdstip dan in NMP4 gerealiseerd zullen worden. Het 'afnemende depositie scenario' is doorgerekend met en zonder het simuleren van herbivorie door edelherten (bossen) en schapen (heide).

De simulatie is uitgevoerd met de modelketen SMART2 - SUMO2 - NTM3 en NTM4. Hierbij simuleert SMART2 de ontwikkelingen in de bodem, SUMO2 de ontwikkelingen in de vegetatiestructuur, en NTM (3 en 4) de ontwikkelingen in de plantenbiodiversiteit. Met NTM 4 is de kans op voorkomen bepaald voor een aantal op arme zandgrond veel voorkomende plantensociologische verbonden. Als uitgangspunt voor de simulaties is in de bossen gebruik gemaakt van vegetatieopnamen uit de bosreservaten Zeesserveld (grove dennenbos) en Riemstruiken (eikenbos) (10 opnamen van elk 0,040 ha per opstand). De simulaties zijn per opname uitgevoerd over een periode van 100 jaar (1990 - 2090). Voor de heide zijn geen opnamen gebruikt, maar veldschattingen voor de Edesche Heide. Voor het beheer is aangenomen dat in de bossen een extensief bosbeheer wordt gevoerd. Voor het Zeesserveld betekent dit een omvormingsbeheer naar eikenbos waarbij slechts de dennen gedund worden. Met extensief wordt hier bedoeld dat er geen kaalkap plaats vindt en dat er geen grote schade aan de vegetatie wordt toegebracht door het beheer. Voor de heide is uitgegaan van eenmaal per 30 jaar plaggen.

De uitkomsten laten zien dat in de bossen de daling van de depositie slechts een beperkt effect heeft. Dit komt voornamelijk doordat er in het ecosysteem een zeer grote voorraad stikstof aanwezig is, die bij afnemende depositie nog lang in het systeem blijft circuleren. De afvoer van stikstof uit bossen met dunningen is slechts gering omdat hout een laag stikstofgehalte heeft. Daarom zou in bossen plaggen als beheersmaatregel overwogen kunnen worden wanneer een snelle daling van de stikstofbeschikbaarheid gewenst is. In de heide heeft een daling van de depositie een veel sterker effect, omdat hier stikstof wordt afgevoerd door middel van plaggen. Het omvormingsbeheer in het Zeesserveld leidt tot een toename van de eik, welke uiteindelijk de dominante boomsoort wordt. Voor zowel de Riemstruiken als het Zeesserveld zal er uiteindelijk zonder ingrijpen een structuurarm eiken-beukenbos ontstaan, voor het eikenbos in de Riemstruiken is de eerste aanzet daartoe al in de simulatieperiode zichtbaar.

Voor heide geldt dat de effecten van een dalende depositie worden versterkt door herbivorie. Dit is enerzijds het gevolg van een snellere afvoer van stikstof bij herbivorie, anderzijds van een onderdrukking van de kruidlaag. In de heide is het effect van herbivorie veel sterker dan in bos. Hier geldt dat onder het dalende depositiescenario op termijn de struikheide zich gedurende de gehele 30-jaar cyclus kan handhaven, en dat bij herbivorie zelfs zonder plaggen geen dominantie van grassen meer zal optreden. Beheer is dan nog slechts nodig om successie naar bos te voorkomen, en voortzetting van plaggen zal -door de dan optredende extreme stikstofarmoede- leiden tot vorming van stuifzand.

De natuurdoelen zullen in bossen waarschijnlijk zonder extra maatregelen niet worden gehaald, ook niet bij een dalende depositie. Voor de heide zullen de natuurdoelen wel haalbaar zijn mits de depositie daalt, waarbij begrazing een waardevolle bijdrage kan leveren.



# **1 Inleiding**

## **1.1 Achtergronden**

In het kader van het programma 381 wordt toegepast onderzoek gedaan naar de functievervulling van bos, natuur en landschap. De overheid heeft doelstellingen vastgelegd voor de ontwikkeling van de Nederlandse natuur in termen van biodiversiteit. In concreto betekent dit dat bepaalde natuurdoeltypen moeten worden gerealiseerd. Het is echter niet zeker dat deze doelstellingen realiseerbaar zijn bij de huidige milieudruk (vermesting, verzuring enz.). Scenario-analyse kan inzicht geven in de haalbaarheid van de doelstellingen. Doel van dit onderzoek is het bepalen van het effect van milieukwaliteit op plantbiodiversiteit, en de haalbaarheid van doelstellingen van enkele bos- en natuurtypen op een termijn van 100 jaar met behulp van ecologische modellen.

De scenario-analyse is in dit project uitgevoerd met de modellenketen SMART2-SUMO2-NTM 3 en 4 (Kros et al. 1995, Wamelink et al. 1997, Wamelink et al. 1998, Wamelink et al. 2000a, Wamelink et al. 2000b, Schouwenberg et al. 2000, Jansen et al. 2000, Wamelink et al. 2001a, Wamelink et al. 2001b). In dit project zullen drie vegetatietypen worden doorgerekend: grove dennenbos en eikenbos van arme zandgrond, en droge heide. Dit zal worden uitgevoerd voor twee scenario's die ook zijn gebruikt in het NMP4-project.

Hieronder wordt een korte beschrijving gegeven van de gebruikte modellen, de gebruikte natuurdoeltypen en de gebruikte scenario's.

## **1.2 Korte beschrijving van de gebruikte modellen**

In dit onderzoek is er gebruik gemaakt van de modellenketen SMART2-SUMO2-NTM (3 en 4). Deze modellen worden onder andere gebruikt voor studies ten behoeve van het Milieu- en Natuurplanbureau. Zij zijn ook bij uitstek geschikt om de vraag te beantwoorden of bepaalde natuurdoeltypen op specifieke plekken in Nederland in de toekomst gerealiseerd kunnen worden bij de verwachte milieudruk. In de onderstaande paragrafen worden de gebruikte modellen kort beschreven. Voor meer informatie wordt verwezen naar de genoemde achtergronddocumenten.

### **1.2.1 SMART2**

SMART2 is ontwikkeld om effecten van beleidsmaatregelen (o.a. atmosferische depositiescenario's) op abiotische factoren in natuurlijke ecosystemen te kwantificeren (Kros et al. 1995 en Kros 1998). SMART2 is een uitbreiding van het bodemverzuringmodel 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, en is de modellering van kwel

toegevoegd. In 1998 is op het voormalige IBN-DLO de successiemodule SUMO ontwikkeld, welke is geïntegreerd in het model SMART2 (Wamelink et al., 2000a).

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.  $\text{Na}^+$  en  $\text{Cl}^-$  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).

De netto elementinput bestaat uit atmosferische depositie, waarbij rekening gehouden wordt met kronendakinteractie en kwel. Verder wordt de bodemchemie beïnvloed door nutriëntencyclus-processen en de geochemische interacties in de bodem en bodemoplossing ( $\text{CO}_2$ -evenwichten, carbonaatverwerking, silicaatverwerking, oplossing van Al-hydroxides en kationenomwisseling). De volgende processen zijn niet meegenomen:

- N-fixatie en  $\text{NH}_4^+$ -adsorptie
- opname, immobilisatie en reductie van  $\text{SO}_4^{2-}$
- complexatie van  $\text{Al}^{3+}$  met  $\text{OH}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  en  $\text{RCOO}^-$

In SMART2, zónder SUMO, zijn de interacties tussen bodemoplossing en vegetatie niet meegenomen. Groei en strooiselproductie zijn opgelegd via een logistische groeicurve. Nutriëntenopname wordt slechts beperkt wanneer er sprake is van een tekort in de bodemoplossing. In SMART2-SUMO1 is de logistische groeicurve voor de vegetatie in SMART vervangen door het vegetatie successiemodel 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 (voor de minerale bodem), 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 dan ook 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 en Leeters 1998 en Klap et al. 1998). Bij een toepassing op puntniveau kunnen plaats specifieke waarden worden gebruikt. In SMART2 zonder SUMO worden vegetatieafhankelijke parameters gekoppeld aan het aanwezige (en gelijkblijvende) vegetatiestructuurtype gedurende de gehele simulatierun.

## **1.2.2 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 SUMO (Wamelink et al., 2000a). Het model is een subroutine 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.

Dit moet leiden tot een verbetering van de vegetatiemodellering in de Natuurplanner (Latour et al. 1997) en in het modelraamwerk MRE (Van Dobben et al. 2002).

SUMO2 is een uitbreiding van SUMO. SUMO2 bevat een module om het bosbeheer te simuleren (Wamelink et al. 2000b) en een module om het effect van herbivorie te kunnen simuleren (Wamelink et al. 2001b). Beide modules zijn gebruikt in dit onderzoek.

De belangrijkste uitwisseling van gegevens tussen SMART2 en SUMO2 zijn de stikstofbeschikbaarheid (SMART2 => SUMO2), de biomassa (SUMO2 => SMART2), de stikstofopname (SUMO2 => SMART2), de strooiselproductie (SUMO2 => SMART2) en het vegetatiestructuurtype (SUMO2 => SMART2). De drijvende kracht in SUMO2 is de biomassaontwikkeling. Biomassagroei wordt voorspeld op basis van stikstofbeschikbaarheid, lichtbeschikbaarheid, grondwaterstand en beheer. In SUMO2 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 stikstof tussen de typen vindt plaats op basis van de aanwezige wortelbiomassa (hoe meer wortelbiomassa, hoe meer stikstofopname). De stikstofopname is echter gebonden aan een maximum, dat wordt bepaald door het product van de maximale groeisnelheid en het maximale stikstofgehalte. De concurrentie om licht tussen de typen vindt plaats op basis van de hoogte (de hoogste vangt eerst licht) en de bladbiomassa (hoe meer bladbiomassa, hoe meer licht er wordt onderschept). Om dit mogelijk te maken wordt van elk functioneel type de hoogte gesimuleerd. Voor de bomen wordt dit per boomsoort gedaan, waarbij 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.

Bij successie bepalen de bodemomstandigheden (bodemtype en voorjaarsgrondwaterstand) de boomsoort. De hoogtegroe van de boomsoorten wordt gesimuleerd met behulp van een polynoom op basis van Jansen & Sevenster (1996). De uiteindelijke jaarlijkse hoogtegroe varieert tussen een minimum en een maximum en is afhankelijk van de nieuw gevormde biomassa. Voor de overige functionele typen wordt geen onderscheid gemaakt in soorten. Voor de struiken is voor de hoogtegroe van een zelfde type groeicurve als voor de bomen gebruik gemaakt, 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. De hoeveelheid biomassa die per functioneel type aanwezig is, bepaalt het voorspelde vegetatiestructuurtype. De hoeveelheid biomassa per functioneel type kan in de tijd variëren onder andere door de invloed van beheer. Zo kan een grasland dat wordt gemaaid na staken van het beheer zich

ontwikkelen naar een bos, de biomassa van de bomen neemt toe, die van grassen en kruiden af. Elk jaar wordt bepaald of op basis van de biomassaverdeling over de functionele typen er successie is opgetreden. Successie verloopt via een aantal opgelegde regels en is afhankelijk van bodemtype, voorgeschiedenis, grondwaterstand en biomassa in de functionele typen. In SUMO2 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 maai-frequentie is te variëren, evenals de plag-frequentie.

De effecten van herbivorie op de vegetatie wordt gemodelleerd voor 15 soorten grazers, zowel gedomesticeerde als 'wilde' grazers (Wamelink et al. 2001a). De voorkeur van de grazers voor bepaalde organen en functionele typen is per soort verschillend, waardoor er per soort een verschillend effect is op de vegetatieontwikkeling. De mest van de grazers komt via SMART2 weer beschikbaar voor de vegetatiegroei (als 'extra' N-beschikbaarheid). Het aantal gedomesticeerde grazers wordt in SUMO vast opgelegd, het aantal wilde grazers wordt alleen initieel opgelegd, daarna fluctueert deze al naar gelang het voedselaanbod. Gevolg hiervan is dat wanneer er voor gedomesticeerde grazers niet genoeg te eten is de gegeten hoeveelheid biomassa weliswaar naar beneden gaat en zelfs nul kan worden, maar het aantal grazers dan niet daalt. Er wordt dan vanuit gegaan dat de herbivoren dan worden bijgevoerd of elders worden ingezet. Dit geldt bijvoorbeeld voor de heide, de eerste jaren na het plaggen.

Het bosbeheer wordt gemodelleerd als traditioneel beheer (dunning met eindkap, zie Wamelink et al., 2000b), en niets doen. In het kader van dit onderzoek is daar de modellering van extensief bosbeheer aan toegevoegd.

### **1.2.3 NTM3 en NTM4**

NTM, het Natuurtechnisch Model (Wamelink et al. 1997, Wamelink et al. 1998, Schouwenberg et al. in prep.) voorspelt de potentiële botanische natuurwaarden (NTM3) of de kans op voorkomen per associatie (NTM4), op grond van abiotische omstandigheden. Het uitgangspunt hierbij is de aloude 'boerenwijsheid' uit de vegetatiekunde dat sommige combinaties van abiotische factoren (bijvoorbeeld voedselarm en kalkrijk) interessantere situaties opleveren dan andere (bijvoorbeeld voedselrijk en zuur). Voor de karakterisering van de abiotische omstandigheden maakt NTM gebruik van drie factoren, hier aangeduid als F, R en N (respectievelijk de Ellenberg indicator waarden voor vochtvoorziening, de zuurgraad en de voedselrijkdom). Deze waarden worden geleverd door andere modellen, in deze studie door SMART2-SUMO2. NTM is een regressiemodel dat gebruik maakt van een kalibratieset. Deze set bestaat uit in totaal 157645 vegetatieopnamen gemaakt in Nederland. De opnamen vormen ook de basis voor de indeling van de vegetatie voor Nederland (Schaminée et al. 1995). Er vinden afzonderlijke kalibraties plaats voor drie vegetatiestructuurtypen: bos, heide en overige vegetatie. Door op deze wijze

rekening te houden met vegetatiestructuur wordt in NTM ook het effect van beheer tot op zekere hoogte meegenomen.

Voor NTM 3 worden de natuurwaarden per vegetatieopname berekend met behulp van de zogenaamde 'Gelderland' methode (Hertog & Rijken 1992). Deze gaat uit van de zeldzaamheid, internationale positie en de trend per soort (voor- of achteruitgang in aantal uurhokken; in principe de criteria die ook ten grondslag liggen aan de rode lijsten). De Ellenberg indicator waarden van de soorten worden gebruikt voor de koppeling van natuurwaarde met de abiotiek. Er wordt nadrukkelijk gesproken van **potentiële** natuurwaarde, omdat het model slechts aangeeft of de abiotische omstandigheden geschikt zijn voor een vegetatie met een bepaalde natuurwaarde. Of deze waarde inderdaad gerealiseerd wordt hangt mede af van factoren die niet in het model zitten, zoals de aanwezigheid van zaadbronnen.

Op het principe van NTM3 wordt voortgebouwd in NTM4 (Jansen et al. 2000, Schouwenberg et al. 2000). Echter in plaats van potentiële natuurwaarden voorspelt NTM4 de kans op voorkomen van een plantenassociatie of verbond. Ook NTM4 wordt gekalibreerd met behulp van een set vegetatieopnamen. Deze set bestaat uit vegetatieopnamen die allen tot dezelfde vegetatietype behoren (in dit onderzoek op verbondsniveau; volgens Schaminée et al. 1996 en Stortelder et al. 1999). Per vegetatieopname worden de gemiddelde Ellenbergwaarden voor F, R en N berekend. De verhouding tussen het aantal opnamen van een bepaald verbond bij een gegeven combinatie van F, R en N, en het totale aantal opnamen bij die combinatie (van het gebruikte sub-model van NTM 4; heide, naaldbos of loofbos) levert de kans op voorkomen. Deze kans wordt gekoppeld aan de bijbehorende F, R en N waarden en gebruikt voor de kalibratie van NTM4. Het model voorspelt vervolgens bij elke combinatie van F, R en N waarde de kans op voorkomen per verbond. Hierbij wordt niet alleen rekening gehouden met de in de kalibratieset gevonden kans op voorkomen bij die combinatie van F, R en N, maar ook met de kansen op voorkomen bij naburige F, R en N combinaties. De verbonden kunnen vervolgens worden terugvertaald naar natuurdoeltypen. Overigens heeft in deze studie de uiterst reken-intensieve kalibratie maar voor een beperkt aantal verbonden plaatsgevonden.

Bij de toepassing van de keten SUMO2-NTM(3 of 4) in bossen is nog het volgende van belang. De ontwikkelingen in de boomlaag worden dynamisch en expliciet per boomsoort gesimuleerd door SUMO2. Dit betekent dat het model onder andere uitspraken doet over de ontwikkeling van de bosstructuur in de loop van de tijd. De ondergroei wordt ook door SUMO gesimuleerd, maar niet op het niveau van de soorten. Uitspraken op dit niveau zijn alleen mogelijk met NTM, en dit model houdt slechts weinig rekening met de boomlaag. Dit kan tot schijnbaar tegenstrijdige resultaten leiden, zoals ontwikkeling naar een bos met eik als dominante boomsoort, maar met een ondergroei die bij dennenbos hoort. Een dergelijke uitspraak betekent echter niets anders dan dat onder eik op termijn omstandigheden (in termen van F, R, N) te verwachten zijn waarbij momenteel (dat wil zeggen: in de kalibratieset) dennenbos ondergroei voorkomt. Deze tegenspraak wordt dus vooral veroorzaakt door het feit dat in de toekomst (bij dalende depositie) combinaties van abiotische omstandigheden kunnen voorkomen die er momenteel niet zijn.

### 1.3 De doorgerekende natuurdoeltypen

In dit onderzoek worden de natuurdoeltypen grove dennenbos en eikenbos van arme zandgrond en droge heide doorgerekend. Voor elk type is een referentiesituatie doorgerekend en diende de huidige situatie als uitgangspunt voor de modellering. De drie voorbeeldtypen worden hieronder beschreven.

#### 1.3.1 Grove dennen - eikenbos

Als een representatief voorbeeld voor een grove dennenbos dat omgevormd wordt tot een grove denneneikenbos is gekozen voor het bosreservaat 'Zeesserveld'. Dit reservaat ligt in de buurt van Ommen. Voor de initialisatie van SMART2-SUMO2 is gebruik gemaakt van tien vegetatieopnamen uit dit reservaat. Alle tien opnamen worden nu gedomineerd door grove den (*Pinus sylvestris*), kiemplantjes en juvenielen van eik (*Quercus robur*) zijn slechts spaarzaam aanwezig. Een struiklaag is nauwelijks aanwezig en wordt bepaald door Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*), wilde lijsterbes (*Sorbus aucuparia*) en sporkehout (*Rhamnus frangula*). De kruidlaag wordt gedomineerd door bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) en blauwe bosbes (*Vaccinium myrtillus*). De initiële leeftijd voor dit bos is per vegetatieopname gevarieerd om te voorkomen dat er overal tegelijkertijd wordt gedund en varieert van 75 tot en met 79 jaar. Het reservaat ligt op een arme zandgrond met grondwatertrap VII. Het is de bedoeling om door middel van extensief bosbeheer dit bos om te vormen naar een bos met meer zomereik en meer structuur. Dit beheer is in SUMO gesimuleerd, hetgeen betekent dat de dunning van het bos alleen plaats vindt voor de grove den en dat de eiken worden gespaard. In vegetatiekundige termen betekent dit dat gepoogd wordt met het beheer het naaldbossenverbond (41Aa Dicrano-Pinion, Stortelder et al. 1999) over te laten gaan in het zomereikenverbond (42Aa, Quercion roboris). Met NTM4 is zowel de kans op voorkomen van het naaldbossenverbond als het zomereikenverbond berekend. Belangrijkste natuurdoelen voor dit bos zijn het vergroten van de structuurvariatie, een groter aandeel eiken en een hogere natuurwaarde.

#### 1.3.2 Eikenbos

Het eikenbos is het bosreservaat 'Riemstruiken'. Het reservaat ligt op de Veluwe en is een onderdeel van het Kootwijkerzand. Dit bos is bij aanvang van de simulatie 70 jaar oud. Ook uit dit reservaat zijn tien vegetatieopnamen gebruikt voor de initialisatie van de modellen. De boomlaag wordt in de opnamen bijna geheel gedomineerd door eik (*Quercus robur*), met hier en daar een ruwe berk (*Betula pendula*). In twee opnamen is grove den (*Pinus sylvestris*) aanwezig in de boomlaag. In de kruidlaag komen hier en daar kiemplanten en juvenielen van beuk (*Fagus sylvatica*) voor. Voor de modellering is er voor de plots waar beuk aanwezig is en voor de plots waar geen andere boomsoort dan eik aanwezig is geïnitieerd met beuk als climaxboomsoort. De initiële hoeveelheid biomassa is afhankelijk van de aanwezigheid van beuk in de plots. Voor plots met grove den is geïnitieerd met grove

den als pionierboomsoort en eik als climaxboomsoort, voor plots met alleen berk en eik is berk de pionierboomsoort. De struiklaag wordt vooral gedomineerd door wilde lijsterbes (*Sorbus aucuparia*) en op sommige plekken ook door Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*). Blauwe bosbes (*Vaccinium myrtillus*) en in mindere mate bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) zijn de belangrijkste soorten in de kruidlaag. Het gaat hier om een arme zandgrond met grondwatertrap VII. Voor meer informatie over dit bosreservaat wordt verwezen naar (Mekkink 1992). Deze opstand behoort tot het zomereikenverbond (42Aa, Quercion roboris). Het beheer bestaat ook hier uit extensief bosbeheer, er vindt in de modelrun geen omvormingsbeheer plaats. Met NTM4 is voor dit bos zowel de kans op voorkomen van het zomereikenverbond als de kans op voorkomen van het haagbeukenverbond (43Ab, Carpinion betuli) gesimuleerd.

Voor het eikenbos geldt eveneens dat een van de belangrijkste natuurdoelen is het vergroten van de structuurvariatie met hogere natuurwaarden.

### **1.3.3 Heide**

De modellering van de heide vindt plaats voor een situatie zoals die op de Edesche heide te vinden is (zie fig. 1). In tegenstelling tot de bossen zijn hier geen vegetatieopnamen gebruikt voor de initialisatie. De vegetatie is 'kunstmatig' samengesteld en alleen in voor SUMO geschikte invoer omschreven. De vegetatie bestaat vooral uit dwergstruiken (struikheide; *Calluna vulgaris*) en voor een relatief klein deel uit grassen en kruiden (voornamelijk pijpenstrootje; *Molinia caerulea*). De vegetatie wordt beheerd door eenmaal in de dertig jaar te plaggen. De heide is gesitueerd op een arme zandgrond met grondwatertrap VII. De heide behoort tot het verbond van struikhei en kruipbrem (20Aa, Calluno-Genistion pilosae).

Het belangrijkste natuurdoel voor de heide is het duurzaam voort laten bestaan van de heide met zo min mogelijk ingrepen. Daarnaast is de verhoging van de natuurwaarde belangrijk.





*Fig 1. Edesche Heide, uitgangssituatie voor de simulatie van de heide.*



## **2 Materiaal & Methode**

In deze studie is gebruik gemaakt van de modellentrein SMART2-SUMO2-NTM 3 en 4. Deze modellen hebben verschillende soorten van invoer nodig. In de onderstaande paragrafen wordt deze modelinvoer beschreven voor SMART2-SUMO2 (2.1.1) en NTM (2.1.2). De gebruikte scenario's staan beschreven in paragraaf 2.2. De simulatieruns zijn voor alle scenario's gestart in 1990 en eindigen in 2090. De eerste 10 jaar zijn de resultaten minder betrouwbaar omdat er dan nog een evenwicht bereikt moet worden tussen onder andere SMART2 en SUMO2.

### **2.1 Modelinvoer**

Zowel SMART2 als SUMO2 hebben invoer nodig. Voor een deel zijn hier site specifieke gegevens voor gebruikt. Deze worden beschreven in paragraaf 2.1.1. Daarnaast is er algemene invoer gebruikt, voor deze gegevens wordt verwezen naar de rapporten over de beide modellen (Kros et al. 1995, Wamelink et al. 2000a, 2000b en 2001b). NTM gebruikt invoer uit SMART2-SUMO2. Deze dient echter te worden omgerekend van voorspelde veldwaarden (GVG, pH en N-beschikbaarheid) naar Ellenberg indicatorwaarden (Ellenberg et al. 1991). In de omrekening van N-beschikbaarheid naar Ellenberg indicatorwaarde voor nutriëntenbeschikbaarheid (N) heeft een aanpassing plaats gevonden, deze wordt beschreven in paragraaf 2.1.2.

#### **2.1.1 SMART2-SUMO2**

De site specifieke invoer voor SMART2 bestaat in dit onderzoek uit gegevens over de bodem en de depositie. De depositiegegevens zijn afhankelijk van het scenario en worden in paragraaf 2.2 beschreven voor zowel N-depositie als zuur depositie. De 'zuur' depositie hangt nauw samen met de N-depositie, en in deze studie zijn deze twee rechtstreeks gekoppeld.

Er is aangenomen dat voor de drie sites de bodemparameters hetzelfde zijn, een arme zandbodem (voor SMART2 invoer SP) met een grondwatertrap van VII (voor SMART2 invoer 5) en dat er geen kwel aanwezig is (voor SMART2 invoer 0.000). De site-specifieke invoer voor SUMO2 bestaat uit de initiële biomassa en het N-gehalte daarvan. Voor de bomen en struiken is de initiële biomassa berekend op basis van de lengte, dikte en het aantal bomen per vegetatieopname. Per boom is het volume hout berekend volgens Dik (1984). Het houtvolume is vervolgens gedeeld door twee om de biomassa (drooggewicht!) te bepalen. Per vegetatieopname zijn de biomassa's per boomsoort gesommeerd en met 25 vermenigvuldigd om de biomassa per hectare te berekenen. De wortel- en bladbiomassa is geschat op 2 ton.ha<sup>-1</sup>, behalve wanneer er alleen jonge bomen aanwezig waren. In dat geval is de initiële biomassa naar beneden bijgesteld. Het N-gehalte voor het blad en de wortels voor alle vijf functionele typen is geschat op 2,5%, voor de houtige biomassa op 1% voor de 'houtige' biomassa van

de kruiden, op 0,5% voor de dwergstruiken en op 0,2% voor de struiken en bomen. De initiële biomassa's met de bijbehorende N-gehalten zijn per opname weergegeven in bijlage 1.

De schatting van de initiële biomassa van de struiken is gebaseerd op het totaal aantal exemplaren in de vegetatieopnamen. Hierbij is rekening gehouden met de slechte ontwikkeling van de struiklaag in de vegetatieopnamen (zie bijlage 1). De initiële biomassa van de kruiden + grassen en de dwergstruiken is geschat op basis van de bedekking. Hierbij is er van uitgegaan dat bij een 100% bedekking er voor kruiden + grassen in totaal 2 ton.ha<sup>-1</sup> en voor dwergstruiken 3 ton.ha<sup>-1</sup> aanwezig is. De initiële biomassa loopt lineair terug naar 0 ton.ha<sup>-1</sup> bij een 0% bedekking (voor de initiële waarden per orgaan zie bijlage 1). Voor de Edesche heide is gebruik gemaakt van de initiële biomassa zoals die standaard door SUMO2 wordt gebruikt (zie bijlage 1). De parameterwaarden die voor de modellering zijn gebruikt staan vermeld in bijlage 3.

Tenslotte is de invoer van het vegetatietype en bijbehorende parameters aangepast voor de sites. Voor dit onderzoek is vooral de keuze van de pionier- en climaxboomsoort van belang. Voor het Zeesserveld is dit steeds grove den als pionierboomsoort en eik als climaxboomsoort. Voor de Riemstruiken is dit afhankelijk gemaakt van de aanwezige boomsoorten. Als er grove den aanwezig is dan is grove den de pionierboomsoort en eik de climaxboomsoort, als er berk aanwezig is en geen beuk dan is berk de pionierboomsoort en eik de climaxboomsoort. Als er beuk aanwezig is dan is dat de climaxboomsoort en eik de pionierboomsoort. Voor de heide is er geen boomsoort gedefinieerd, mocht de successie zover gaan dat er bos ontstaat voordat er geplagd wordt dan bepaalt SUMO de boomsoorten op basis van bodemtype en grondwatertrap. De volledige invoerfile staat vermeld in bijlage 2.

### **2.1.2 NTM3 en 4**

De invoer voor NTM (versie 3 en 4) komt uit SMART2-SUMO2. De invoer bestaat uit de Ellenberg indicator waarden voor zuurgraad van de bodem (R), vochtgehalte van de bodem (F) en de nutriëntenbeschikbaarheid van de bodem (N). De uitvoer uit SMART2-SUMO2 bestaat echter uit de pH, voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en stikstofbeschikbaarheid. Deze waarden dienen omgerekend te worden naar Ellenberg indicatorwaarden. Voor pH naar R en GVG naar F zijn (redelijk) goede vertalingen mogelijk (zie Ertsen 1998). Voor N-beschikbaarheid naar N ligt dat anders. Hier doet zich het fundamentele probleem voor dat er vrijwel geen veldmetingen van N-beschikbaarheid (in kg N ha<sup>-1</sup>j<sup>-1</sup>) beschikbaar zijn. Voor de vertaling in heide (en grasland) heeft Liefveld (1998) een bruikbare vergelijking opgesteld. Voor bossen is er nog geen goede vertaling beschikbaar. Daarom is deze specifiek voor dit onderzoek afgeleid. Voor een groot aantal bosopnamen ('level 2 plots', van Dobben & de Vries 2001) op arme zandgrond is met SMART2-SUMO2 de N-beschikbaarheid voor het opnamejaar gesimuleerd. Voor elke opname is ook, op basis van de aanwezige soorten, de gemiddelde Ellenberg indicator waarde voor N berekend. Lineaire regressie tussen de combinaties van voorspelde N-

beschikbaarheid en gemiddelde N zou een kalibratielijn moeten opleveren. Er bleek echter geen significante relatie aanwezig te zijn. Om toch een vertaling mogelijk te maken is de laagste gemiddelde N gecombineerd met de laagste voorspelde stikstof beschikbaarheid en de hoogste gemiddelde N met de hoogste N-beschikbaarheid. Tussen deze twee punten is een rechte lijn getrokken die dient als kalibratielijn om N-beschikbaarheid om te rekenen naar Ellenberg N (zie fig.2a). De regressievergelijking staat weergegeven in formule [1].

$$f(x) = 0.4452x + 0.8185 \quad [1]$$

met:  $x$  = N-beschikbaarheid in  $\text{Mol}_c\text{ha}^{-1}$   
 $f(x)$  = Ellenberg indicatorwaarde voor nutriëntenbeschikbaarheid

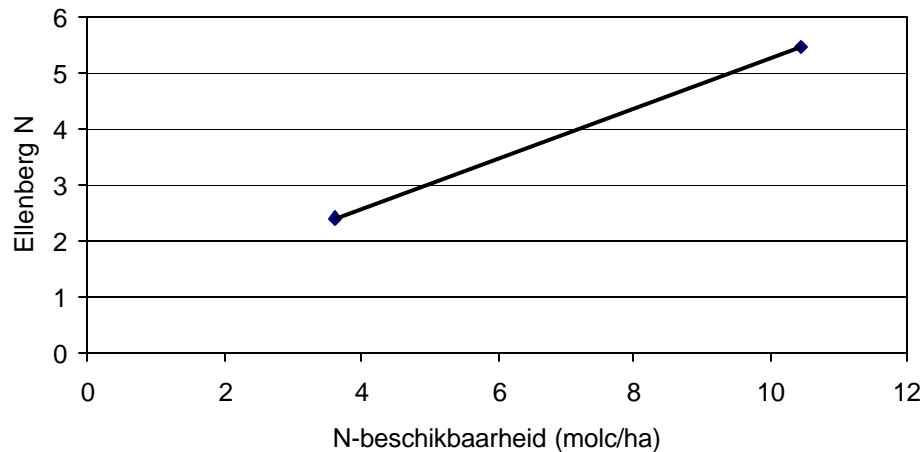


Fig 2a. Regressielijn voor de omrekening van N-beschikbaarheid uit SMART2 naar Ellenberg indicator waarde voor nutriëntenbeschikbaarheid.

## 2.2 Scenario's

Voor de bepaling van de haalbaarheid van de natuurdoeltypen in de toekomst zijn twee depositie scenario's gebruikt. De scenario's staan in fig. 2b. Voor het scenario 'business as usual' blijft de depositie constant op  $45 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$  N. Deze waarde ligt hoger dan het landelijke gemiddelde, omdat er gemodelleerd is voor bos (en heide) die relatief veel depositie invangen door hun structuur. Om praktische redenen is de depositie voor de verschillende gebieden gelijk gehouden, hoewel op de Veluwe meer N depositie plaats vindt dan in Drenthe en de bossen relatief wat meer stikstof zullen invangen dan de heide. Voor het tweede scenario (daling depositie) is uitgegaan van de scenario's zoals die voor het NMP4 (Beck et al. 2001) zijn gebruikt. Deze scenario's, die nauwelijks van elkaar verschillen, geven voor 2030 allemaal een N-depositie van  $10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ . Deze scenario's worden door ons niet als erg realistisch ingeschat, mede omdat de geschatte achtergronddepositie in Nederland ongeveer  $5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$  is. Daarom hebben wij het dalende depositie scenario pas aan het einde van onze voorspellingen (2090) naar  $10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$  laten dalen. De daling van de N-

depositie begint 10 jaar na het begin van de simulatie (1990). In het NMP4 scenario daalt de zuurdepositie in gelijke mate als de stikstofdepositie, deze daling is ook gebruikt in dit onderzoek, maar net als voor het stikstof scenario, wordt de laagste waarde pas in 2090 bereikt. De zuurdepositie daalt van  $51,84 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ S}$  in 2000 naar  $11,52 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ S}$  in 2090. De grondwaterstand blijft in beide scenario's gelijk aan de initiële grondwaterstand.

Naast de depositiescenario's heeft elke opstand zijn eigen beheerscenario. Voor het Zeesserveld (grove dennenbos) wordt er een omvormingsbeheer gesimuleerd, waarbij de grove dennen worden gedund, en de eiken niet. Beide bossen (dus ook het eikenbos in de Riemstruiken) worden extensief beheerd. Dit betekent dat er elke 10 jaar 10% van de bomen geoogst wordt. Er wordt rekening mee gehouden dat tijdens het dunnen een deel van de ondergroei wordt beschadigd en afsterft. De heide wordt elke 30 jaar geplagd. Hierbij wordt alle bovengrondse en het grootste deel van de ondergrondse biomassa verwijderd. Na het plaggen begint de successie dus vanaf een kale grond met een minimale hoeveelheid dood materiaal (waaronder strooisel).

Sinds kort beschikt SUMO over de mogelijkheid om herbivorie te simuleren (Wamelink et. al 2001b). Daarom is het afnemende depositiescenario voor alle vegetatietypen gesimuleerd met en zonder herbivorie. De graasdruk is initieel 0,1 edelhert per hectare voor de bossen, deze gaat variëren tijdens de simulatie, afhankelijk van het voedselaanbod, maar kan maximaal 0,2 edelherten per hectare worden. Bij een gebrek aan voedsel wordt het aantal edelherten lager (tot aan nul edelherten per hectare). Dode edelherten mineraliseren niet, waardoor de dieren dus een sink zijn voor stikstof. De heide wordt begraaasd door 0,5 schapen per hectare. Het aantal schapen varieert niet (maar de gegeten hoeveelheid biomassa komt niet boven het maximum aanbod van de vegetatie).

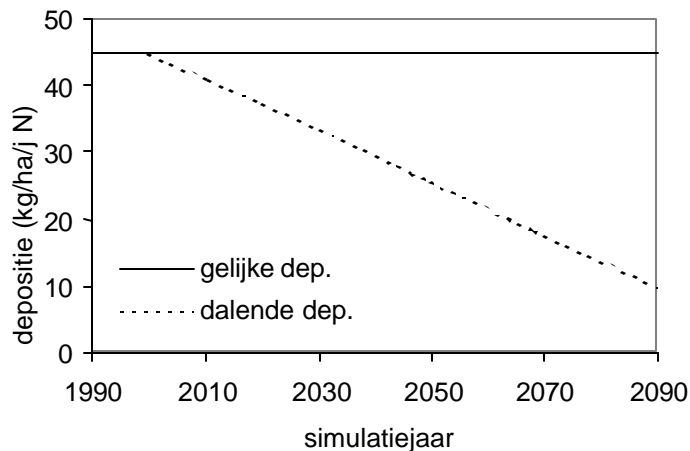


Fig. 2b. Depositie-scenarios voor de simulatie van de vegetatieontwikkeling van bos en heide door SMART2-SUMO2.

## **2.3 Presentatie van de resultaten**

De simulaties voor de twee bossites zijn uitgevoerd voor tien vegetatieopnamen per site. De resultaten zijn vervolgens per site gemiddeld en de resultaten hiervan worden in het volgend hoofdstuk weergegeven. Ook de uitkomsten van NTM zijn pas achteraf gemiddeld, er is eerst voor de vegetatieopnamen afzonderlijk gesimuleerd.

## **2.4 Review**

Het rapport is gereviewed door twee deskundigen van Alterra. De reviews zijn opgenomen in het verslag en staan in bijlage 4, samen met de reactie van de auteurs. Naar aanleiding van de reviews is de tekst van het rapport aangepast.





## 3 Resultaten

### 3.1 Grove dennenbos

De simulatie van de biomassa voor het Zeesserveld laat een aantal verschillen zien tussen de drie scenario's (fig. 3). Het bos wordt na 100 jaar niet meer gedomineerd door grove den. Deze boomsoort bereikt al vrij snel na het begin van de simulatie zijn fysieke maximum leeftijd en wordt selectief verwijderd bij dunnen waardoor het aandeel snel af neemt. Er ontstaat een overgangsfase waarin eiken langzaam dominant worden en waar een open bos ontstaat met veel ondergroei. Wanneer het bos niet begraasd wordt dan zijn vooral in die overgangsfase de grassen + kruiden dominant aanwezig. Als er begraasd wordt dan hebben grassen en kruiden en dwergstruiken een gelijk aandeel in de ondergroei (fig. 3). Het aandeel struiken in de vegetatie neemt af. In bijna alle simulaties is duidelijk het effect van het dunnen terug te vinden als kleine schommelingen in de trend. Opvallend is dat een dalende depositie op zich weinig invloed heeft op de biomassaontwikkeling in de verschillende functionele typen. Het aantal edelherten varieert gedurende simulatie (bijlage 5) en wordt vrij hoog in de overgangsfase, waar het voedselaanbod hoog is. Na de overgangsfase naar eikenbos neemt de dichtheid af.

De potentiële natuurwaarde is voor de drie scenario's ongeveer gelijk (fig.4). In de tijd verandert de potentiële natuurwaarde bijna niet, alleen aan het einde van de simulatie gaat de natuurwaarde voor het constante depositie scenario wat omlaag; de potentiële natuurwaarde is en blijft relatief laag (het gemiddelde van de hier gebruikte indicator over een voor Nederland representatieve set van opnamen bedraagt ongeveer 15).

De kans op het voorkomen van de typische dennenbossenondergroei (naaldbossenverbond) geeft wel verschillen te zien voor de scenario's. Het business as usual scenario geeft de hoogste kans op voorkomen van het naaldbossenverbond (fig. 5). De beide andere scenario's laten een lagere kans op het voorkomen van het naaldbossenverbond zien, welke aan het eind licht daalt wanneer het eikenbos tot ontwikkeling komt. De grootste effecten treden op na het ineenstorten van de grove dennen, de kans op voorkomen van het naaldbossenverbond neemt dan toe en blijft hoog totdat de ontwikkeling naar eikenbos doorzet. Voor deze naaldbossen is ook de kans op voorkomen van een typische eikenbosondergroei (zomereikenverbond) gesimuleerd (fig. 6). De resultaten hiervan zijn ongeveer gelijk aan de kans op voorkomen van de typische naaldbosondergroei, echter aan het einde daalt de kans op voorkomen van het eikenbossenverbond voor het scenario met een gelijkblijvende depositie. Verder valt op dat alleen het voor begrazingsscenario het eikenbossenverbond een kleinere kans op voorkomen heeft in de overgangsfase van grove den naar eik.

Omdat er vier sub-modellen zijn van NTM (heide, naaldbos, loofbos en overige) met onafhankelijke kansen kunnen de kansen voor het voorkomen van het

naaldbossenverbond en het eikenbossenverbond niet bij elkaar worden opgeteld en kunnen zij samen dus groter zijn dan 1.

### **3.2 Eikenbos**

Voor het eikenbos de Riemstruiken worden er geen verschillen voorspeld tussen de scenario's (fig. 7). Voor alle drie de scenario's neemt het aandeel van alle functionele typen af, behalve voor de eiken. Het gevolg is een eikenbos met zeer weinig variatie en met behalve de eiken zeer weinig ondergroei. De ondergroei zal vooral bestaan uit beukjes. Aan het einde van de simulatie storten de eiken in, de verwachting is dat er dan een eiken beuken bos langzaam overgaand in een beukenbos ontstaat

De potentiële natuurwaarde laat ook geen duidelijke verschillen zien tussen de scenario's (fig. 8). De waarde is en blijft laag.

De typische ondergroei voor een eikenbos (zomereikenverbond) heeft volgens NTM4 een grote kans op voorkomen (fig. 9). Voor het business as usual scenario neemt die kans aan het einde van de simulatie wat af. Tegelijkertijd is de kans op het voorkomen van een typische beukenbosondergroei (haagbeukenverbond) laag.

### **3.3 Droge heide**

Het business as usual scenario laat voor heide (Edesche heide) duidelijk zien dat alleen plaggen in staat is om de heide in stand te houden, maar dat er in de loop van de tijd geen verbetering optreedt (fig. 11). Na het plaggen kunnen de dwergstruiken zich een tijd lang handhaven, maar bij deze (voor heide vrij hoge) depositie worden de kruiden en grassen (pijpenstrootje) vrij snel zeer dominant en krijgen bomen en struiken nauwelijks nog een kans. Bij het dalende depositie scenario neemt het aandeel dwergstruiken toe en handhaven ze zich na de tweede keer plaggen tot aan de volgende plagperiode. Tegelijkertijd neemt het aandeel kruiden + grassen af. Het begrazen van de vegetatie heeft een enorm effect op de biomassaontwikkeling van de verschillende functionele typen. De kruiden + grassen zijn niet langer dominant, maar de dwergstruiken (fig. 11). De totale biomassa neemt over de voorspelde periode behoorlijk af. De bomen en struiken krijgen hierbij een groot aandeel in de vegetatie. Het actief beheren van de heide blijft dus noodzakelijk, anders zal de heide onder deze omstandigheden overgaan in bos. Echter plaggen lijkt hiervoor niet langer het geijkte middel omdat de N-beschikbaarheid dan zover zal dalen dat er zeer waarschijnlijk een stuifzand zal ontstaan. Dit is onder andere te zien aan de in de loop van de tijd sterk afnemende totale biomassa.

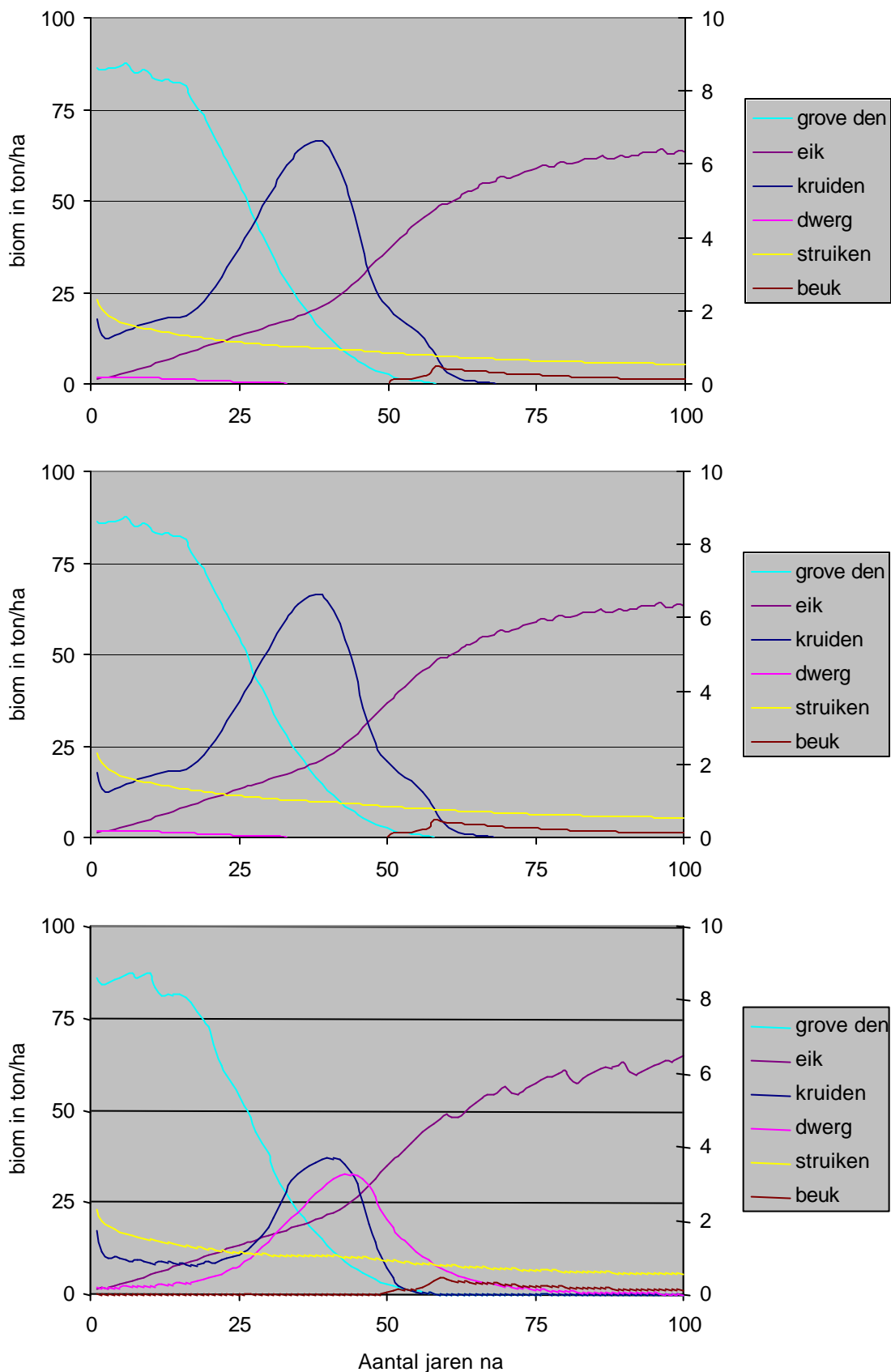


Fig 3. Biomassaontwikkeling voor de functionele typen bij de drie scenarios in het Zeeserveld. De linker as geeft de biomassa voor grove den en eik, de rechter as voor de overige typen. Boven: business as usual scenario met gelijk blijvende N-depositie (45 kg/ha), midden: lineair dalend N-depositie scenario (van 45 kg/ha in 2000 naar 10 kg/ha in 2090) en onder: dalend N-depositie scenario met herbivorie (initieel 0,1 edelhert per hectare). Weergegeven wordt het gemiddelde voor 10 gesimuleerde plots. Het beheer bestaat uit extensief bosbeheer dat wil zeggen eenmaal in de 10 jaar wordt er 10% van de grove den geoogst.

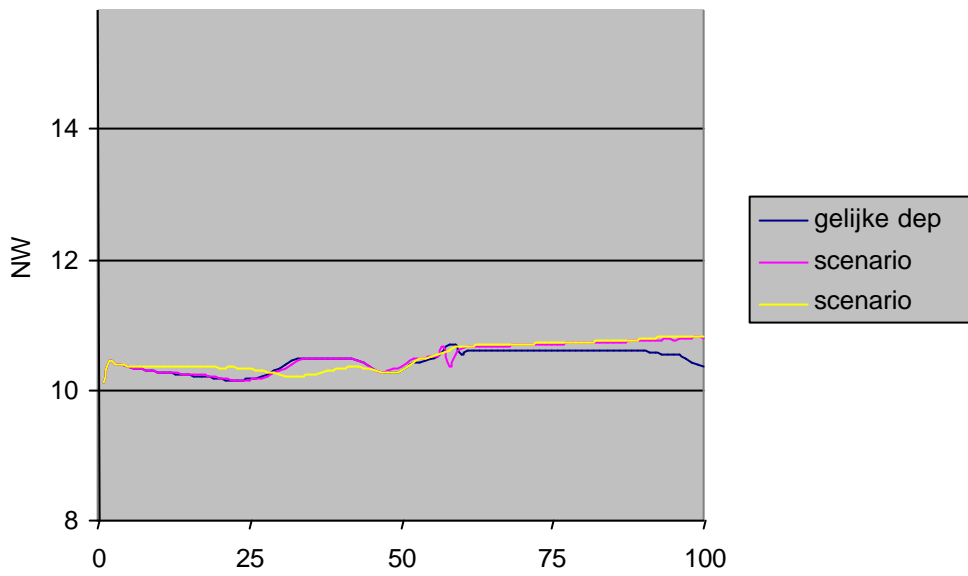


Fig. 4.

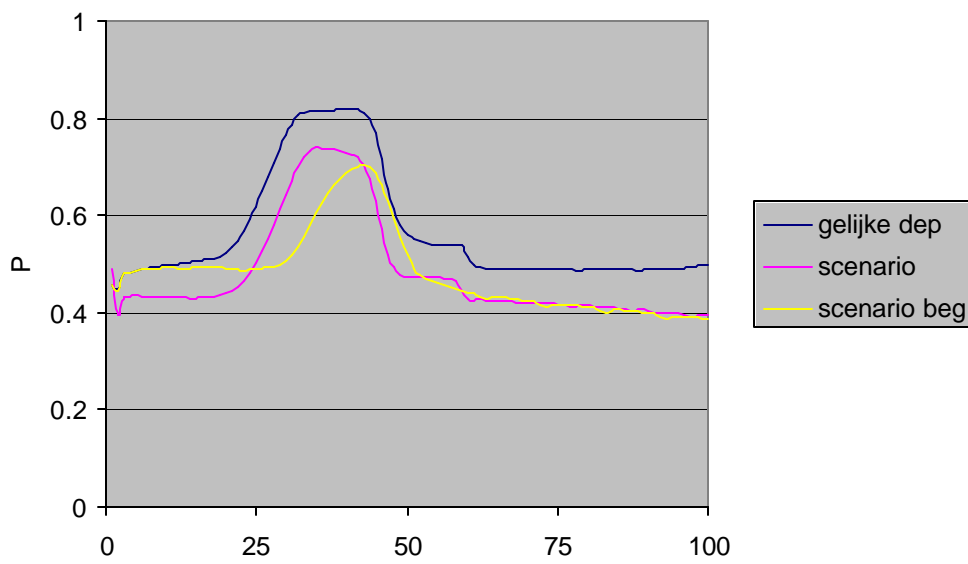


Fig. 5.

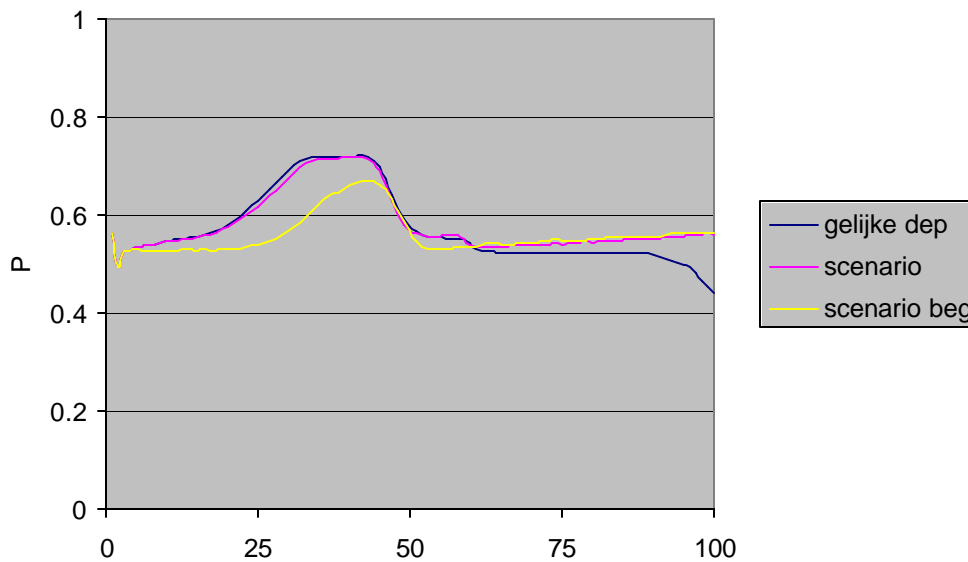
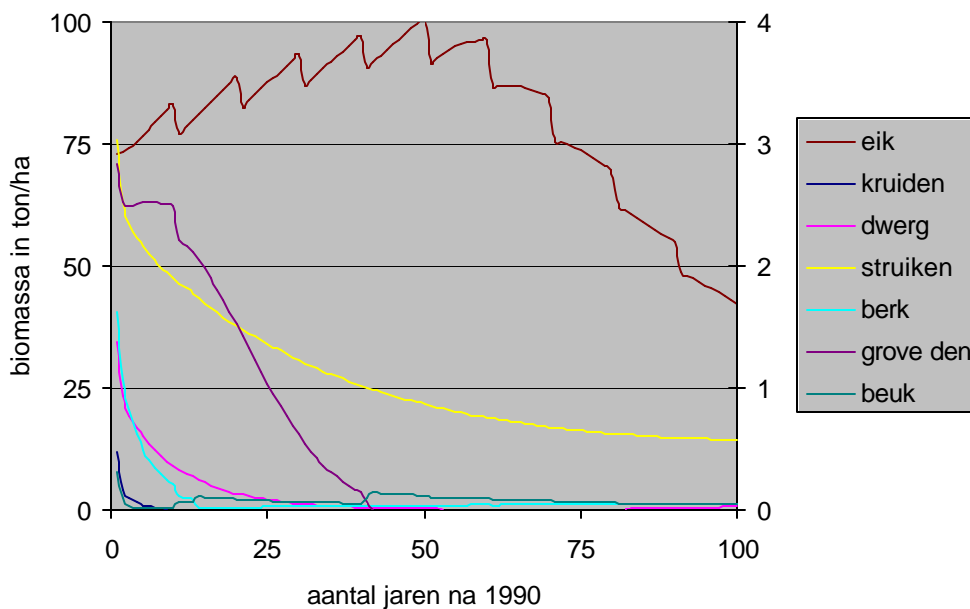
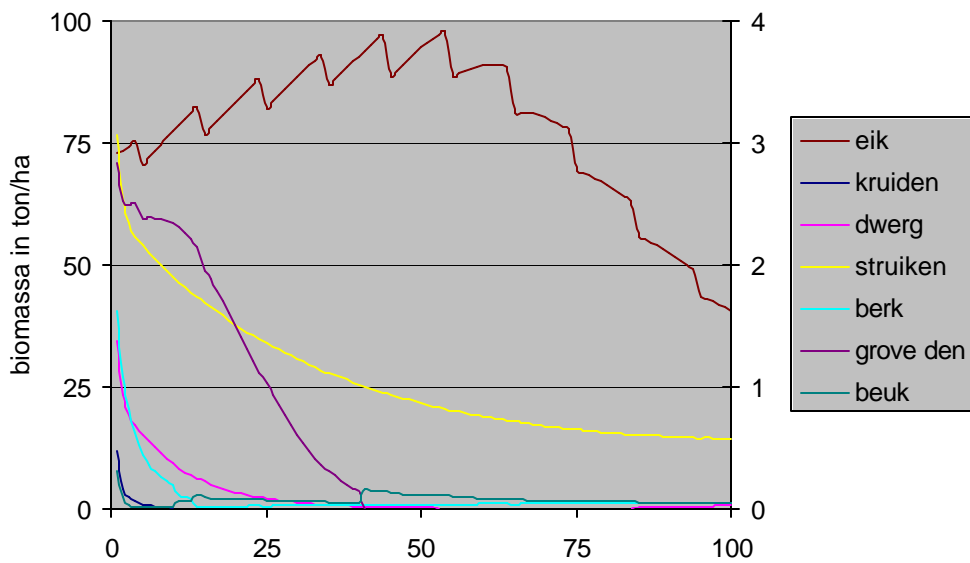
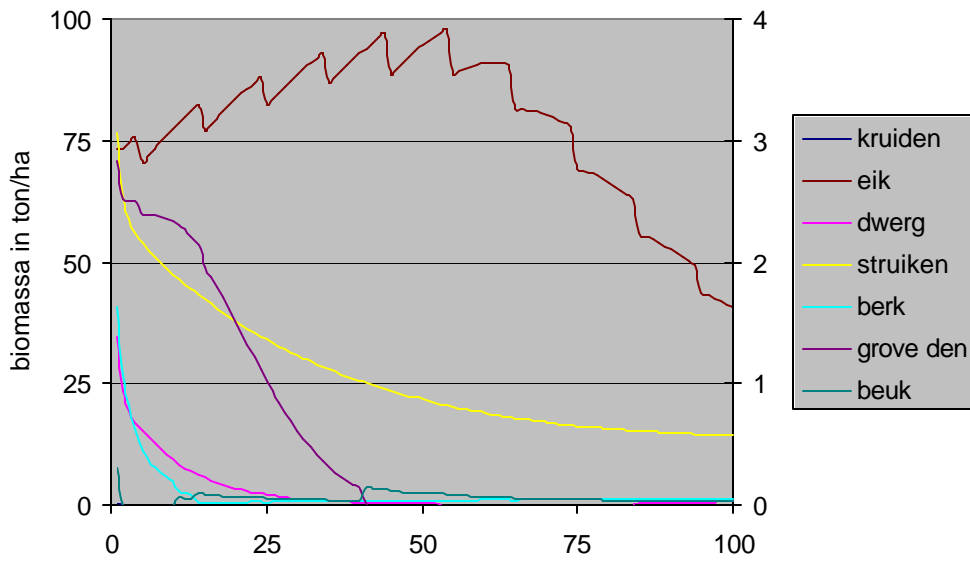


Fig. 6.

*Fig 4. De potentiële natuurwaarde (NW) voor naaldbos (Zeesserveld) voorspeld door NTM3 voor de drie scenario's: business as usual (gelijke dep), dalende depositie (scenario) en dalende depositie met herbivorie van initieel 0,1 edelhert per hectare (scenario begr). Voor alle scenarios geldt dat er eenmaal in 10 jaar 10% van de grove den wordt geoogst. De eerste 10 jaren worden door SMART2SUMO2 (de leveranciers van de invoergegevens) gebruikt om tot een evenwicht te komen, de voorspellingen zijn voor deze jaren minder betrouwbaar.*

*Fig 5. De kans op voorkomen (P) van het verbond der naaldbossen (41Aa) voorspeld voor het Zeesserveld door NTM4 voor de drie scenario's: business as usual (gelijke dep), dalende depositie (scenario) en dalende depositie met herbivorie van initieel 0,1 edelhert per hectare (scenario begr). Voor alle scenarios geldt dat er eenmaal in 10 jaar 10% van de grove den wordt geoogst. De eerste 10 jaren worden door SMART2SUMO2 (de leveranciers van de invoergegevens) gebruikt om tot een evenwicht te komen, de voorspellingen zijn voor deze jaren minder betrouwbaar.*

*Fig 6. De kans op voorkomen (P) van het eikenbosverbond (42Aa) voorspeld voor het Zeesserveld door NTM4 voor de drie scenario's: business as usual (gelijke dep), dalende depositie (scenario) en dalende depositie met herbivorie van initieel 0,1 edelhert per hectare (scenario begr). Voor alle scenarios geldt dat er eenmaal in 10 jaar 10% van de grove den wordt geoogst. De eerste 10 jaren worden door SMART2SUMO2 (de leveranciers van de invoergegevens) gebruikt om tot een evenwicht te komen, de voorspellingen zijn voor deze jaren minder betrouwbaar.*



*Fig 7. Biomassaontwikkeling voor de functionele typen bij de drie scenarios voor Riemstruiken. De linker as geeft de biomassa voor de eik, de rechter as voor de overige typen. Boven: business as usual scenario met gelijk blijvende N-depositie (45 kg/ha), midden: lineair dalend N-depositie scenario (van 45 kg/ha in 2000 naar 10 kg/ha in 2090) en onder: dalend N-depositie scenario met herbivorie (initieel 1,0 ree per hectare). Weergegeven wordt het gemiddelde voor 10 gesimuleerde plot. Het beheer bestaat uit extensiefbosbeheer; eenmaal in de vijf jaar wordt er 10% van de bomen geoogst.*

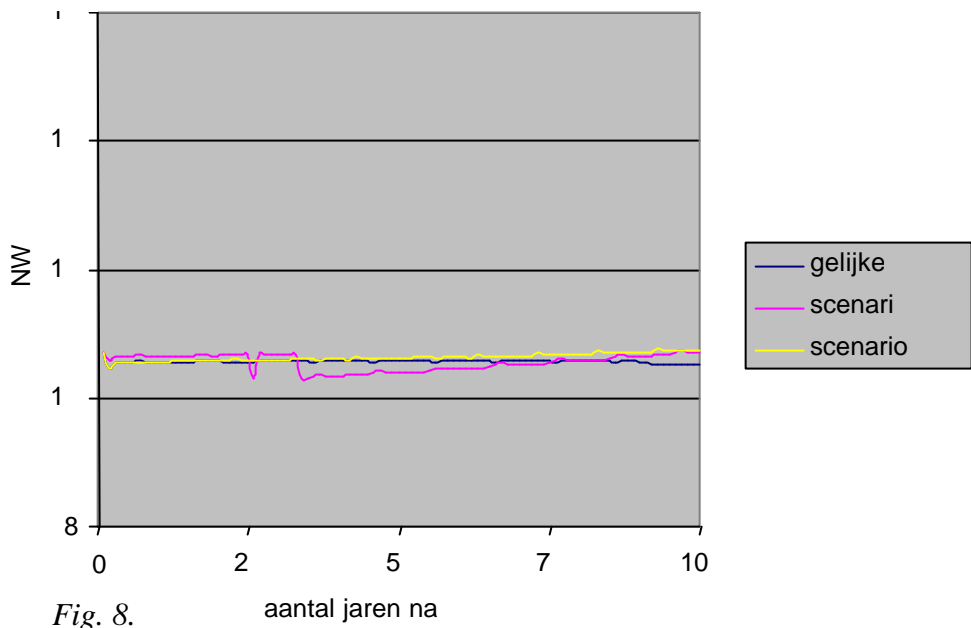


Fig. 8. aantal jaren na

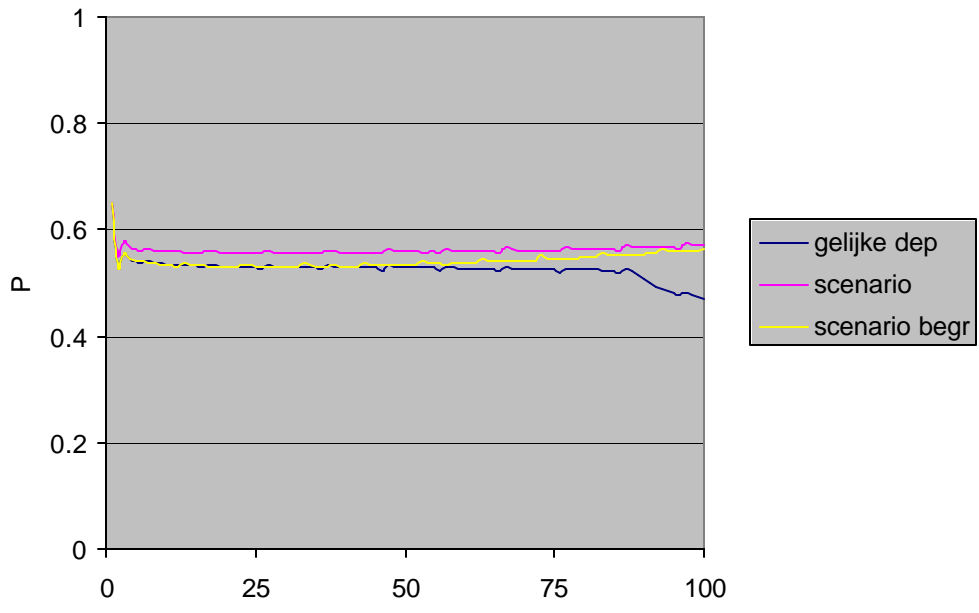


Fig. 9. aantal jaren na 1990

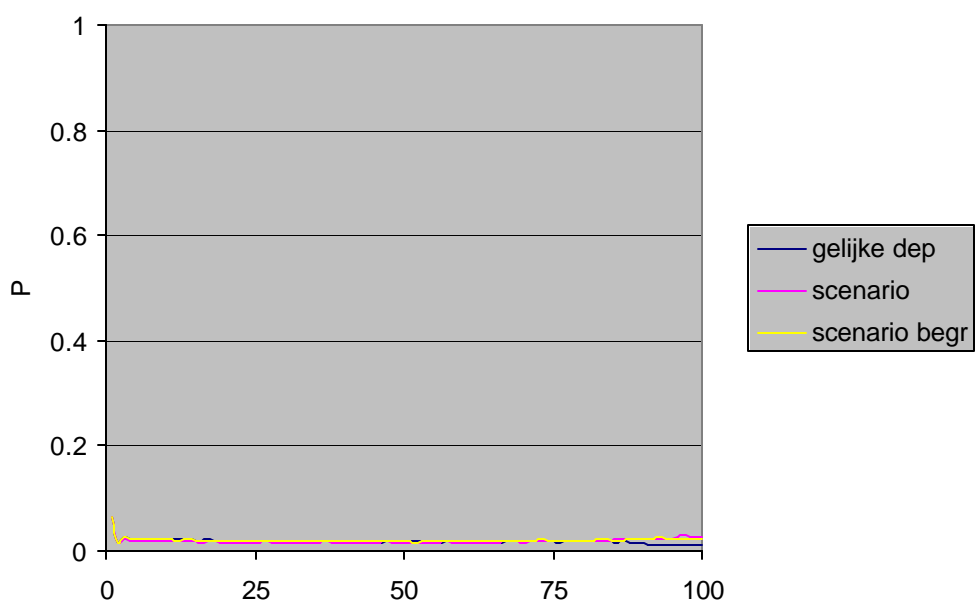


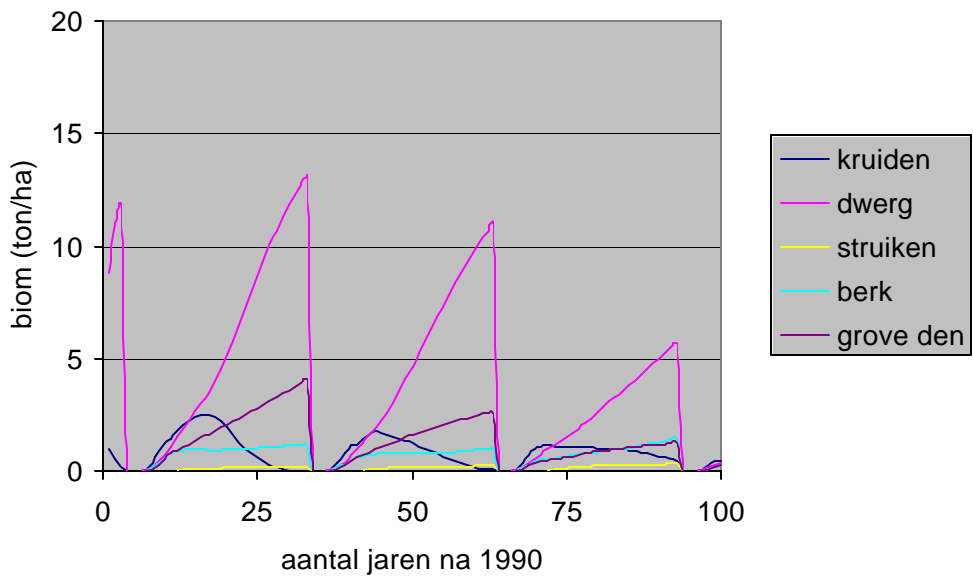
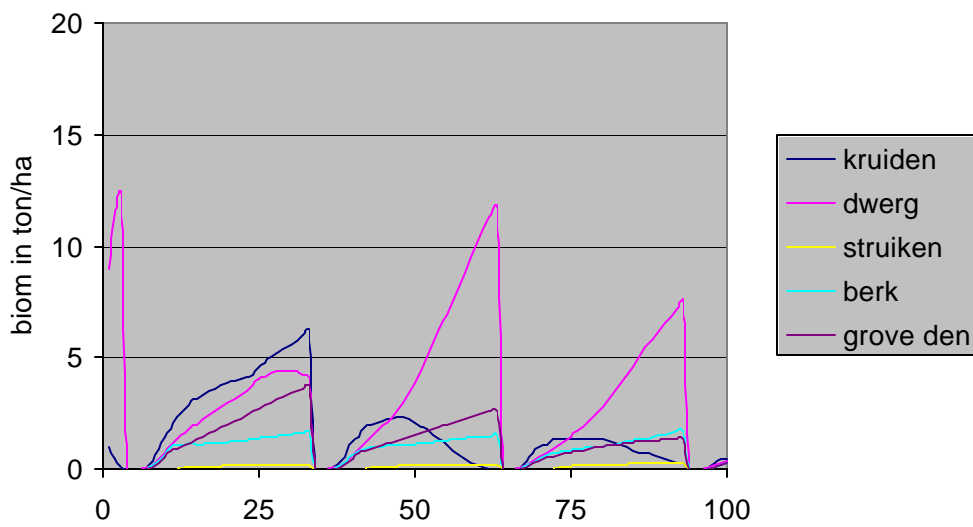
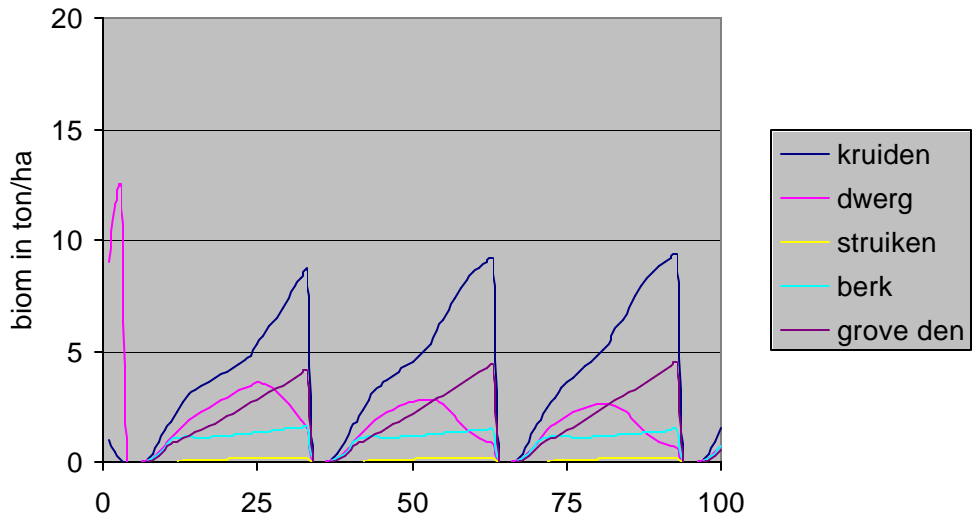
Fig. 10. aantal jaren na 1990



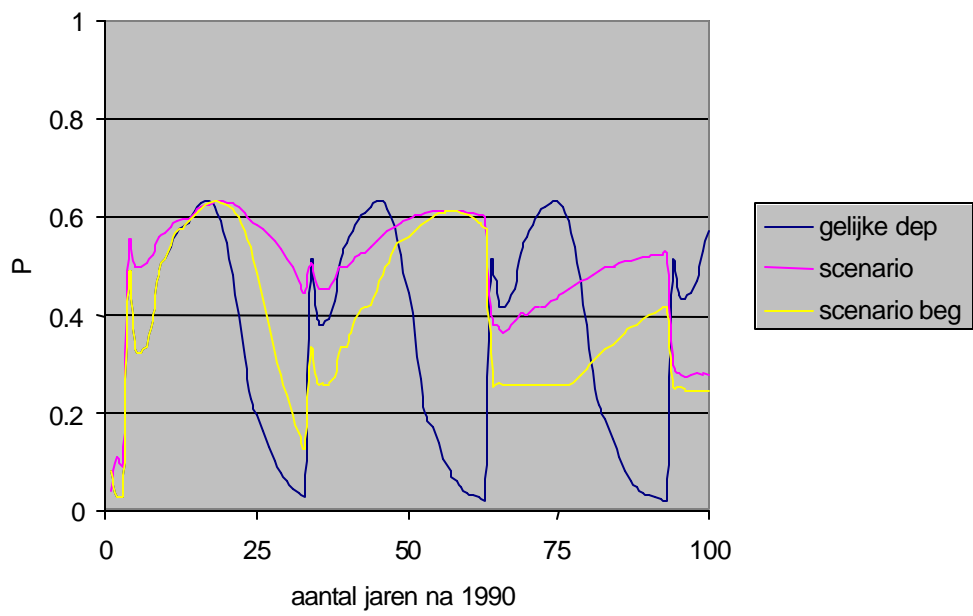
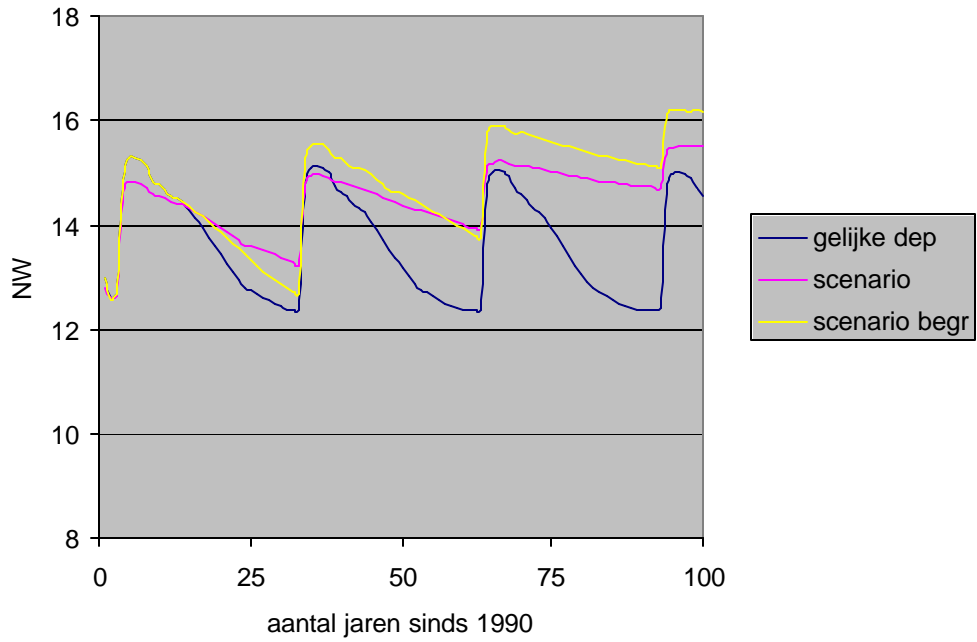
*Fig 8. De potentiële natuurwaarde (NW) voor loofbos (Riemstruiken) voorspeld door NTM3 voor drie scenario's: business as usual (gelijke dep), dalende depositie (scenario) en dalende depositie met herbivorie van initieel 0,1 edelhert per hectare (scenario begr). Voor alle scenario's geldt dat er eenmaal in 10 jaar 10% van de bomen wordt geoogst. De eerste 10 jaren worden door SMART2SUMO2 (de leveranciers van de invoergegevens) gebruikt om tot een evenwicht te komen, de voorspellingen zijn voor deze jaren minder betrouwbaar.*

*Fig 9. De kans op voorkomen (P) van het eikenbosverbond (42Aa) voorspeld voor de Riemstruiken door NTM4 voor drie scenario's: business as usual (gelijke dep), dalende depositie (scenario) en dalende depositie met herbivorie van initieel 0,1 edelhert per hectare (scenario begr). Voor alle scenarios geldt dat er eenmaal in 10 jaar 10% van de bomen wordt geoogst. De eerste 10 jaren worden door SMART2SUMO2 (de leveranciers van de invoergegevens) gebruikt om tot een evenwicht te komen, de voorspellingen zijn voor deze jaren minder betrouwbaar.*

*Fig 10. De kans op voorkomen (P) van het haagbeukenverbond (43Ab) voorspeld voor de Riemstruiken door NTM4 voor drie scenario's: business as usual (gelijke dep), dalende depositie (scenario) en dalende depositie met herbivorie van initieel 0,1 edelhert per hectare (scenario begr). Voor alle scenarios geldt dat er eenmaal in 10 jaar 10% van de bomen wordt geoogst. De eerste 10 jaren worden door SMART2SUMO2 (de leveranciers van de invoergegevens) gebruikt om tot een evenwicht te komen, de voorspellingen zijn voor deze jaren minder betrouwbaar.*



*Fig 11. Biomassaontwikkeling voor de functionele typen bij de drie scenarios voor de Edesche heide. Boven: business as usual scenario met gelijk blijvende N-depositie (45 kg/ha), midden: lineair dalend N-depositie scenario (van 45 kg/ha in 2000 naar 10 kg/ha in 2090) en onder: dalend N-depositie scenario met herbivorie (initieel 0,5 schaap per hectare). Het beheer bestaat uit eenmaal in de dertig jaar plaggen.*



*Fig 12. De potentiële natuurwaarde (NW) voorspeld voor heide (Edesche heide) door NTM3 voor drie scenario's: business as usual (gelijke dep), dalende depositie (scenario) en dalende depositie met herbivorie van initieel 0,5 schaap per hectare (scenario begr). Voor alle scenario's geldt dat er eenmaal in dertig jaar geplagd wordt, te beginnen in jaar 4. De eerste 10 jaren worden door SMART2SUMO2 (de leveranciers van de invoergegevens) gebruikt om tot een evenwicht te komen, de voorspellingen zijn voor deze jaren minder betrouwbaar.*

*Fig 13. De kans op voorkomen (P) op het verbond van struikheide en kruipbrem (20Aa) voorspeld voor de Edesche heide door NTM4 voor drie scenario's: business as usual (gelijke dep), dalende depositie (scenario) en dalende depositie met herbivorie (scenario dep) van initieel 0,5 schaap per hectare. Voor alle scenario's geldt dat er eenmaal in dertig jaar geplagd wordt, te beginnen in jaar 4. De eerste 10 jaren worden door SMART2SUMO2 (de leveranciers van de invoergegevens) gebruikt om tot een evenwicht te komen, de voorspellingen zijn voor deze jaren minder betrouwbaar.*

De verschillende scenario's hebben ook een duidelijk effect op de potentiële natuurwaarde, al wordt dit pas goed zichtbaar na de tweede keer plaggen (fig. 12). Het effect van herbivorie in combinatie met depositieverlaging is ook hier het grootst, de potentiële natuurwaarde neemt daardoor het meest toe ten opzichte van het business as usual scenario. Opvallend is het effect van plaggen, de potentiële natuurwaarde schiet dan omhoog, voor alle scenario's, waarbij er relatief weinig verschil is tussen wel of niet begrazen bij een dalende depositie.

De kans op voorkomen van de heide neemt na het plaggen toe voor alle scenario's (fig. 13). Ongeveer 10 jaar na het plaggen neemt deze voor het business as usual scenario echter af tot bijna 0. Hierin is ook na verloop van tijd en een aantal plagcycli geen verbetering zichtbaar. Voor het dalende depositiescenario is het beeld gunstiger, hier stijgt de kans op voorkomen na het plaggen. Een stabiele situatie met een vrij hoge kans op het voorkomen van de heide wordt voor dit scenario gesimuleerd. Het begrazingsscenario zit tussen de beide andere scenario's in al is het totaalbeeld veel gunstiger dan voor het business as usual scenario. Het is duidelijk dat een dalende depositie in combinatie met plaggen en het begrazen van de heide een zeer positieve invloed heeft op alle hier beschouwde aspecten (structuur, natuurwaarde en de kans op voorkomen van een typische heidevegetatie).



## **4 Discussie**

### **4.1 Grove dennenbos**

Het beheer voor het Zeesserveld is afgestemd op de wens om dit grove dennenbos om te vormen tot een eikenbos dat hier van nature zou voorkomen. De simulatie houdt hier rekening mee door bij dunning alleen de grove dennen te verwijderen. Dit resulteert in een eikenbos. Echter dit eikenbos is vrij eenvormig, er zit weinig leeftijdsverschil van de bomen in het bos. Een alternatief om de omvorming naar een structuurrijk eikenbos te versnellen zou het maken van gaps zijn, met eventueel aanplant van eik. Dit is nu niet gesimuleerd, maar SMART2-SUMO2 zou dit wel kunnen. Opvallend is dat een lagere depositie geen (positieve) invloed heeft op de ontwikkelingen. Dit wordt veroorzaakt door de hoge initiële beschikbaarheid van stikstof, en het feit dat deze stikstof heel lang in het systeem aanwezig blijft.

Herbivorie heeft alleen een effect op de ondergroei. Omdat herbivoren (ook edelherten) een voorkeur hebben voor grassen en kruiden, wordt de concurrentiepositie van de dwergstruiken verbeterd en komen deze naast de grassen en kruiden voor in de ondergroei. Deze zijn echter wel ruimtelijk gescheiden, sommige delen van het bos worden overheerst door kruiden en grassen en andere delen door dwergstruiken.

Het beeld dat er weinig verbetering optreedt, wordt ondersteund door de voorspelling van de potentiële natuurwaarde. Deze is laag en blijft laag, waarbij moet worden opgemerkt dat naaldbossen op zich al relatief lage potentiële natuurwaarden hebben. Dat er ook geen verschil is tussen de scenario's komt voor een belangrijk deel omdat de N-beschikbaarheid niet echt afneemt in de gemodelleerde periode.

In de kans op voorkomen van het naaldbossenverbond en het eikenbossenverbond zit weinig beweging. Alleen in de overgangsfase nemen de kansen van beide toe. Omdat NTM aparte modules voor naald- en loofbossen, heeft kunnen er voor beide typen hoge kansen worden voorspeld. Welk van de twee in het veld zal ontstaan is afhankelijk van de plaatselijke situatie en de ontwikkelingen in de overgangsfase.

### **4.2 Eikenbos**

Net als voor het dennenbos heeft de daling van de depositie geen invloed op de structuur van het eikenbos in de Riemstruiken. In beide gevallen handhaaft zich een eikenbos, met relatief weinig structuur en met een menging van boomsoorten. Aan het einde van de simulatie wordt het bos minder structuurrijk en gaan de eiken meer domineren. Dit is de opmaat tot de successie naar een eikenbeukenbos. De successie naar een eikenbeukenbos gaat ten koste van de overige bomen en functionele typen. Uiteindelijk zal dit bos als er niet ingegrepen wordt overgaan in een structuurarm eikenbeukenbos, met een dominantie van de beuk. Het zo gewenste structuurrijk

loofbos blijft maar een beperkte tijd bestaan en zal uiteindelijk vervangen worden door een structuurarm loofbos. Alleen dunnen lijkt dus niet voldoende om een structuurrijk loofbos te handhaven.

De natuurwaarde laat een zelfde beeld zien als voor de naaldbossen, relatief laag. Dit is in overeenstemming met de ontwikkeling in de biomassa, die een structuurarm eikenbos laat zien. Ook hier is er geen verschil tussen de scenario's. De voorspellingen door NTM4 voor de ondergroei zijn in overeenstemming met de voorspellingen over de vegetatiestructuur door SUMO2. Het eikenbosverbond heeft in de hele periode een grote kans van voorkomen.

### **4.3 Droge heide**

Het duidelijkste verschil tussen de scenario's geeft de simulatie voor de heide. Deze profiteert duidelijk van een dalende N-beschikbaarheid, wat zowel tot uitdrukking komt in de biomassaontwikkeling als in de potentiële natuurwaarde. Deze daling in depositie van zowel nutriënten (stikstof) als zuur komt tot uiting in een lagere stikstofbeschikbaarheid en een hogere pH. De verlaging van de stikstofbeschikbaarheid wordt in grote mate veroorzaakt door het plaggen. Ook hier geeft de grootste stikstofafname de hoogste potentiële natuurwaarden. Het business as usual scenario geeft duidelijk aan dat het plaggen van de heide er voor zorgt dat de heide als zodanig behouden blijft, maar dat er op termijn geen wezenlijke verbetering te verwachten valt zolang de depositie niet verlaagd wordt.

Als de depositie wel daalt dan zal de heide uiteindelijk zonder plaggen behouden kunnen worden, mits deze enigszins begraasd wordt en bosopslag verwijderd wordt. De herbivorie zorgt er ook voor dat de concurrentiepositie van de dwergstruiken verbetert ten opzichte van de kruiden en grassen. De combinatie van depositieverlaging en herbivorie zorgt voor een zodanige daling van de N-beschikbaarheid dat er een zeer schrale vegetatie ontstaat. Gevolg is dat bomen en struiken meer kans krijgen, en er anderzijds een risico bestaat dat het gebied weer in een stuifzand zal veranderen. In de toekomst zal het plaggen dan kunnen worden gestaakt. De hoge pieken in natuurwaarde na het plaggen worden veroorzaakt door de tijdelijk zeer lage N-beschikbaarheid. Het geeft aan dat de hoogste natuurwaarden onder zeer arme omstandigheden bereikt kunnen worden, maar het is de vraag of er dan nog sprake is van heide. In overeenstemming met de structuur en de potentiële natuurwaarde neemt ook de kans op voorkomen van het heideverbond toe bij het dalende depositiescenario en het herbivoriescenario. Gesteld kan worden dat het begrazen van de heide positieve effecten heeft, ook in de (verre) toekomst.

### **4.4 Algemene discussie**

Een opvallend verschil tussen de bossen en de heide is dat daling van de stikstofdepositie in de bossen nauwelijks een effect heeft op de stikstofbeschikbaarheid, terwijl dit in de heide leidt tot een scherpe daling van de



stikstofbeschikbaarheid (fig. 14). In principe worden in beide systemen door beheer stikstof afgevoerd (plaggen in heide en dunnen (en begrazen) in bossen). Door de langdurige depositie zijn zowel de heide als de bossen verzadigd met stikstof. Dit heeft deels een grotere biomassa-productie, deels een hoger stikstofgehalte en deels een verschuiving naar andere functionele typen (van dwergstruiken naar grassen en kruiden) tot gevolg gehad. De simulaties voor de bossen laten zien dat de zo opgebouwde stikstofpool lang gehandhaafd blijft bij een dalende depositie. Het beheer door middel van verwijderen van biomassa (vooral hout met een laag stikstofgehalte) heeft hier nauwelijks invloed op. Zonder extra afvoer van stikstof uit de bossen voorspelt SMART2-SUMO2 dat de vegetatie heel lang zal 'nailen' en dat de stikstofbeschikbaarheid voorlopig niet wezenlijk zal dalen. Extra maatregelen lijken nodig om de armere situaties te herstellen, een maatregel zou kunnen zijn het plaggen van de bossen op het moment dat de depositie tot een aanvaardbaar niveau is gedaald (Bartelink et al. 2001).

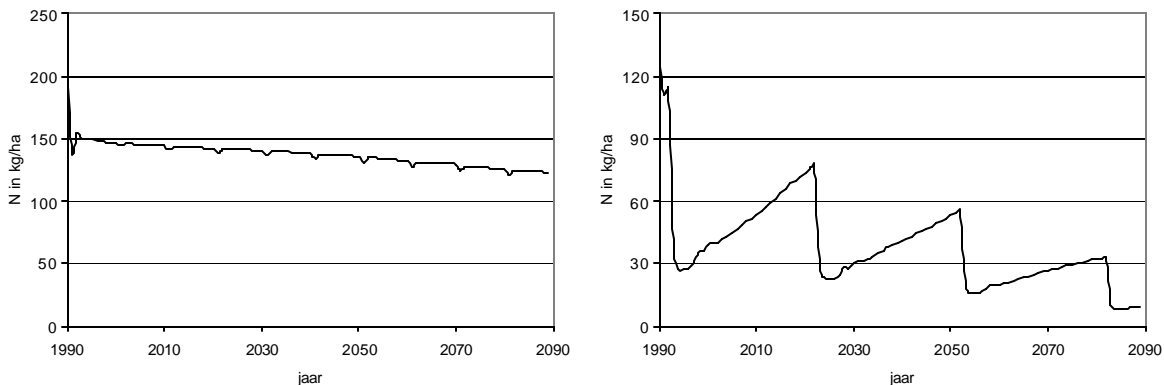


Fig. 14. Stikstofbeschikbaarheid (in kg/ha) voor het eikenbos (links) en de heide (rechts). Gegeven wordt de beschikbaarheid voor het dalende depositie scenario met begrazing.

Het begrazen van de vegetatie lijkt voor alle vegetatietypen wel invloed te hebben. Hierbij heeft herbivorie vooral invloed op de structuur van de vegetatie zoals die door SUMO2 wordt voorspeld en in mindere mate op de natuurwaarde. Alleen in de heide is er ook een duidelijke invloed op de natuurwaarde.

Een belangrijke vraag bij modelvoorspellingen is altijd hoe betrouwbaar de modeluitkomsten zijn. Zowel SMART2 als SUMO als NTM3 zijn uitvoerig gevalideerd en getest (Wamelink et al. 2001a en Schouwenberg et al. 2000). Hieruit bleek dat simulaties van SMART2-SUMO goed waren voor bostypen op droge zandgronden, zeker wanneer dit simulaties betrof over een langere periode, zoals in dit onderzoek. Een gevoeligheids- en betrouwbaarheidsanalyse van de keten SMART2-SUMO-NTM3 wees uit dat de uitkomsten van de keten (natuurwaarde; zoals die ook in dit onderzoek zijn gebruikt) vooral betrouwbaar zijn wanneer scenario's met elkaar worden vergeleken (Schouwenberg et al. 2000). Echter modelstudies zijn altijd gebaseerd op een scenario en of de toekomstige situatie werkelijk wordt benaderd hangt in grote mate af van de kwaliteit van de scenario's.

Dood hout vormt een belangrijke factor in het bos, zeker in verband met natuurwaarden. In de modellenketen wordt dood hout echter nauwelijks meegenomen. SUMO berekent weliswaar de hoeveelheid dood hout, er wordt verder niets mee gedaan. Het dode hout blijft nu eeuwig in het bos liggen en mineraliseert niet. Om dit te verbeteren zou het bodemmodel SMART2 uitgebreid moeten worden met een module die de afbraak van hout simuleert. In een vervolgonderzoek worden SMART2 en SUMO2 geschikt gemaakt voor het simuleren van dood hout en zullen de scenario's doorgerekend worden m.b.t. de effecten op de dood hout voorraad. Hierover zal in een apart rapport verslag worden gedaan.

De simulaties laten duidelijk zien dat de natuurdoelen voor deze bostypen niet gehaald zullen worden, zelfs bij een dalende depositie. Extra maatregelen zijn hiervoor noodzakelijk. Het enige wat wel haalbaar lijkt is de omzetting van grove dennen bos in eikenbos.

Voor de heide geldt dat de gestelde natuurdoelen wel gehaald kunnen worden mits de depositie (behoorlijk!) daalt. Na verloop van tijd zal er dan minder intensief beheer nodig zijn, al zal dit altijd noodzakelijk blijven als men de heide wil handhaven, o.a. om de vorming van bos tegen te gaan.

## 5 Conclusies

Een dalende stikstofbeschikbaarheid heeft geen invloed op de ontwikkeling van het dennenbos, de natuurwaarden blijven laag en de structuur verandert nauwelijks. Het extensief bosbeheer is wel in staat om de omvorming van naaldbos naar loofbos te bewerkstelligen.

Het eikenbos krijgt slechts zeer tijdelijk een structureel aanzien. Uiteindelijk zal er een eikenbeukenbos ontstaan.

De heide profiteert het meest van de daling van de stikstofbeschikbaarheid. De potentiële natuurwaarde neemt behoorlijk toe, waarbij herbivorie nog een positief effect veroorzaakt. Vooral voor het stabiel voorkomen van de heide (bij een dalende depositie) is herbivorie van groot belang, ook in de toekomst.

De dalende stikstofdepositie heeft nauwelijks invloed op de stikstofbeschikbaarheid in de bossen, wel op de stikstofbeschikbaarheid in de heide (in combinatie met plaggen).

Het dunnen van de bossen is niet voldoende om de opgebouwde stikstofpool redelijk snel weer te verkleinen (in combinatie met een dalende depositie). Het plaggen van bossen zou hier een oplossing kunnen bieden.

Herbivorie heeft vooral invloed op de structuur van de vegetatie en in mindere mate op de natuurwaarde. Alleen in de heide heeft herbivorie ook invloed op de stikstofbeschikbaarheid, en daarmee op de natuurwaarde.

De natuurdoelen kunnen in de bossen zonder extra maatregelen waarschijnlijk niet gerealiseerd worden, ook niet bij een dalende depositie. In de heide zullen de natuurdoelen wel gehaald kunnen worden bij een dalende depositie, al dan niet in combinatie met herbivorie.



## 6 Literatuur

Bartelink, H. H., van Dobben, H. F., Klap, J. M., Kuiper, Th. W. 2001. Maatregelen om effecten van eutrofiering en verzuring in bossen met bijzondere natuurwaarden tegen te gaan: synthese. OBN-Rapport 13, 52 p + bijl. ECLNV, Wageningen.

J.P. Beck, L. van Bree, M.L.P. van Esbroek, J.I. Freijer, A. van Hinsberg, M. Marra, K. van Velze, H.A. Vissenberg, en W.A.J. van Pul, 2001. Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de emissievarianten. Rapport 725501002. RIVM, Bilthoven.

Dik, E.J. 1984. De schatting van het houtvolume van staande bomen van een aantal in de bosbouw gebruikte soorten. Uitvoerig verslag Band 19, nr 1. De Dorschkamp, Wageningen

Dobben, H.F. van & W. de Vries. 2001. Relatie tussen vegetatie en abiotische factoren in het Meetnet Vitaliteit en Verdroging. Alterra rapport 406, 51 p.

Dobben, H.F. van, M. van Elswijk, M.S. Grobden, 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 in prep. Technische Documentatie Modellen Raamwerk Ecologie. Herstructurering van het modelinstrumentarium voor integrale analyse van de ecologische effecten van milieumaatregelen, veranderend landgebruik en waterbeheer op regionale schaal. Alterra, Wageningen.

Ellenberg, H., H.E. Weber, R. Düll, V.Wirth, W. Werner & D. Paulißen 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18.

Ertsen, A.C.D. 1998. Ecohydrological response modelling. Predicting plant species response to changes in site conditions. Thesis. Faculteit ruimtelijke wetenschappen Rijksuniversiteit Utrecht.

Hertog, A.J. & M. Rijken, 1992. Geautomatiseerde bepaling van natuurbehoudswaarde in vegetatieopnamen. Provincie Gelderland, Dienst Ruimte Wonen en Groen.

Jansen, H. & J. Sevenster 1996. Opbrengsttabellen voor belangrijke boomsoorten in Nederland. IBN-DLO, Wageningen.

Jansen, M.J.W., E.P.A.G. Schouwenberg, J.P. Mol-Dijkstra, J. Kros & H. Houweling 1999. Variance-based regression-free uncertainty analysis for groups of inputs applied to a model chain in nature conservation. In: Cottam M.P, D.W. Harvey, R.P. Pape & J. Tait (eds.) Foresight and precaution. Balkema, Rotterdam.

Klap, J.M., W. de Vries & E.E.J.M. Leeters 1998. Effects of acid atmospheric deposition on the chemical composition of loess, clay and peat soils under forest in the Netherlands. Report 97.1. SC-DLO, Wageningen.

Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour & M.J.S. Bollen 1995. Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. Report 95. SC-DLO, Wageningen.

Kros, J., 1998. De modellering van de effecten van verzuring, vermisting en verdroging voor bossen en natuurterreinen ten behoeve van de milieubalans, milieuverkenning en natuurverkenning. Verbetering, verfijning en toepassing van het model SMART2. Reeks Milieuplanbureau 3. SC-DLO, Wageningen.

Latour, J.B., I.G. Staritsky, J.R.M. Alkemade & J. Wiertz 1997. De natuurplanner. Decision Support Systeem natuur en milieu. Versie 1.1. Rapport 711901019. RIVM, Bilthoven.

Liefveld, W.M., A.H. Prins & G. van Wirdum 1998. Natuurtechnisch model (NTM2) B. Kwantificeren van de indicatieschalen aan de hand van de modeloutput van SMART2 en SIMGRO. NPB-onderzoeksrapport 15. IBN-DLO, Wageningen.

Mekkink, P. 1992. De bodemgesteldheid van bosreservaten in Nederland. Deel 10 bosreservaat 'Riemstruiken'. Rapport 98.10. SC-DLO, Wageningen.

Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & V. Westhoff 1995. De vegetatie van Nederland. Deel 1. Opulus press, Upsala.

Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda 1996. De vegetatie van Nederland. Deel 3. Opulus press, Upsala.

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

Schouwenberg, E.P.A.G, P.W. Goedhart & H.F. van Dobben in prep. NatuurTechnisch Model: een model voor de voorspelling van de potentiële natuurwaarden (NTM3) en de kans op voorkomen van plantengemeenschappen (NTM4).

Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel 1999. De vegetatie van Nederland. Deel 5. Opulus press, Upsala.

Vries, W. de, M. Posch & J. Kämäri 1989. Simulation of the long-term soil response to acid deposition in various buffer ranges. *Water, Air and Soil Pollution* 48: 349-390.

Vries, W. de & E.E.J.M. Leeters 1998. Effects of acid deposition on 150 forest stands in the Netherlands – chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution. Report 69.1. SC-DLO, Wageningen.

Wamelink, G.W.W., C.J.F. ter Braak & H.F. van Dobben, 1997. De Nederlandse natuur in 2020: schatting van de potentiële natuurwaarde in drie scenario's. Rapport 312, IBN-DLO, Wageningen.

Wamelink, Wieger, Cajo ter Braak & Han van Dobben 1998. De potentiële natuurwaarde van de EHS. Natuurwaardering op basis van abiotische omstandigheden; het Natuur Technisch Model. Landschap 15/3 p. 145-156

Wamelink, G.W.W., J.P. Mol-Dijkstra, H.F. van Dobben, J. Kros & F. Berendse 2000a. Eerste fase van de ontwikkeling van het Successie Model SUMO 1. Verbetering van de vegetatiemodellering in de Natuurplanner. Rapport 045. Alterra, Wageningen.

Wamelink, G.W.W., R. Wegman, P.A. Slim & H.F. van Dobben 2000b. Modelling van bosbeheer in SUMO. Rapport nr 066. Alterra, Wageningen.

Wamelink, G.W.W., H. van Oene, J.P. Mol-Dijkstra, J. Kros, H.F. van Dobben & F. Berendse 2001a. Validatie van de modellen SMART2, SUMO1, NUCOM en MOVE op site-, regionaal en nationaal niveau. Rapport nr 065. Alterra, Wageningen.

Wamelink, G.W.W., P.A. Slim, J. Dirksen, J.P. Mol-Dijkstra & H.F. van Dobben 2001b. Modelling van begrazing in SUMO. Rapport nr 368. Alterra, Wageningen.





## Bijlage 1 Initiële biomassa voor de verschillende vegetatieopnamen met het N-gehalte

De vegetatieopnamen zijn genummerd per plot. De eerste 10 horen bij de site Zeesserveld, de tweede 10 bij de Riemstruiken en de laatste geeft de initiële biomassa (eerste kolom) en het N-gehalte (tweede kolom) voor de Edesche heide. De biomassa (in ton.ha<sup>-1</sup> dw) en N-gehalte worden gegeven per functioneel type en per orgaan. Per plot worden de biomassa en het N-gehalte gegeven in de volgorde: wortels van de vijf functionele typen (in bovengenoemde volgorde), tak + stam en blad.

plot 1	plot 2	plot 3	plot 4	plot 5	plot 6	plot 7	plot 8	plot 9	plot 10	N
Zeesserveld										
1	0.8	0.9	0.9	0.7	0.9	0.8	1	1	1	0.025
0.01	0.15	0.01	0.01	0.25	0.05	0.15	0.01	0.01	0.01	0.025
0.35	0.5	0.35	0.35	0.5	0.35	0.15	0.01	0.25	0.25	0.025
3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	0.025
1	0.01	1	0.01	0.01	0.01	0.01	1	0.01	0.01	0.025
0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
0.01	0.15	0.01	0.01	0.25	0.05	0.15	0.01	0.01	0.01	0.005
2	3	0.01	3	3	2	0.8	0.01	1.5	1.5	0.002
74.6	69.5	85.6	76	79.2	75.2	90.7	104	65.1	80.9	0.002
1.8	0.01	1.15	0.01	0.01	0.01	0.01	1	0.01	0.01	0.002
0.9	0.8	0.9	0.9	0.7	0.8	0.8	0.9	0.9	0.9	0.025
0.01	0.15	0.01	0.01	0.25	0.05	0.15	0.01	0.01	0.01	0.025
0.35	0.5	0.35	0.35	0.5	0.35	0.15	0.01	0.25	0.25	0.025
3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	0.025
1	0.01	1	0.01	0.01	0.01	0.01	1	0.01	0.01	0.025
Riemstruiken										
0.15	0.7	0.5	0.05	0.06	0.3	0.05	0.05	0.01	0.51	0.025
0.4	0.05	0.1	0.5	0.45	0.5	0.65	0.8	0.85	0.3	0.025
0.4	0.25	0.4	0.4	0.35	0.5	0.4	0.35	0.4	0.4	0.025
0.05	3	3	3	3	3	3	3	3	3	0.025
3	0.01	0.01	3	0.01	0.01	3	3	3	3	0.025
0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
0.4	0.05	0.1	0.5	0.45	0.5	0.65	0.8	0.85	0.3	0.005
2.4	1.5	2.4	2.4	2	3	2.4	2	2.4	2.4	0.002
0.01	74.3	66.7	7.15	94.3	53.8	2.81	9.22	71.4	1.39	0.002
62	0.01	0.01	49.6	0.01	0.01	65.4	63.5	0.01	70.2	0.002
0.15	0.6	0.5	0.05	0.06	0.3	0.05	0.05	0.01	0.51	0.025
0.4	0.05	0.1	0.5	0.45	0.5	0.65	0.8	0.85	0.3	0.025
0.4	0.25	0.4	0.4	0.35	0.5	0.4	0.35	0.4	0.4	0.025
0.05	3	3	3	3	3	3	3	3	3	0.025
3	0.01	0.01	3	0.01	0.01	3	3	0.01	3	0.025
heide										
0.5										0.025
3										0.025
0.02										0.025
0.01										0.025
0.01										0.025

plot 1	plot 2	plot 3	plot 4	plot 5	plot 6	plot 7	plot 8	plot 9	plot 10	N
0.01										0.01
3										0.005
0.01										0.002
0.01										0.002
0.01										0.002
0.5										0.025
3										0.025
0.02										0.025
0.01										0.025
0.01										0.025

## Bijlage 2 Vegetatiegegevens voor SUMO.

xcoord	ycoord	opp	bem	veg	beh	pla	str	x	leef	fil	pbo	cbo	lar	ru	ho	jo	wi	po	pa	sc	el	re	ed	da	mo	zw	ga	ko
178500	448500	0.04	0	2	2	30	0	2	88	21	GEE	GEE	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
227500	502500	0.04	0	5	4	30	0	2	77	1	GRO	EIK	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
227500	502500	0.04	0	5	4	30	0	2	78	2	GRO	EIK	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
227500	502500	0.04	0	5	4	30	0	2	79	3	GRO	EIK	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
227500	502500	0.04	0	5	4	30	0	2	76	4	GRO	EIK	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
227500	502500	0.04	0	5	4	30	0	2	75	5	GRO	EIK	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
227500	502500	0.04	0	5	4	30	0	2	77	6	GRO	EIK	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
227500	502500	0.04	0	5	4	30	0	2	78	7	GRO	EIK	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
227500	502500	0.04	0	5	4	30	0	2	79	8	GRO	EIK	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
227500	502500	0.04	0	5	4	30	0	2	76	9	GRO	EIK	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
227500	502500	0.04	0	5	4	30	0	2	75	10	GRO	EIK	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
179000	465000	0.04	0	8	4	30	0	2	70	11	BER	EIK	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
179000	465000	0.04	0	8	4	30	0	2	70	12	EIK	BEU	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
179000	465000	0.04	0	8	4	30	0	2	70	13	EIK	BEU	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
179000	465000	0.04	0	5	4	30	0	2	70	14	GRO	EIK	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
179000	465000	0.04	0	8	4	30	0	2	70	15	EIK	BEU	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
179000	465000	0.04	0	8	4	30	0	2	70	16	EIK	BEU	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
179000	465000	0.04	0	8	4	30	0	2	70	17	BER	EIK	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
179000	465000	0.04	0	5	4	30	0	2	70	18	GRO	EIK	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
179000	465000	0.04	0	8	4	30	0	2	70	19	EIK	BEU	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
179000	465000	0.04	0	8	4	30	0	2	70	20	BER	EIK	A02	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0



## Bijlage 3 Gebruikte parametersettings voor de modellering van grove dennenbos, eikenbos en heide.

Voor uitleg over de verschillende invoer parameters zie Wamelink et al. 2000a

### vegetatietype heide

Verdeling	verdN	verlies org	Zaad	ogaan/functioneel type
.49	.49	1	.0001	wortel kruiden
.4	.45	.7	.0001	wortel dwergstruiken
.4	.42	.3	.0001	wortel struiken
.35	.42	.3	.0001	wortel pionierbomen
.3	.42	.3	.0001	wortel climaxbomen
.01	.01	1	.0001	tak kruiden
.2	.05	.3	.0001	tak struiken
.1	.01	.04	.0001	tak struiken
.15	.01	.03	.0001	tak pionierbomen
.2	.01	.008	.0001	tak climaxbomen
.5	.50	1	.0001	blad kruiden
.4	.50	.7	.0001	blad dwergstruiken
.5	.57	1	.0001	blad struiken
.5	.57	1	.0001	blad pionierbomen
.5	.57	1	.0001	blad climaxbomen

Uitdoving	Nmin	Nmax	Gmax	gvgl	gvgh	b	ogaan/functioneel type
0.7	0.01	0.03	10	1.6	2.6	-0.16	laag1 kruiden
0.7	0.01	0.028	10	1.6	2.6	-0.16	laag2 dwergstruiken
0.4	0.01	0.028	13	1.6	2.6	-0.16	laag3 struiken
0.4	0.01	0.028	14	1.6	2.6	-0.16	laag4 pionierbomen
0.4	0.01	0.028	13	1.6	2.6	-0.16	laag5 climaxbomen

### Vegetatietype licht loofbos

Verdeling	verdN	verlies org	Zaad	ogaan/functioneel type
.45,	.45	.8	.0001	wortel kruiden
.35,	.42	.6	.0001	wortel dwergstruiken
.35,	.42	.6	.0001	wortel struiken
.3,	.42	.7	.0001	wortel pionierbomen
.28,	.42	.7	.0001	wortel climaxbomen
.01,	.01	1	.0001	tak kruiden
.15,	.01	.1	.0001	tak dwergstruiken
.2,	.01	.03	.0001	tak struiken
.30,	.01	.02	.0001	tak pionierbomen
.32,	.01	.01	.0001	tak climaxbomen
.54,	.54	.8	.0001	blad kruiden
.5,	.57	.5	.0001	blad dwergstruiken
.45,	.57	1	.0001	blad struiken
.40,	.57	1	.0001	blad pionierbomen
.40,	.57	1	.0001	blad climaxbomen

Uitdoving	Nmin	Nmax	Gmax	gvgl	gvgh	b	ogaan/functioneel type
0.8	0.01	0.03	24	1.3	2.3	-0.13	laag1 kruiden
0.7	0.01	0.03	10	1.6	2.6	-0.16	laag2 dwergstruiken
0.6	0.01	0.03	14	1.5	2.5	-0.15	laag3 struiken
0.6	0.01	0.03	15	1.5	2.5	-0.15	laag4 pionierbomen
0.8	0.01	0.03	15	1.6	2.6	-0.16	laag5 climaxbomen

### vegetatietype licht naaldbos

Verdeling	verdN	verlies org	Zaad	ogaan/functioneel type
.45	.45	.8	.0001	wortel kruiden
.35	.41	.6	.0001	wortel dwergstruiken
.35	.41	.6	.0001	wortel struiken
.35	.41	.7	.0001	wortel pionierbomen
.35	.41	.7	.0001	wortel climaxbomen
.01	.01	1	.0001	tak kruiden
.15	.02	.1	.0001	tak dwergstruiken
.2	.02	.03	.0001	tak struiken
.30	.02	.008	.0001	tak pionierbomen
.30	.02	.03	.0001	tak climaxbomen
.54	.54	.8	.0001	blad kruiden
.5	.57	.5	.0001	blad dwergstruiken
.45	.57	1	.0001	blad struiken
.35	.57	0.7	.0001	blad pionierbomen
.35	.57	1	.0001	blad climaxbomen

Uitdoving	Nmin	Nmax	Gmax	gvgl	gvgh	b	ogaan/functioneel type
0.6	0.01	0.04	20	1.3	2.3	-0.13	laag1 kruiden
0.7	0.01	0.028	12	1.6	2.6	-0.16	laag2 dwergstruiken
0.4	0.01	0.028	14	1.5	2.5	-0.15	laag3 struiken
0.4	0.01	0.028	15	1.6	2.6	-0.16	laag4 pionierbomen
0.5	0.01	0.028	15	1.5	2.5	-0.15	laag5 climaxbomen

## **Bijlage 4 Reviews**

### Review 1

#### **Vooraf**

Modellen zijn uitermate geschikt voor het structureren van kennis en inzicht in het functioneren van ecosystemen. Scenariostudies zijn onmisbaar in het wetenschappelijk onderzoek en in het beheer en beleid. Het formuleren van kritiek op modellen en modeluitkomsten is doorgaans eenvoudig en gratis. De hieronder geformuleerde kritiek moet vanuit dit perspectief worden beoordeeld.

#### **Conclusies**

het uitgangspunt om veranderingen in natuurwaarde te zien als primair gestuurd door veranderingen in vochtvoorziening, zuurgraad en voedselrijkdom van de bodem is een sterke vereenvoudiging, waarvan de inherente consequenties onvoldoende worden belicht

het NTM-deel van de modellenlijn is vooralsnog niet overal bruikbaar voor het beoordelen van vegetatieveranderingen in termen van vegetatiekundige eenheden  
conclusies uit resultaten van de modellenlijn SMART-SUMO-NTM moeten, gezien de vele aannames, met meer terughoudendheid worden geformuleerd.

#### **Opmerkingen bij de hoofdstukken**

##### **Inleiding**

Doel van het onderzoek is geformuleerd vanuit beleidsdoelstellingen ten aanzien van de ontwikkeling van biodiversiteit.

Wat onder biodiversiteit moet worden verstaan, blijkt pas impliciet in de loop van het rapport. Bij de uitleg van NTM3 en NTM4 is sprake van “potentiële botanische natuurwaarde” maar de term biodiversiteit komt hier niet terug. In de samenvatting wordt expliciet gesproken over rode-lijstsoorten; in de tekst is dit niet terug te vinden. Dood hout, een zeer belangrijke factor m.b.t. biodiversiteit in bossen, wordt in het model buiten beschouwing gelaten.

De modelbeschrijvingen geven een beeld van de vele aannames waaronder de modellen draaien. Ongetwijfeld zijn er nog veel meer, te vinden in de gedetailleerde modelbeschrijvingen waarnaar wordt gerefereerd. Een groot manco, tegelijkertijd belangrijkste kritiekpunt, is dat aan de lezer c.q. eindgebruiker wordt overgelaten om na te gaan 1) in hoeverre deze aannames geldig zijn en blijven voor de gesimuleerde cases en 2) hoe deze aannames doorwerken in de conclusies. Deze kritiek is overigens van toepassing op vrijwel alle modelstudies.

“Beide bossen worden op natuurlijke wijze beheerd. Dit betekent dat er elke 5 jaar 10% van de bomen geoogst wordt”. Dit is een ongebruikelijke definitie.

## **Materiaal & methode**

Deze paragraaf levert extra aannames o.a. voor bodemtextuur, koppeling van 'zuur depositie' aan N-depositie, N-beschikbaarheid e.d.

## **Resultaten**

Bij een onveranderd hoge N-depositie in grove-dennenbossen neemt de kans op voorkomen van het naaldbossenverbond toe. Bij afnemende N-depositie neemt deze kans af. Dit is zeer verrassend.

Voor eikenbossen worden de kansen op het voorkomen van het Quercion en Carpinion vergeleken. Naar mijn mening is de kans op het voorkomen van het Carpinion in de Riemstruiken 0.0, zowel nu als over 100 jaar. Voor het begrazingsscenario loopt deze kans echter op tot 30%! Dit is een schokkend resultaat.

Voor zowel grove-dennenbossen als eikenbossen is de som van de kansen op het voorkomen van de twee beschouwde verbonden per scenario doorgaans (veel) kleiner dan één. Blijkbaar bestaan er ook nog substantiële kansen op het voorkomen van andere verbonden. Naar mijn mening is de kans op voorkomen van andere verbonden dan het Quercion echter 0.0.

## **Discussie**

De hierboven gesignaleerde problemen m.b.t. het voorkomen van bosgemeenschappen worden wel opgemerkt, maar niet kritisch besproken. De tekst suggereert impliciet dat de komst van beuk de reden is van een verhoogde kans op het voorkomen van het Carpinion-verbond. Ook wordt gesproken van "andere verbonden die bij de beuk horen", maar in de Vegetatie van Nederland komen dergelijke verbonden niet voor. Beukenbossen op de stuwwallen worden in de VvN tot het Quercion gerekend.

Begrazing van de vegetatie (door reeën) versnelt de successie. Dit resultaat, dat afwijkt van resultaten uit veld- en simulatiestudies in het bosbegrazingsonderzoek, wordt mogelijk veroorzaakt door de aanname dat reeën met name grassen en kruiden eten als er te weinig ander voedsel beschikbaar is.



### **Algemeen**

Het rapport is van redelijke kwaliteit maar heeft slechts een beperkte gebruikswaarde. De belangrijkste conclusie dat een verlaging van het depositieniveau van stikstof en verzurende stoffen op een termijn van 100 jaar weinig tot geen effect heeft op de natuurwaarde van dennen- en eikenbos en een beperkt effect heeft op de natuurwaarde van droge heide ligt voor de hand en kan ook op basis van gezond ecologisch inzicht worden getrokken. De conclusies ten aanzien van de effecten van reeën zijn onbetrouwbaar en weinig realistisch. Een en ander zal hierna puntsgewijze worden toegelicht.

### **Opzet, structuur en leesbaarheid van het rapport**

Het rapport is goed geschreven en helder van opzet. Modelbeschrijvingen zijn tot een noodzakelijk minimum beperkt, hetgeen de leesbaarheid ten goede komt. Conclusies en samenvatting dekken de lading van het rapport. Het gebruik van de term 'begrazing' wekt verwarring. Deze term wordt doorgaans bij het beheer vooral gebruikt om de invloed van typische grazers als paard, rund, schaap en tot op zekere hoogte ook van edelhert of damhert (*intermediate grazers*) mee aan te duiden. Het ree is echter beslist geen grazer (zie ook commentaar hierna). Beter is het gebruik van een meer algemene term als 'herbivorie'.

### **Modellering**

Een belangrijk punt van twijfel ten aanzien van de modellering van bosdynamiek in SUMO is de wijze waarop successie van boomsoorten in de kroonlaag wordt gerealiseerd. Speelt de leeftijd van boomsoorten en de gemiddelde levensverwachting een rol? Er zijn aanwijzingen dat dit in SUMO niet goed is geregeld. Hoe kan het bijvoorbeeld dat in het bosreservaat Zeesserveld grove den de boomlaag voor nog zeker 100 jaar blijft domineren, terwijl de leeftijd van de opstand in de uitgangssituatie ca. 80 jaar is (wordt overigens ten onrechte niet in de tekst vermeld)? De leeftijd van grove den op de arme zandgronden bedraagt maximaal 80-120 jaar. In de output zou dus na ca. 20 jaar een aftakeling van grove den te zien moeten zijn, ongeacht het depositieniveau of begrazing. Dit wordt in geen van de scenario's zichtbaar.

Een andere punt van twijfel is de N-beschikbaarheid van de bodem. Op p.21 wordt opgemerkt dat er nauwelijks data beschikbaar zijn voor N-beschikbaarheid van bosbodems. In proefschriften van Tietema (1992) of Emmer (1996) zijn hierover m.i. bruikbare gegevens te vinden. Er wordt nu uitgeweken naar een zelf geconstrueerde nogal zwakke regressie tussen N-beschikbaarheid (op basis van modellering) en Ellenberg getallen. De betekenis van deze noodsprong lijkt me nogal relevant voor de betrouwbaarheid van de modeluitkomsten en er kunnen nogal wat vraagtekens worden gezet bij deze benadering. De hoofdconclusies van het rapport worden immers geduid in termen van veranderingen in N-beschikbaarheid van de bodem! Ten onrechte wordt hierop in de discussie nergens teruggekomen.

## **Begrazing**

Over het gebruik van de term herbivorie in plaats van begrazing, aangezien het rapport uitsluitend betrekking heeft op het ree, is hierboven reeds een en ander opgemerkt.

Waarom is gekozen voor het scenario van 1 ree per ha?

Een ree is geen kudde-dier (zoals bv. edelhert), maar leeft voornamelijk solitair en zal niet gauw in een dergelijk hoge dichtheid voorkomen. Meer realistisch zou zijn geweest uit te gaan van een dichtheid die een factor 10 tot 20x lager ligt (!), te weten 5-10 reeën per 100 ha (0.02-0.10 ree per ha). Dat zijn dichtheden waarin onbeheerde reeënpopulaties in de meeste gebieden op de hogere zandgronden thans voorkomen.

Waarom is voor droge heide gekozen voor het ree?

Het ree heeft weinig op de heide te zoeken! Struikhei wordt nauwelijks door reeën gegeten (verteerbaarheid betrekkelijk laag ca. 40%) en ook grassen als pijpenstrootje en bochtige smele komen maar in heel beperkte mate voor in het dieet van het ree (Van Wieren 1997, p.45). Op basis van het voedselaanbod van heide is het zelfs waarschijnlijk dat reeën niet duurzaam kunnen voortbestaan. De opmerking dat reeën vooral graseters zijn (p.36) is niet juist. Het dieet van reeën bestaat in de meeste onderzoeksgebieden voor meer dan 50% uit 'browse'. Op de Veluwe is vooral blauwe bosbes een belangrijke voedselbron voor reeën (Hazebroek & Groot Bruinderink 1995), naast 'browse' van zomereik en andere loofboomsoorten. De onjuiste dieetkeuze van het ree in SUMO leidt tot onwerkelijke modeluitkomsten (zie ook hieronder).

Relevant voor het beheer van droge heide zou zijn geweest een scenario van schapen- of runderbegrazing of een combinatie van beide, zoals sinds de jaren '80 op veel plaatsen wordt toegepast. Verder is het weinig realistisch dat een heideterrein in zijn geheel wordt afgeplagd, zoals nu in de scenario's gebeurt.

Het feit dat het ree qua dieetkeuze niet op juiste wijze in het model zit verklaart waarom de uitkomsten van de begrazingsscenario's zo onwerkelijk zijn. De auteurs hebben verzuimd hun resultaten te toetsen aan eerdere modelstudies van begrazing (Jorritsma 1997). In betreffende studie zijn dezelfde bosreservaten Zeesserveld en Riemstruiken gebruikt (!!). Daar bleek het ree reeds bij een dichtheid van 1 dier per 100 ha (sic!), een significant effect uit te oefenen op de verjonging van zomereik. In de scenario's met SUMO heeft een dichtheid van het ree die een factor 100x zo hoog is geen merkbaar effect op de biomassa van eik. Dit onderstreept nogmaals de dringende noodzaak het ree als herbivoor in SUMO anders te behandelen en de dieetkeuze aan te passen.

## **Conclusies**

Als gevolg van twijfels die er zijn ten aanzien van de juistheid waarop bosdynamiek (successie van boomsoorten in de kroonlaag) en begrazing in SUMO worden gemodelleerd, wordt de conclusie getrokken dat de gebruikswaarde van het rapport vooralsnog beperkt is. Het is waarschijnlijk dat wanneer een verbeteringslag wordt

uitgevoerd m.b.t. tot modellering van beide processen, de uitkomsten mogelijk afwijkend zijn (vooral m.b.t. begrazing van de heide).

### **Specifieke punten**

- Titel is te algemeen. Rapport gaat alleen over arme bossen van de hogere zandgronden. Dit zou in de titel tot uitdrukking moeten komen.
- In het Referaat wordt gesproken over effect op 'biodiversiteit'. Moet zijn 'potentiële natuurwaarde'.
- Er wordt gesproken over *lengtegroei* van bomen en struiken (p.15). *Hoogtegroei* is meer gebruikelijk.
- In eerste deel van het rapport wordt op een aantal plaatsen gesproken over 'natuurlijk bosbeheer' (p.9. en 16). Behalve dat dit een nogal misleidende term is, wordt pas in een later hoofdstuk aangegeven wat hiermee wordt bedoeld.
- NTM4 is gebaseerd op een calibratie m.b.v. een set vegetatieopnamen. Hoe groot is deze set, en welke opnamen zijn hiervoor gebruikt?
- De leeftijd van de opstanden Zeesserveld en Riemstruiken wordt niet vermeld (p.18). Is echter wel heel relevant voor een juiste interpretatie van de modeloutput, zoals hierboven reeds aangegeven.
- Bij het bosreservaat Riemstruiken is met NTM4 ook de kans op het voorkomen van het haagbeukenverbond (*Carpinion betuli*) gesimuleerd. Dit lijkt me onzin op een groeiplaats van voormalig stuifzand en uitgestoven laagten. Bos van het Haagbeukenverbond komt op de Veluwe alleen voor op lemige bodem, zoals op enkele plaatsen op de Zuidoost-Veluwezooom.
- Op p.21 wordt niet aangegeven welke stikstofpercentages zijn aangehouden voor dwergstruiken, grassen en kruiden (voor bomen is dit wel vermeld op p.20).
- Op p.36 wordt gesteld dat de omvorming van een grove dennenbos naar een eikenbos kan worden versneld door *gaps* te maken ter grootte van 400 m<sup>2</sup>. De praktijk leert dat dit te klein is voor een succesvolle verjonging van zomereik. Doorgaans profiteert alleen de beuk hiervan (Kuiters & Slim, 2002).
- Op p.37 wordt gesteld dat begrazing in het model resulteert in een versnelde stikstofbeschikbaarheid. Welke mechanismen liggen hieraan ten grondslag?
- Niet alle in de tekst gerefereerde bronnen komen terug in de literatuurlijst. Zie opmerkingen in de tekst.
- De tekst moet nog eens zorgvuldig worden nagelopen op spellingsfouten (correcties in de tekst aangegeven).

Review 3 naar aanleiding van de veranderingen doorgevoerd na de eerste twee reviews.

Het rapport is op een aantal punten aanzienlijk verbeterd. In het bijzonder kunnen worden genoemd:

- De bosontwikkeling in de simulaties geeft vertrouwen dat successie van dominante soorten in de kroonlaag plaatsvindt op een wijze die overeenstemt met de ervaringsfeiten.
- De toegepaste begrazingsregimes in de simulaties zijn nu reëel

Ik blijf echter bij het gestelde in een eerdere *review* dat het rapport slechts een beperkte gebruikswaarde heeft. De meeste resultaten liggen voor de hand en voegen weinig toe aan reeds bestaande kennis.

Verder moeten een aantal kanttekeningen worden geplaatst bij de uitkomsten:

- De verjonging van zomereik in het bosreservaat 'Zeesserveld' lijkt nauwelijks of niet gehinderd te worden door de aanwezigheid van edelherten. Dit lijkt niet erg waarschijnlijk. Dit is alleen het geval wanneer de dichtheid aan edelherten gering is (minder dan 0,03 per ha, vgl. gehanteerde initiële dichtheid van 0,1 per ha in deze studie!). Het zou de interpretatie van de simulatie-uitkomsten ten goede komen wanneer tevens het verloop van de dichtheid aan edelherten over de gesimuleerde periode wordt gepresenteerd.
- De aanwezigheid van 0,5 schapen per ha zou de verjonging van grove den en berk op de heide niet kunnen verhinderen. De ervaring met jaarrondbegrazing met schapen op droge heide in dergelijke dichtheden zijn anders. Vraag: waar leven de schapen van in de periode nadat de heide net is geplagd?

De Discussie van de resultaten schiet op een aantal punten tekort.

- Waarom zijn de resultaten van deze modelstudie niet vergeleken met die van eerdere modelstudies. Jorritsma *et al.* (1997) hebben nota bene dezelfde bosreservaten als uitgangssituatie gesimuleerd. Daarnaast wordt nergens literatuur over bos- en heidebegrazing geciteerd.
- Onder paragraaf 4.4 (Algemene discussie) wordt gesteld dat de daling van de stikstofdepositie geen effect heeft op de stikstofbeschikbaarheid. Echter, hierover worden in het hoofdstuk 'Resultaten' nergens resultaten gepresenteerd.
- Er wordt gesteld dat de natuurdoelen voor de bostypen niet gehaald zullen worden, zonder dat deze natuurdoelen ergens expliciet vermeld worden. In de Inleiding zouden de door het beleid gestelde natuurdoelen voor grove dennenbos en eikenbos op de hogere zandgronden moeten worden beschreven.
- Verder is de Discussie uiterst summier. Er wordt niet verwezen naar ander (model)onderzoek en de resultaten worden op een weinig kritische manier besproken. Bijvoorbeeld: hoe betrouwbaar zijn de modeluitkomsten, wat zijn de onzekerheden en hoe groot zijn de foutenmarges?

Overige punten:

p.19

Zoals ook in eerdere *review* aangegeven is het voor het bosreservaat 'Riemstruiken' (op stuifzand), gegeven de groeiplaats niet relevant de kans op het voorkomen van het haagbeukenverbond te simuleren.

p.23

Het beheer voor beide bosreservaten zou bestaan uit een dunningsregime van 10% iedere 5 jaar. Bij beschrijving van de resultaten wordt steeds gesproken over 10% eens in de 10 jaar. Overigens is het gebruik van de term 'op natuurlijk wijze beheerd' onjuist.

p.25

Het feit dat grove den in de simulaties na ca. 50 jaar vrijwel geheel uit het bosbeeld is verdwenen (fig. 3), lijkt eerder een gevolg van het toegepaste beheerregime dan van natuurlijke sterfte als gevolg van het bereiken van de maximale leeftijd.

## Reactie auteurs

Naar aanleiding van de kritiek van de reviewers is het rapport aangepast, is de input van de modellering aangepast (waaronder opname van leeftijdsterfte in het model SUMO2) en is er een nieuw project gestart om verbeteringen in de modellering van dood hout aan te brengen.

Naar aanleiding van de tweede 'reviewronde' is het rapport aangepast op de volgende punten.

Voor het Zeesserveld is een figuur toegevoegd met de dichtheid van de grazers.

Er is nader ingegaan op de voedselvoorziening van de schapen op de heide.

Er is een figuur toegevoegd over de stikstofbeschikbaarheid in bos.

De natuurdoelen worden beter beschreven.

In de discussie een stuk opgenomen over de betrouwbaarheid van de modeluitkomsten.

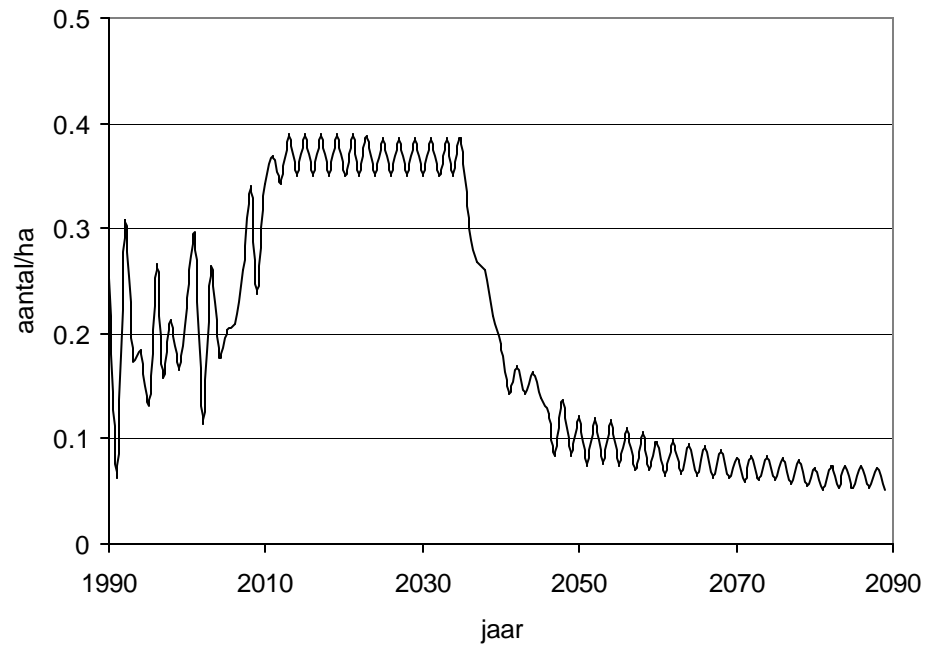
## Reactie op andere punten

Het Haagbeukenverbond is inderdaad op zich niet erg relevant in deze situatie. Echter het is wel een goede toets of de resultaten betrouwbaar zijn, de kans op voorkomen moet laag zijn en dat is ze ook. Andere verbonden of associaties of verbonden kunnen worden gesimuleerd, echter dat zal in een nieuw project moeten gebeuren. Wel kan worden gesteld dat de keuze voor het Haagbeukenbos verbond niet erg gelukkig is geweest.

Er is binnen de projectgroep afgesproken dat het extensieve bosbeheer bestaat uit 10% dunnen elke 10 jaar, omdat elke vijf jaar als te onrealistisch wordt ervaren. Echter beheersintensiteit kan naar believen worden gevarieerd (maar is wel constant voor de gesimuleerde periode).

Dat de grove den uit het bosbeeld verdwijnt wordt en veroorzaakt door leeftijdsterfte en door het beheer. Beide zijn overigens niet uit elkaar te houden. Daarvoor zouden aparte runs moeten worden gedaan.

## Bijlage 5 Aantal gesimuleerde edelherten Zeesserveld



Het aantal edelherten per hectare voor de simulatie van het Zeesserveld (grove dennenbos).

