

# HAALBAARHEIDSTUDIE NATUURGERICHTE NORMSTELLING NUTRIENTEN

Uitgeverij

Wageningen

Uitgeverij Wageningen

Uitgeverij Wageningen

Uitgeverij Wageningen

Uitgeverij Wageningen, Wageningen, Nederland

Uitgeverij Wageningen, Wageningen, Nederland  
Uitgeverij Wageningen, Wageningen, Nederland

## HAALBAARHEIDSTUDIE NATUURGERICHTE NORMSTELLING NUTRIENTEN

Algemene methoden voor het ontwikkelen van grenswaarden voor  
nutriëntenbelasting van natuurlijke ecosystemen

Marieke Gorree  
Han Runhaar

Centrum voor Milieukunde  
Rijksuniversiteit Leiden  
Postbus 9518  
NL-2300 RA Leiden

CML report 88 - Section Ecosystems and Environmental Quality

Onderzoek in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij,  
Directie Natuur, Bos, Landschap en Fauna.

Prijs eerste druk: f 20 excl. BTW en verzendkosten; prijswijziging bij een volgende druk voorbehouden.

Dit rapport kan op de volgende wijze worden besteld:

- telefonisch: 071-277486
- schriftelijk: Bibliotheek CML, Postbus 9518, 2300 RA Leiden, hierbij graag duidelijk naam besteller en verzendadres aangeven.

De nota wordt per aparte post toegezonden.

**CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG**

**Gorree, Marieke**

**Haalbaarheidstudie natuurgerichte normstelling nutriënten: algemene methoden voor het ontwikkelen van grenswaarden voor nutriëntenbelasting van natuurlijke ecosystemen / Marieke Gorree, Han Runhaar. - Leiden : Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit Leiden. - (CML report ; 88)**

**Met lit. opg.**

**ISBN 90-5191-061-4**

**Trefw.: normstelling ; nutriëntenbelasting / ecosystemen.**

**Druk: Biologie, Leiden**

**© Centrum voor Milieukunde, Leiden 1992**

## VOORWOORD

Dit rapport kwam tot stand in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, directie Natuur, Bos, Landschap en Fauna (NBLF). Het onderzoek is uitgevoerd ter ondersteuning van de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur, zoals geformuleerd in het Natuurbeleidsplan. Het doel van het onderzoek was het ontwikkelen van een algemene methode voor het definiëren van randvoorwaarden voor nutriënten voor vanuit natuurbeleid gewenste situaties binnen een ecosysteem.

De leden van de begeleidingscommissie: D. Bal, A.L. Bosch, J.J.C. Karres en L. Lekkerkerk wil ik bedanken voor hun advies. Verder wil ik graag G.J. Baaijens, H.M. Beijer, F. Berendse, M.J.R. Cals, G.M.J. Mohren en C.T.M. Versteeg bedanken voor het becommentariëren van het conceptrapport en voor de suggesties en adviezen die zij hebben gegeven.

# INHOUDSOPGAVE

## VOORWOORD

## INHOUDSOPGAVE

## SAMENVATTING

<b>1. INLEIDING</b>	
1.1 Achtergrond	1
1.2 Doelstelling	1
1.3 Streefwaarden	2
1.4 Aanvoerroutes nutriënten	2
1.5 Opzet	3
<b>2. ONDERZOCHE COMBINATIES VAN VEGETATIETYPE EN BEHEER</b>	
2.1 Inleiding	4
2.2 Laagveenmoerassen	4
2.3 Duinen	6
2.4 Heide	7
<b>3. N EN P VIA OPPERVLAKTEWATER</b>	
3.1 Inleiding	9
3.2 Laagveenmoerassen	9
3.3 Duinen	13
3.4 Normstelling voor N en P in oppervlaktewater	14
<b>4. EUTROFIERENDE EFFECTEN VAN N-DEPOSITIE EN METHODEN VOOR NORMSTELLING</b>	
4.1 Inleiding	15
4.2 Waargenomen eutrofiëringseffecten	15
4.2.1 Laagveenmoerassen	15
4.2.2 Duinen	16
4.2.3 Heide	16
4.2.4 Verzuring	19
4.2.5 Conclusie	20
4.3 Normen afgeleid uit modelbenaderingen	20
4.4 Conclusie	21
<b>5. STIKSOF-BALANSEN ALS ONDERBOUWING VOOR NORMSTELLING</b>	
5.1 Inleiding	23
5.2 N-balans	23
5.3 N-stromen	24
5.3.1 N-depositie	24
5.3.2 Productie en afvoer	26
5.3.3 Litterproductie en mineralisatie	27
5.3.4 N <sub>2</sub> -binding	28

5.3.5 Denitrificatie .....	28
5.3.6 Uitspoeling .....	29
5.4 Uitwerking N-balans per vegetatie-beheerscombinatie .....	30
5.5 Conclusie en discussie .....	34

## 6. ALGEMENE CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

6.1 Conclusies ten aanzien van normstelling .....	36
6.2 Aanbevelingen .....	36
6.2.1. Milieuhygiënische normstelling .....	36
6.2.2. Conclusie milieuhygiënische normstelling .....	40
6.2.3. Normstelling voor schatten van mogelijkheden voor vegetatietypen	41

LITERATUURLIJST .....	42
-----------------------	----

## BIJLAGE Uitwerking N-balansen per vegetatietype-beheerscombinatie

## SAMENVATTING

### Inleiding

In het kader van de Ecologische Hoofdstructuur worden op het ogenblik ecosysteemvisies opgesteld. In deze ecosysteemvisies wordt een algemene analyse gegeven van het functioneren van een ecosysteem. Per ecosysteem worden een aantal natuurdoeltypen gedefinieerd. Deze natuurdoeltypen geven aan, wat vanuit natuurbeleid gewenste situaties zijn en welk beheer nodig is om deze situaties te bereiken of in stand te houden. Hiervoor is het noodzakelijk de randvoorwaarden voor de ontwikkeling en de instandhouding van elk natuurdoeltype te kennen. Een van deze randvoorwaarden, het nutriëntenaanbod is in de op dit moment ontwikkelde ecosysteemvisies (laagvenen, duinen en heide) niet op een gestandaardiseerde manier uitgewerkt. In opdracht van de directie Natuur, Bos, Landschap en Fauna (NBLF) van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij is daarom door het Centrum voor Milieukunde Leiden een literatuuronderzoek uitgevoerd naar methoden voor het stellen van normen ten aanzien van het nutriëntenaanbod per natuurdoeltype.

Het doel van deze studie was het ontwikkelen van een algemene methode voor het definiëren van nutriënten-normen voor natuurdoeltypen en het toepassen van deze methode binnen enkele ecosystemen. Deze ecosystemen zijn de laagveenmoerassen, de duinen en de heide. Voor deze systemen zijn de visies het verst ontwikkeld.

De nutriënten-normen zouden op twee manieren gebruikt moeten kunnen worden:

- 1- Als een milieu-eis (milieuhygiënische norm) vanuit een natuurdoeltype.
- 2- Als maat om bij een gegeven belasting in te kunnen schatten welke natuurdoeltypen mogelijk zijn.

De Nederlandse rijksoverheid streeft naar een duurzame ontwikkeling. De nutriënten-normen moeten een duurzame bescherming van de natuurdoeltypen garanderen. Daarom is ervoor gekozen de nutriënten-normen in de vorm van streefwaarden uit te werken.

Omdat de beschikbare tijd vrij beperkt was, zijn alleen de belangrijkste nutriënten: N en P, in het onderzoek meegenomen. De belangrijkste toevoerroutes van deze nutriënten zijn aanvoer van N en P via het oppervlaktewater en aanvoer van N via atmosferische depositie. Twee andere belangrijke aanvoerroutes: aanvoer van N via het grondwater en aanvoer van N en P via bemesting, zijn niet apart in beschouwing genomen. Over aanvoer van N via het grondwater in natuurlijke ecosystemen is weinig bekend. De normen voor aanvoer van N via grondwater kunnen eventueel worden afgeleid uit de normen voor aanvoer van N via depositie. Aanvoer van N en P via bemesting komt in natuurgebieden in de onderzochte ecosystemen niet of nauwelijks voor.

### Onderzochte combinaties van vegetatietype en beheer

Het begrip natuurdoeltype wordt in de ecosysteemvisies voor laagveenmoerassen, duinen en heide verschillend opgevat. Dit loopt uiteen van een eenheid op het niveau van ecotoop of vegetatietype tot grotere landschappelijke eenheden, die worden gekenmerkt door een bepaalde mate van natuurlijkheid en medegebruik en waarin veel verschillende vegetatietypen voor kunnen komen. Omdat gestreefd wordt naar een uniforme methode voor het stellen van streefwaarden toepasbaar binnen alle ecosystemen, is het onderzoek niet op de doeltypen zelf gericht, maar zijn per ecosysteem een aantal combinaties van vegetatietype en beheer

geselecteerd.

In de visie ontwikkeld voor laagvenen valt het begrip natuurdoeltype samen met een vegetatietype. Uit het grote aantal natuurdoeltypen dat hierdoor ontstaat zijn 6 representatieve (kenmerkende of meest kwetsbare) typen geselecteerd. De vegetatietypen zijn in combinatie met verschillende maafrequenties gecombineerd. In de ecosysteemvisie duinen zijn de doeltypen gedefinieerd door mate van natuurrijkheid en medegebruik. Voor de normstelling ten aanzien van nutriënten is deze indeling weinig relevant. Er kunnen in deze doeltypen veel verschillende vegetaties voorkomen. Er zijn twee voedselmijdende (dus kwetsbare) en soortenrijke vegetaties geselecteerd. Deze zijn zowel met een maai- als met een begrazingsbeheer gecombineerd. In de ecosysteemvisie heide zijn de doeltypen vooral door beheer en vegetatie gedefinieerd, hieruit zijn 4 voor de doeltypen representatieve combinaties van vegetatie en beheer (begrazing) geselecteerd.

#### **Normen voor N en P via oppervlaktewater**

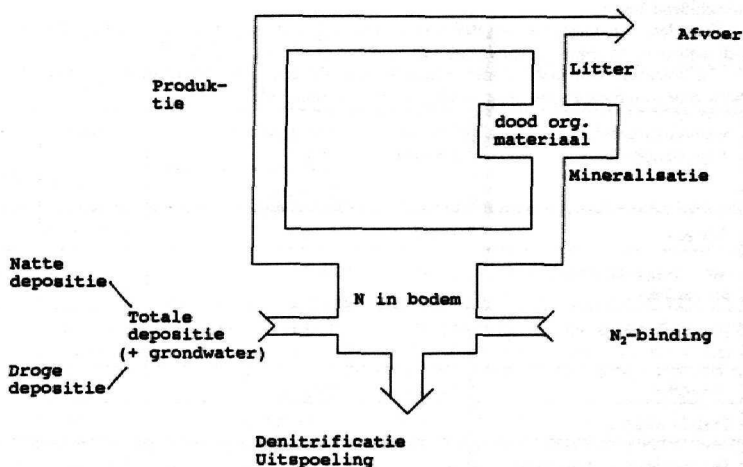
In de ecosystemen laagveenmoerassen en duinen kan sprake zijn van aanvoer van nutriënten via het oppervlaktewater. Er zijn streefwaarden voor de concentraties N en P in het oppervlaktewater voorgesteld, die het voorkomen van mesotrofe aquatische laagveenvegetaties moeten garanderen. Deze normen zijn: 0,1 mg P/l en 1 mg N/l. De normen zijn gebaseerd op metingen van de concentratie N en P in water waar soorten uit deze vegetatie voorkwamen en op waarden gevonden in literatuur. Beide waarden zijn aan de lage kant van de range van in de literatuur gevonden waarden gekozen, zodat het voorkomen van de mesotrofe aquatische vegetaties zo goed mogelijk gewaarborgd is. De in de ecosysteemvisie "laagveenmoerassen" onderscheiden eutrofe aquatische vegetaties leken in nutriëntenbehoefte zodanig op de mesotrofe dat hiervoor geen aparte norm ontwikkeld is. Aangenomen is, dat de concentraties waarbij de mesotrofe aquatische gemeenschappen kunnen voorkomen ook een garantie vormen voor het kunnen voorkomen van de, bij de mesotrofe successiereeks behorende verlandende vegetaties, aangezien de invloed van het oppervlaktewater op deze laatste veel geringer is.

Ook in andere water-vegetaties dan laagveenvegetaties geven deze concentraties de grens tussen matig voedselrijke en zeer voedselrijke vegetaties aan. Op grond hiervan kan worden geconcludeerd, dat deze streefwaarden ook in andere ecosystemen dan laagveen zullen voldoen, voor zover ook daar wordt gestreefd naar een matig voedselrijke successiereeks. Een uitzondering hierop vormt het ecosysteem duinen, waar door de grote doorvoer van water ten gevolge van infiltratie, de normen voor N en P veel lager moeten zijn.

#### **Normen voor N via atmosferische depositie**

Uit een literatuurstudie naar de effecten van N-depositie blijkt, dat normstelling gebaseerd op waargenomen relaties tussen belasting en eutrofiëringseffecten niet mogelijk is door gebrek aan gegevens. Vaak wordt daarom gebruik gemaakt van een modelmatige benadering om een kritische waarde voor de N-depositie (= waarde waarbij nog net geen eutrofiëringverschijnselen optreden) te schatten. Dit zijn voornamelijk ecosysteemspecifieke modellen of balansen, die niet goed extrapoleerbaar zijn naar andere ecosystemen. Deze modellen zijn dus niet geschikt voor het ontwikkelen van een algemeen toepasbare methode voor normstelling aan de N-toevoer via depositie.

Gekozen is daarom voor het ontwikkelen van een eigen methode, gebaseerd op een balansbenadering. De methode gaat uit van de N-kringloop in een ecosysteem (zie figuur 1). Alle N-stromen in het systeem behalve de depositie en de toevoer via het grondwater worden zo goed



figuur 1. Schema van de N-kringloop in een ecosysteem

mogelijk geschat of berekend. Vervolgens wordt een N-balans opgesteld, waarbij er vanuit wordt gegaan dat het systeem in evenwicht is. Om het systeem in evenwicht te houden mag de toevoer (= depositie + grondwater +  $N_2$ -binding) niet groter zijn dan de afvoer (= afvoer door verwijdering biomassa + denitrificatie + uitspoeling). De eis dat de toevoer niet groter mag zijn dan de afvoer is echter niet voldoende, ook een systeem waarin duidelijk sprake is van eutrofiëring en dus een verhoogde voedselrijkdom, kan in evenwicht verkeren. Bij natuurbeheer wordt echter vaak gestreefd naar de instandhouding van laagproductieve soortenrijke systemen, zoals schraalgraslanden, heide e.d. Afhankelijk van het gewenste vegetatietype wordt daarom een grens gesteld aan de jaarlijkse productie (een goede indicatie voor de voedselrijkdom). Door uit te gaan van een bepaalde gewenste productiehogte (= productie in een niet geëutrofiëerde toestand) en vervolgens de N-toevoer gelijk te stellen aan de afvoer, kan een streefwaarde voor de N-toevoer via depositie en grondwater worden berekend. De N-toevoer vindt in de hier onderzochte terrestrische systemen voornamelijk via depositie plaats en niet of nauwelijks via grondwater. De streefwaarde voor de N-toevoer in is in dit geval een streefwaarde voor de totale depositie.

Het is van belang dat vergelijking van de reële N-depositie in een vegetatie met de streefwaarde voor deze vegetatie plaats kan vinden. De totale depositie in een vegetatie kan echter nog niet goed worden gemeten. Natte depositie is wel gemakkelijk te meten door gebruik van natte depositie meters. Daarom is uit de streefwaarde voor de totale depositie ook een streefwaarde voor de natte depositie berekend, zodat de streefwaarde goed met meetwaarden vergeleken kan worden. De streefwaarde voor de natte depositie is echter door onzekerheden in de omrekeningsfactor minder betrouwbaar dan die voor de totale depositie.

De N-balans is voor alle in hoofdstuk 2 genoemde terrestrische combinaties van vegetatietype

Tabel 1. Streefwaarden (in kg N/ha.jr) voor de totale N-depositie van enkele vegetatietypen bij verschillend beheer.

-: Voor deze combinatie van vegetatietype en beheer is geen streefwaarde berekend. Zie voor een motivatie van gekozen combinaties van vegetatie en beheer hoofdstuk 2.

\*: De N-balans kon met de hier gebruikte methode niet goed weergegeven worden. De berekende streefwaarde was lager dan 0. Zie voor verdere uitleg bijlage 1.

natuurdoeltypen / vegetatietypen	Jaarlijks gemaaid	2 of 3 jaarlijks gemaaid		Begraasd	Geen beheer of begrazing	
		2 jaarlks.	3 jaarlks.			
Trilveen	16-29	4-17	-	-	-	
Riet-, zegge- en dotterbloem hooilanden	37-51	21-34	-	-	-	
Eloemrijke zegge- en rietruigten	56-70	36-50	13-27	-	-	
Veenheide	10-15	6-11	-	-	-	
Berkenbroekbos	-	-	-	-	*	
Duingrasland droog	kalkarm	0-23	-	-	0-9	*
	kalkrijk	0-31	-	-	0-13	*
Duingrasland nat	5-65	-	-	0-32	*	
Droge Heide 100% Struikheide	-	-	-	1-10	-	
Natte heide 100% Dopheide	-	-	-	4-18	-	
Droge Heide, 50 % Struikheide en 50% Pijpestrootje	-	-	-	10-20	-	
Bos met open plekken 15% Struikheide, 15% Pijpestrootje en 70% bos	-	-	-	0-9	-	

en beheer uitgewerkt. Dit leverde de in tabel 1 weergegeven streefwaarden voor de totale depositie op. Hieruit konden de volgende conclusies getrokken worden:

- De met de N-balans berekende streefwaarden voor de totale depositie liggen in de buurt van kritische waarden uit de literatuur gebaseerd op ecosysteem specifieke modellen en balansen.
- De onzekerheid in de berekende streefwaarden per vegetatietype is groot, als gevolg van onzekerheden in de grootte van verschillende N-stromen zoals  $N_2$ -binding, uitspoeling en denitrificatie.
- Voor situaties waarin afvoer van N via beheer plaatsvindt lijkt de methode bruikbaar. Voor situaties waarin geen afvoer plaatsvindt is de methode voorlopig niet goed bruikbaar. Dit wordt veroorzaakt door grote onzekerheden in de aannamen over grootte van en

relaties tussen enkele N-stromen zoals  $N_2$ -binding, uitspoeling en denitrificatie. Het aandeel van deze posten in de kringloop is in situaties zonder beheer relatief groot.

Enkele kanttekeningen bij de N-balansen:

- Er is geen rekening gehouden met de competitie tussen microorganismen en planten om de beschikbare hoeveelheid N.
- Niet alle vegetatietypen verkeren in evenwicht, hoewel dit wel is aangenomen. Dit veroorzaakt wellicht een te hoge of te lage schatting voor de mineralisatie.

#### **Conclusies normstelling**

Met betrekking tot de twee typen normen genoemd in de inleiding kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

#### **N en P via oppervlaktewater**

- De streefwaarden voor N en P in oppervlaktewater voor aquatische en terrestrische vegetaties (0,1 mg P/l en 1 mg N/l) zijn goed bruikbaar als milieu-eis gesteld vanuit de vegetatietypen. Indien de concentraties onder deze normen blijven kunnen alle mesotrofe en eutrofe vegetaties in principe voorkomen. De normen gelden ten gevolge van de hoge doorstromingsnelheden niet in infiltratieplassen.
- De voor de P-toevoer via het oppervlaktewater berekende norm is goed bruikbaar voor de bepaling van de mogelijkheden voor ontwikkeling of behoud van aquatische vegetaties bij een gegeven belasting. Voor aquatische systemen is een directe relatie tussen soortensamenstelling en concentratie P in het oppervlaktewater te leggen, waardoor de soortensamenstelling (en mogelijke vegetatie) bij een gegeven concentratie goed te voorspellen valt. Tussen de concentratie N in het water en de soortensamenstelling is de relatie minder duidelijk. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat N in de meeste wateren niet de beperkende factor is. Voor terrestrische systemen geven de normen voor N en P via het oppervlaktewater een onderschatting van de mogelijkheden voor natuurbehoud of ontwikkeling, omdat deze systemen slechts in geringe mate in contact staan met het oppervlaktewater en geen rekening gehouden wordt met processen als adsorptie en opname van N en P tijdens passage door de bodem.

#### **N via depositie**

- De hier ontwikkelde methode is in principe bruikbaar om een streefwaarde voor de N-belasting voor systemen waarin afvoer plaatsvindt te bepalen, mits rekening gehouden wordt met de hiervoor genoemde kanttekeningen en de grote onzekerheden in de N-stromen. De balansen geven een goed inzicht in verschillen tussen ecosystemen en beheerstypen. Wel zullen enkele kennislacunes moeten worden opgelost, voor op het gedetailleerde niveau van vegetaties streefwaarden kunnen worden vastgesteld. Voor onbeheerde situaties is de methode niet betrouwbaar.
- Voor de bepaling van de mogelijkheden voor ontwikkeling of behoud van vegetaties bij een gegeven belasting is de balansmethode niet zo geschikt. Het is niet zeker of N de beperkende factor is en andere invloeden zoals begrazing of heidekeverplagen kunnen een grote rol kunnen spelen, waardoor vegetaties kunnen worden gehandhaafd bij een veel hogere depositie dan op grond van de N-balans verwacht, of al verdwenen zijn bij een veel lagere waarde dan op grond van deze balans voorspeld.

#### **Aanbevelingen voor milieuhygiënische normstelling**

Wat betreft milieuhygiënische normstelling (eisen vanuit natuurbeheer) wordt aanbevolen om

Tabel 2. Streefwaarden voor de totale N-depositie voor globale vegetatie/beheers eenheden, berekend volgens twee verschillende methoden.

kolom 1: Balansmethode, samenvoeging van de in tabel 1 weergegeven streefwaarden in voedselrijkdomklassen.

kolom 2: Referentie-methode.

	streefwaarde N-balans.	streefwaarde ref.-methode
voedselarm jaarlijks gemaaid	0-65	13-24
voedselarm begrasd of een maal per 3 jaar gemaaid	0-32	8-19
matig voedselrijk jaarlijks gemaaid	37-70	32-63
matig voedselrijk begrasd of een maal per 3 jaar gemaaid	13-27	17-34
voedselarm onbeheerd	-	< 10
matig voedselrijk onbeheerd	-	< 10

normen niet op het detailniveau van het vegetatietype vast te stellen, maar uit te gaan van een meer algemene indeling in ecosystemen op basis van factoren die van belang zijn voor de reactie op toevoer van nutriënten. Deze factoren zijn bijvoorbeeld: voedselrijkdom, beheer, vochttoestand en misschien zuurgraad en vegetatiestructuur. Dit resulteert in een beperkt aantal combinaties waarvoor aparte normen kunnen worden opgesteld. Als basis voor zo'n indeling kan bijvoorbeeld worden uitgegaan van het ecotopensysteem (Stevens e.a. 1982), omdat dit systeem uitgaat van een indeling op grond van vegetatiestructuur en standplaatsfactoren.

Aanbevolen wordt de genoemde de normstelling voor deze globale eenheden niet op één benadering te baseren, maar van meerdere benaderingen uit te gaan, zodat alle beschikbare kennis op dit gebied wordt benut. Enkele methoden die een bijdrage zouden kunnen leveren aan het opzetten van een algemene globale normstelling zijn:

- Balansen voor de voedingsstoffen kringloop binnen ecosystemen.
- De balansmethode zoals in dit rapport uitgewerkt, biedt goede mogelijkheden voor gebruik bij een normstelling voor globalere eenheden, als de relaties tussen de nutriëntenstromen gefundeerd zijn op betere aannamen en gegevens. In tabel 2 zijn de streefwaarden voor de N-depositie uit tabel 1 samengevoegd tot streefwaarden voor globale eenheden. De vegetaties zijn in voedselrijkdomklassen samengevoegd.
- Een vergelijking tussen de N-depositie nu en in referentiesituaties.
- Deze methode gaat uit van de N-depositie in een ongestoorde referentiesituatie zoals de eerste helft van deze eeuw. Uitgangspunt bij deze benadering is de aanname dat systemen toen duurzaam in evenwicht waren. Elke extra toevoer betekent een verstoring van dit evenwicht en dit zal op een of andere manier doorwerken. Een voordeel van deze

methode is de mogelijkheid om ook voor onbeheerde eenheden normen te kunnen opstellen (zie tabel 2). Een nadeel is dat bij gebruik van deze methode geen onderscheid gemaakt kan worden naar vochtigheid of zuurgraad.

- Relaties tussen toevoer van voedingsstoffen en vegetatie-ontwikkeling, gebaseerd op empirisch onderzoek.

Via empirisch dosis-effect onderzoek zouden normen verkregen worden, die minder afhankelijk zijn van aannamen en schattingen dan de huidige normen en kritische waarden. Bovendien zouden empirische gegevens gebruikt moeten worden voor toetsing van het balansmodel. In het ecosysteem heide zijn vrij veel onderzoeken gedaan op het gebied van dosis-effect relaties tussen N-toevoer en eutrofiëringseffecten. In veel andere ecosystemen (zoals de duinen) is echter nauwelijks dosis-effect onderzoek met lagere doses op lange termijn gedaan. Onderzoek in deze richting is gewenst als het gaat om het stellen van grenzen aan de depositie.

- Oordeel van deskundigen.

Het is aan te raden deskundigen te raadplegen over o.a. de te gebruiken methoden voor globale normstelling, de orde van grootte waarin de normen zouden moeten liggen etc.

Om te komen tot een betere onderbouwing van de milieuhygiënische normen en meer inzicht te krijgen in de mogelijkheden voor natuurbehoud en ontwikkeling bij een gegeven depositie, zijn aanvullende empirische gegevens over dosis-effect relaties onmisbaar. Er wordt daarom gepleit voor meer empirisch onderzoek om normstelling in de toekomst beter te funderen en eventueel te detailleren (onderscheid naar vochttoestand, vegetatietype) en om de theorievorming hierover te ondersteunen.

Het uitwerken van de N-balans voor andere nutriënten dan stikstof (P en K) kan het inzicht in eutrofiëringseffecten vergroten en normstelling op dit gebied onderbouwen.

# H1. INLEIDING

## 1.1. Achtergrond

In het Natuurbeleidsplan (Ministerie van LNV 1989) worden de doelstellingen van de Nederlandse rijksoverheid ten aanzien van het toekomstig natuurbeleid geschetst. Daarbij wordt veel aandacht besteed aan het realiseren van de Ecologische Hoofdstructuur. Deze Ecologische Hoofdstructuur wordt gedefinieerd als: Een samenhangend netwerk van gebieden met natuurwaarden van nationale en internationale betekenis. Om deze structuur te kunnen realiseren moet gekozen worden, waar welke natuur in stand gehouden of ontwikkeld wordt. Om deze keuzen te ondersteunen en te motiveren wordt per ecosysteemtype een visie ontwikkeld. In de ecosysteemvisies wordt een algemene analyse gegeven van het functioneren van een ecosysteem. In de visies wordt ook aangegeven wat de potenties van gebieden voor bepaalde vegetaties zijn en wat de randvoorwaarden zijn waaraan voldaan moet worden om deze vegetaties te kunnen realiseren. Binnen Nederland worden op het ogenblik 9 verschillende ecosysteemtypen onderscheiden, waarvoor een visie ontwikkeld wordt (zie tabel 1.1). De visies voor de ecosysteemtypen heide, laagveenmoerassen waren op het moment van de start van dit project het verst ontwikkeld.

Per ecosysteem is een aantal natuurdoeltypen gedefinieerd. Deze natuurdoeltypen geven aan wat vanuit natuurbeleid gewenste situaties zijn en welk beheer nodig is om deze situaties te bereiken, of in stand te houden. Hiervoor is het noodzakelijk de randvoorwaarden voor de natuurdoeltypen te kennen. Een van deze randvoorwaarden is het nutriëntenaanbod waarbij een natuurdoeltype kan voorkomen. Deze randvoorwaarde voor het realiseren van een natuurdoeltype is in de op dit moment ontwikkelde ecosysteemvisies niet op een gestandaardiseerde manier uitgewerkt. Dit is de reden waarom door het Centrum voor Milieukunde Leiden in opdracht van de directie Natuur, Bos, Landschap en Fauna (NBLF) van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij een literatuuronderzoek is uitgevoerd waarvan dit rapport het resultaat is.

Tabel 1.1. ecosystemen waarvoor een visies ontwikkeld of in ontwikkeling is.

Heide	duinen	beken en beekdalen
rivieren en uiterwaarden	bossen	graslanden
laagveenmoerassen	hoogvenen	delta

## 1.2. Doelstelling

Het doel van het onderzoek is het definiëren van randvoorwaarden wat betreft het nutriëntenaanbod voor de natuurdoeltypen binnen het drietal ecosystemen waarvoor de ecosysteemvisie het verst ontwikkeld is. Deze randvoorwaarden kunnen op twee manieren gebruikt worden:

- Om vanuit doelstellingen in termen van natuurdoeltypen, milieu-eisen te stellen.
- Om bij een gegeven milieu-belasting in te kunnen schatten welke natuurdoeltypen mogelijk

zijn.

Het project is opgezet als een pilot-studie. Het doel is niet alleen om randvoorwaarden voor de nutriëntenbelasting in de drie ecosystemen te definiëren, maar ook om na te gaan of het mogelijk is om een algemene methode te ontwikkelen voor het definiëren van randvoorwaarden voor nutriënten.

Alleen de ecosystemen waarvan de visie op het moment van de start van dit onderzoek zover ontwikkeld is, dat ook de natuurdoeltypen zijn omschreven worden in het onderzoek betrokken. Dit zijn de ecosystemen: laagveenmoerassen, duinen en heide.

### 1.3. Streefwaarden

Randvoorwaarden kunnen op veel verschillende manieren vorm gegeven worden. In het Milieuprogramma 1991-1994 (Ministerie van VROM 1990) worden de verschillende typen milieukwaliteitsniveaus die in het effectgerichte milieubeleid in gebruik zijn gedefinieerd. Voor dit rapport is vooral het begrip streefwaarde van belang.

Een streefwaarde is een milieukwaliteitsniveau waarbij de risico's voor het optreden van als nadelig gewaardeerde effecten verwaarloosbaar wordt geacht voor het betreffende agens (Ministerie van VROM 1990). De streefwaarde is een niveau waaronder duurzame bescherming van een systeem gewaarborgd is. De methode voor het definiëren van randvoorwaarden die wordt ontwikkeld in dit rapport zal zich op het ontwikkelen van streefwaarden richten, omdat in het Nederlandse natuurbeleid gestreefd wordt naar duurzame instandhouding, herstel en ontwikkeling van natuurlijke en landschappelijke waarden (Ministerie van LNV 1989).

De streefwaarde komt grotendeels overeen met de door een aantal auteurs genoemde kritische waarde (Bobbink e.a. in prep., Heij en Schneider 1991, De Vries 1991a en b). Een kritische waarde is een kwantitatieve schatting van de toevoer van één of meer vervuulende (eutrofiërende) stoffen waaronder significante schadelijke effecten voor specifieke gevoelige elementen in het milieu niet voorkomen, op grond van de huidige kennis (Conv. Long-Range Transboundary Air Pollution geciteerd in De Vries 1991a). De kritische waarde wordt in wetenschappelijke kringen gebruikt en als systeem-eigenschap gezien. De streefwaarde is een beleidsdoelstelling gebaseerd op het voorkomen van schadelijk effect, waarin geen economische overwegingen worden meegenomen. De hoogte van de kwaliteitsdoelstelling "streefwaarde" zou volgens de definitie gelijk moeten zijn met de systeem-eigenschap "kritische waarde". Om aan te sluiten bij de in het milieu- en natuurbeleid gebruikte termen, zal in dit rapport de term streefwaarde gehanteerd worden.

### 1.4. Aanvoerroutes nutriënten

Omdat de onderzoekstijd beperkt was, is het onderzoek beperkt tot alleen de belangrijkste nutriënten: N en P. De belangrijkste aanvoerroutes van de nutriënten N en P zijn:

- aanvoer van P en N via oppervlaktewater;
- aanvoer van N via atmosferische depositie;

- aanvoer van N via grondwater;
- aanvoer van N en P via bemesting.

Het onderzoek richt zich vooral op de aanvoer van P en N via het oppervlaktewater en de aanvoer van N via de lucht. Deze zullen beide afzonderlijk worden behandeld, omdat ze erg verschillen in werkingsmechanisme. Over de effecten van de aanvoer van N via het grondwater op natuurlijke ecosystemen is nog weinig bekend. Wel kunnen randvoorwaarden voor N-input via het grondwater worden afgeleid uit de randvoorwaarden voor de N-input via atmosferische depositie.

De aanvoer van nutriënten via bemesting is hier minder relevant, omdat in de in het onderzoek betrokken doeltypen bemesting niet plaatsvindt. In doeltypen binnen andere ecosystemen is soms wel sprake van bemesting als beheersmaatregel (bijv. weidevogelgebieden). Voor deze doeltypen zal een gezamenlijke norm voor aanvoer van N via depositie en bemesting moeten worden vastgesteld. Hoewel bemesting in de hier onderzochte doeltypen niet voorkomt, zou wel zou sprake kunnen zijn van inwaai of aanvoer via grond en oppervlaktewater van nutriënten, die via bemesting worden aangevoerd op naastliggende percelen. Deze nutriëntenaanvoer wordt indirect door bemesting veroorzaakt, maar kan worden behandeld als aanvoer via respectievelijk depositie, grondwater en oppervlaktewater. In enkel doeltypen zou afspoeling van meststoffen van hoger gelegen landbouwgronden kunnen plaatsvinden (hellingbossen). Deze doeltypen komen echter in de, in dit onderzoek betrokken ecosystemen niet voor. Afspoeling zal daarom in dit onderzoek niet aan de orde komen.

## 1.5. Opzet

In hoofdstuk 2 wordt aangegeven voor welke combinaties van vegetatie en beheer de maximaal toelaatbare nutriënten belasting is onderzocht en hoe deze combinaties aansluiten op de natuurdoeltypen zoals gedefinieerd in de ecosysteemvisies. De methode voor het bepalen van een streefwaarde voor de aanvoer van P en N via het oppervlaktewater wordt in hoofdstuk 3 behandeld. In hoofdstuk 4 wordt een overzicht gegeven van de bekende effecten van atmosferische depositie op de ecosystemen laagveenmoeras, duinen en heide. Tevens zullen in dit hoofdstuk een aantal methoden voor het bepalen van streefwaarden voor deze depositie beschreven worden. In hoofdstuk 5 wordt ingegaan op een algemene methode voor het verkrijgen van inzicht in de relatie tussen N-belasting en trofietoestand en de mogelijkheid voor het stellen van grenzen aan de N-belasting voor de geselecteerde combinaties van vegetatie en beheer. De conclusies worden samengevat in hoofdstuk 6. Hier wordt ook de wenselijkheid voor een normstelling voor meer globale ecosysteemeenheden en een aantal mogelijke methoden hiervoor besproken.

## H2. ONDERZOCHE COMBINATIES VAN VEGETATIETIPE EN BEHEER

### 2.1. Inleiding

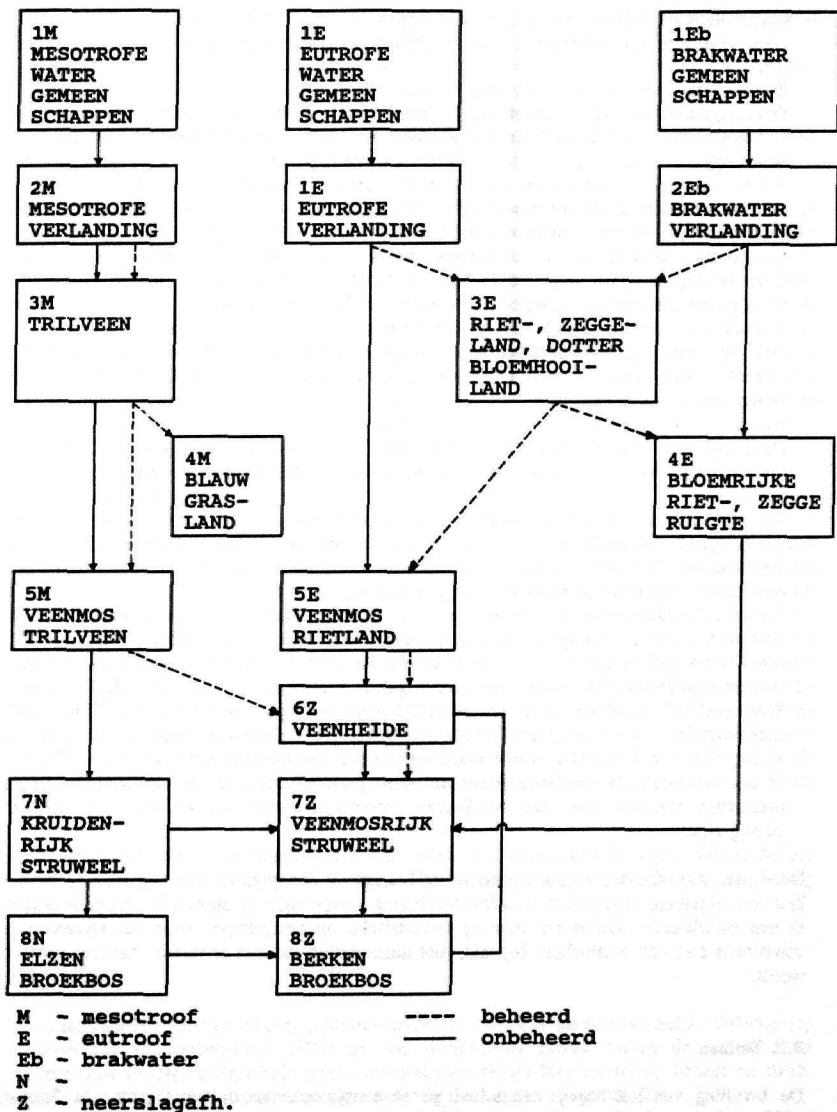
Het begrip natuurdoeltype wordt in de ecosysteem visies voor laagveenmoerassen, duinen en heide verschillend opgevat. Dit loopt uiteen van een eenheid op het niveau van ecotoop of vegetatietype tot een eenheid gedefinieerd door natuurlijkheid en medegebruik, waarin veel verschillende vegetatietypen voor kunnen komen. Omdat gestreefd wordt naar een uniforme methode voor het onderbouwen van streefwaarden toepasbaar binnen alle ecosystemen, is besloten het onderzoek niet te richten op de doeltypen zelf maar op combinaties van vegetatietype en beheer. De toelaatbare belasting voor een natuurdoeltype is vooral afhankelijk van de vegetaties waarnaar binnen een doeltype gestreefd wordt en het beheer wat hiervoor noodzakelijk is. Per ecosysteem zijn een aantal combinaties van vegetatietype en beheer geselecteerd. In de volgende paragrafen zal per ecosysteem de invulling van het begrip doeltype worden besproken. Hierna wordt aangegeven welke combinaties van vegetatietype en beheer zijn onderzocht en op welke criteria ze zijn geselecteerd. Tevens zal worden aangegeven wat de relatie is tussen de geselecteerde combinaties en de natuurdoeltypen in het betreffende ecosysteem.

### 2.2. Laagveenmoerassen

In de ecosysteemvisie laagveenmoerassen (Van Leerdam en Vermeer in prep.) worden zowel doeltypen als beheerstypen onderscheiden. De doeltypen zijn ingevuld op het niveau van het ecotoop. Een ecotoop is een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van vegetatiestructuur, successiestadium en de voornaamste abiotische standplaatsfactoren die voor plantengroei van belang zijn (Stevens e.a. 1987). De doeltypen in laagveen worden vooraf onderscheiden op grond van voedselrijkdom en plaats in de successiereeks (zie figuur 2.1). De beheerstypen zijn ingedeeld op basis van de, in de huidige toestand vereiste mate van ingrijpen door de mens. Het beheer bestaat voornamelijk uit maaien en afvoeren van het maaisel in verschillende frequenties. Per beheerstype wordt aangegeven welke doeltypen hiermee gerealiseerd kunnen worden. Onderscheiden worden vier beheerstypen:

- Beheerde successiereeks:           watergemeenschappen,   verlandingsgemeenschappen, trilvenen, veenmostrilvenen, riet-, zegge- en dotterbloemhooilanden, veenmosrietlanden (en veenheide).
- Onbeheerde successiereeks:       watergemeenschappen,   verlandingsgemeenschappen, struwelen en bos.
- Beheerde climax-stadia:           blauwgraslanden, ruigten en veenheide.
- Onbeheerde climax-stadia:       bossen (en veenheide).

Als gevolg van de invulling van het begrip doeltype voor de laagveenmoerassen is de is er een groot aantal (17) doeltypen gedefinieerd. Deze doeltypen komen overeen met vegetatietypen. Uit dit aantal is een beperkt aantal vegetatietypen gekozen die met elkaar een representatief beeld geven van de mogelijke variatie in het laagveengebied. Hieronder wordt een beschrijving gegeven van deze voor het onderzoek geselecteerde vegetatietypen (natuurdoeltypen) en hun samenhang met de overige natuurdoeltypen:



Figuur 2.1. Natuurdoeltypen geformuleerd voor het ecosysteem laagveenmoerassen en hun plaats in de successiereeks uit Van Leeuwarden en Vermeer in prep.

- Mesotrofe water- en verlandingsgemeenschappen  
Deze vegetaties zijn het startpunt van de mesotrofe beheerde en onbeheerde successiereeksen.
- Eutrofe water- en verlandingsgemeenschappen  
Deze vegetaties zijn het startpunt van de eutrofe beheerde en onbeheerde successiereeksen.
- Trilvenen (representatief voor blauwgraslanden, veenmostrilvenen en veenmosrietlanden)  
Deze vegetaties zullen elkaar in produktie en voedselrijkdom en aanvoerroutes van nutriënten niet veel ontlopen. Ze staan voor het grootste deel van het jaar niet meer onder invloed van het oppervlaktewater. Door verdichting van de vegetatie en veenvorming komen deze vegetaties geïsoleerd van het grond- en oppervlaktewater te liggen. Ze worden gevoed door kwel (trilvenen, veenmostrilvenen) en regenwater. Alleen in de maanden met een neerslagtekort zal oppervlaktewater of grondwater vanaf de randen in het gebied doordringen om het water-tekort te compenseren (Meuleman 1989).
- Rietlanden, zeggelanden en dotterbloemhooilanden  
Ook deze vegetaties zijn qua voedselrijkdom, produktie en toevoerroutes van nutriënten met elkaar te vergelijken. De vegetaties zijn iets voedselrijker en produktiever dan de hier boven beschreven vegetaties.
- Ruigten  
Deze zijn door beheer (minder frequent maaien) en verdroging vaak nog voedselrijker ( en produktiever). Verder zijn deze vegetaties gelijk aan de vorige twee groepen.
- Veenheide  
Dit vegetatietype wijkt door verzuring en oppervlaktewater onafhankelijkheid af van de vorige typen en wordt daarom apart bekeken. Veenheide is zuur en zeer voedselarm en heeft een vrij lage jaarlijkse produktie.
- Berkenbroekbos (representatief voor broekbossen en struweel)  
Dit zijn karakteristieke vegetatietypen voor de onbeheerde successie-reeksen. Aan de struwelen is verder niet apart aandacht besteed omdat dit meer als een tussen-vorm op weg naar het broekbos gezien wordt. Omdat de Els via zijn wortelknolletjes anorganische stikstof kan binden, zal binnen het Elzenbroekbos stikstof nooit de beperkende factor zijn. Wassen (1990) vond dan ook een 10 à 100 maal zo hoge concentratie  $NH_4^+$  onder een Elzenbroekbos als onder de omringende vegetaties. De invloed van N-toevoer zal hier dus gering zijn. Om deze reden is ook aan Elzenbroekbos verder geen aparte aandacht besteed. In het vrij voedselarme Berkenbroekbos waar geen binding van N via wortelknolletjes plaatsvindt (wellicht wel door vrijlevende microorganismen) kan de depositie wel van belang zijn.

Door deze selectie van vegetatietypen wordt het gehele doeltypenschema (figuur 2.1) bestreken. De maximaal toelaatbare nutriënten-belasting wordt voor de aquatische natuurdoeltypen in een onbeheerde situatie en voor de terrestrische natuurdoeltypen over het algemeen in combinatie met een maaibeheer bepaald, met uitzondering van het broekbos, dat niet beheerd wordt.

### 2.3. Duinen

De invulling van het begrip natuurdoeltype in ecosysteemvisie duinen (Janssen en Salman 1992) wijkt nogal af van die in de visie laagveenmoerassen. De natuurdoeltypen worden voornamelijk gedefinieerd door mate van natuurlijkheid en medegebruik. Onderscheiden worden:

- *Natuurlijke zelfregulerende duinlandschappen* (doel: ongestoord verloop van natuurlijke processen)
- *Begeleid natuurlijke duinlandschappen* (doel: zoveel mogelijk een ongestoord verloop van natuurlijke processen met enige sturing in een gewenste richting)
- *Half natuurlijke duinlandschappen* (doel: in stand houden van waardevolle patronen)
- *Agrarische duinlandschappen* (hoofdfunctie agrarisch grondgebruik met ruimte voor natuurontwikkeling)

Voor de normstelling ten aanzien van nutriënten is deze indeling weinig relevant. Binnen deze doeltypen kan een groot aantal zeer verschillende vegetaties voorkomen. In principe kunnen alle soorten duinvegetaties van bos tot grasland, van voedselarm tot voedselrijk in alle vier de doeltypen voorkomen. Om het onderzoeksgebied enigszins in te perken, is besloten alleen voor voedselarme vegetaties randvoorwaarden vast te stellen, omdat deze het meest kwetsbaar voor eutrofiëring zijn. Binnen deze vegetaties is onderscheid gemaakt tussen een natte en een droge vegetatie. De vochttoestand heeft een grote invloed op de nutriëntenbelasting, omdat in natte omstandigheden de N-kringloop anders verloopt dan in droge omstandigheden en in natte omstandigheden naast atmosferische depositie ook toevoer van voedingsstoffen via grond en oppervlaktewater kan voorkomen. Twee vegetatietypen zijn geselecteerd:

- *Droog soortenrijk duingrasland*
- *Nat soortenrijk duingrasland* (duinvallei)

Deze twee vegetaties kunnen in drie van de vier de natuurdoeltypen voorkomen (niet binnen agrarische duinlandschappen). Duingraslanden komen in een zeer groot deel van de duinen voor. Ze zijn zeker niet representatief voor alle mogelijke duinvegetaties. Ze behoren echter wel tot de meest soortenrijke en unieke vegetaties van Nederland. De droge open duinvegetaties vormen het meest kenmerkende duinlandschap met een grote rijkdom aan planten en het voorkomen van kenmerkende duinvogels. Door het voedselarme karakter is deze vegetatie waarschijnlijk zeer gevoelig voor eutrofiëring (Janssen en Salman 1992). Ongestoorde natte duinvalleien zijn zeer soortenrijk en kunnen een aantal zeldzame soorten herbergen. Deze vochtige duinvalleien blijken zeer kwetsbaar voor eutrofiëring ten gevolge van infiltratie (Van Dijk 1984). Hoewel de geselecteerde vegetaties dus niet representatief zijn voor alle in de duinen voorkomende vegetaties, behoren ze wel tot de meest interessante en meest kwetsbare hiervan.

Deze vegetaties zijn in combinatie met verschillende beheerstypen bekeken. Onder beheer wordt zowel maaien als begrazing verstaan. Ook met begrazing door konijnen is rekening gehouden.

#### 2.4. Heide

De interpretatie van het begrip natuurdoeltype in de ecosysteemvisie heide (Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer 1988) zit wat detailniveau betreft tussen de andere twee interpretaties in. Het onderscheid tussen de doeltypen berust hier vooral op beheer en structuur (afwisseling heide, gras en bos). Er worden vijf doeltypen onderscheiden:

- *Bijzondere heide* (soortenrijke heide, natte heide, heide met bijzondere flora en/of fauna of archeologische objecten)

- **Strukturarme open heide, geplagd en begraasd door schapen (bijna geheel uit Struikheide bestaand)**
- **Strukturrijke open heide, begraasd door schapen of door runderen achter een raster (Struikheide afgewisseld met gras en af en toe een boom)**
- **Mozaïek van bos, heide en gras, begraasd door runderen achter een raster (1/3 heide, 1/3 gras en 1/3 bos)**
- **Bos met open plekken heide, begraasd door runderen achter een raster (60-80% bos met plekken heide en gras)**

Deze indeling is in tegenstelling tot de indeling voor de duinen, wel relevant ten aanzien van de nutriëntenhuishouding. Het beheer dat in deze visie zeer nauw samenhangt met de natuurdoeltypen, bestaat vooral uit afvoer van nutriënten uit het systeem door plaggen, maaien, branden of begrazing. De volgende combinaties van vegetatietype en beheer zijn geselecteerd:

- **Natte heide (gedomineerd door Dopheide), begraasd door schapen.**  
Deze vegetatie is zeker niet representatief voor het gehele doeltype "bijzondere heide". Dit doeltype is echter zeer divers en veel vegetaties die hierbinnen vallen zijn niet duidelijk omschreven of zijn onderscheiden op voor vegetatie en nutriëntenkringloop niet relevante kenmerken als de aanwezigheid van archeologische objecten. Omdat natte heide wel een duidelijk gedefinieerde vegetatie is en de nutriëntenkringloop in natte heide zou kunnen afwijken van die in droge heide (overige natuurdoeltypen), is de natte heide als enige vertegenwoordiger van de bijzondere heide geselecteerd.
- **Strukturarme Struikheidevegetatie (bijna 100% Struikheide), geplagd en begraasd door schapen.**  
Deze vegetatie is representatief voor de situatie die wordt nagestreefd in natuurdoeltype "strukturarme open heide".
- **Gemengde Struikheide met Pijpestrootje vegetatie, begraasd.**  
Deze vegetatie is representatief voor natuurdoeltype "strukturrijke open heide". Als grassoort is gekozen voor Pijpestrootje omdat meer onderzoek is gedaan aan Struikheide/Pijpestrootje vegetaties dan aan Struikheide/Bochtige smele vegetaties.
- **Bos met plekken heide en gras, begraasd door loslopende runderen.**  
Deze vegetatie is representatief voor natuurdoeltypen "mozaïek van bos, heide en gras" en "bos met open plekken heide". Deze twee typen verschillen voornamelijk in de bedekingspercentages bos, heide en gras.

### H3. N EN P VIA OPPERVLAKTEWATER

#### 3.1. Inleiding

In dit hoofdstuk zal de aanvoer van N en P via oppervlaktewater voor de ecosystemen laagveenmoerassen en duinen behandeld worden. Aanvoer van nutriënten via oppervlakte water komt in vegetaties binnen het ecosysteem heide niet voor. Heidevegetaties in de duinen en het binnenland worden voornamelijk door regenwater gevoed. De grootste toevoer van nutriënten vindt hier dus via depositie plaats.

De invloed van het oppervlaktewater in het ecosysteem laagveenmoerassen is het grootst bij de water- en verlandingsgemeenschappen, die het uitgangspunt vormen van de beheerde en onbeheerde successiereeksen. Vegetaties zoals trilvenen en veenmosrietlanden die bij successie uit deze gemeenschappen ontstaan, groeien langzaam boven grond- en oppervlaktewater uit zodat ze bij voortschrijden van de successie steeds minder afhankelijk worden van grond- en oppervlaktewater en steeds meer van regenwater. Er vormt zich in deze vegetaties vaak een regenwaterlens. Toch staan deze vegetaties periodiek nog wel onder invloed van aangrenzend oppervlaktewater. Tijdens perioden van neerslagtekort in de zomer krimpt de regenwaterlens en moet het watertekort worden aangevuld met oppervlaktewater dat van de randen het gebied binnen dringt (Meuleman 1989).

De streefwaarde voor de concentraties N en P in oppervlaktewater zal alleen voor de water- en verlandingsgemeenschappen bepaald worden. Aangenomen wordt, dat de concentraties waarbij deze gemeenschappen kunnen voorkomen ook een garantie vormen voor het kunnen voorkomen van de terrestrische vegetaties die tot dezelfde successiereeks behoren, aangezien de invloed van het oppervlaktewater op deze laatste veel geringer is. Deze benadering heeft als gevolg dat de norm goed bruikbaar zal zijn als milieukwaliteits-eis vanuit de gewenste vegetatietypen. Voor het inschatten van de mogelijke natuurdoeltypen bij een gegeven milieu-belasting is deze norm voor terrestrische vegetaties waarschijnlijk te streng. Omdat de terrestrische vegetaties slechts ten dele onder invloed van het oppervlaktewater staan worden de mogelijkheden voor deze vegetaties waarschijnlijk onderschat.

De toevoer van nutriënten via oppervlaktewater vindt in de duinen vooral via infiltratie plaats. In tegenstelling tot het laagveengebied is hier sprake van hoge doorstromsnelheden. Deze doorstromsnelheden hebben naast de concentratie van nutriënten een grote invloed op de vegetatiesamenstelling. In dit rapport zal bekeken worden of de streefwaarde voor de concentraties N en P in oppervlaktewater, berekend voor water en verlandingsvegetaties in laagveen, ook voldoet voor het infiltratiewater in duinplassen. Een streefwaarde voor de concentratie N en P in infiltratiewater moet de garantie bieden, dat de voor natte duinvalleien en oevers van duinplassen karakteristieke soorten niet worden verdrongen door zogenaamde "ruijgte-soorten".

#### 3.2. Laagveenmoerassen

In de voorlopige versie van de ecosystemvisie laagveenmoerassen (Van Leerdam en Vermeer in prep.) worden drie uitgangssituaties voor successie onderscheiden. Dit zijn een mesotrofe,

een eutrofe en een eutroof brakke situatie. Voor het stellen van een norm voor nutriënten is het onderscheid tussen brak en zoet niet van belang. Dit onderscheid zal dus in dit rapport verder niet meer gemaakt worden.

Om een indicatie te geven van gewenste waterkwaliteit in de mesotrofe en eutrofe uitgangssituaties zijn door Van Leerdam & Vermeer (in prep.) soortengroepen gevormd met voor deze situaties kenmerkende soorten (respectievelijk 21 en 25 soorten). Uit een bestand met 2064 monsterpunten is de range (50-90 percentiel) van concentraties  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{PO}_4^{3-}$  in het oppervlaktewater waarbij elke soort uit deze groepen voorkomt geselecteerd. Vervolgens is het aantal voorkomende soorten tegen de concentraties uitgezet. Op deze manier wordt een verdeling verkregen van concentraties waarbij de soortengroep voor kan komen. Hetzelfde is ook gedaan voor een groep soorten (12 soorten) uit hypertrofe omstandigheden, zodat de concentratie-verdeling voor de gewenste mesotrofe en eutrofe vegetaties met die voor een ongewenste hypertrofe vegetatie vergeleken konden worden.

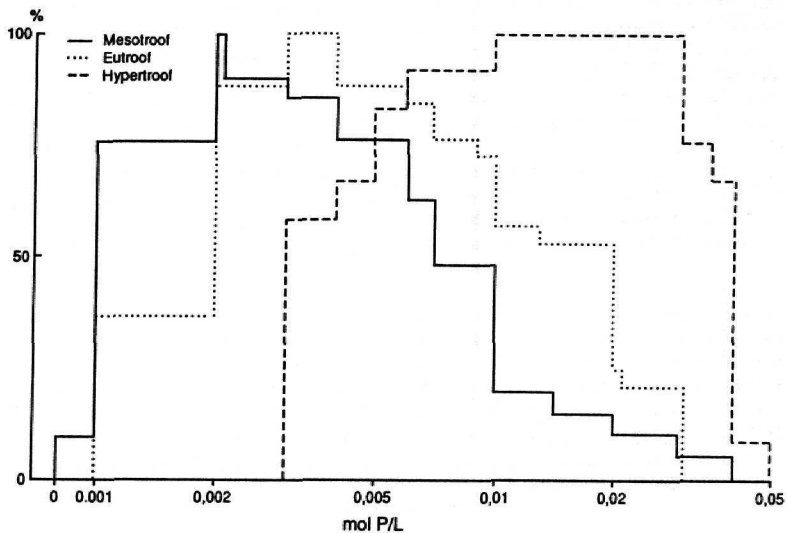
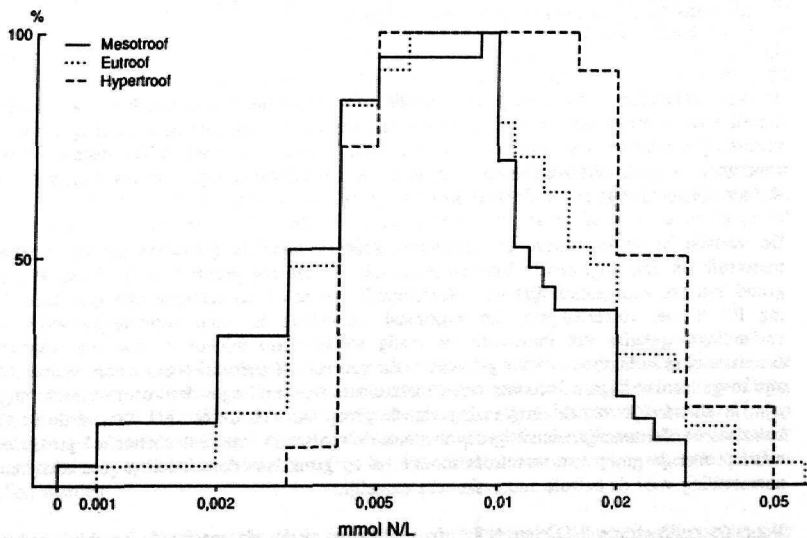
In figuur 3.1 zijn de verdelingen van de gewenste (mesotrofe en eutrofe) vegetatie in één figuur weergegeven met de verdeling van de ongewenste (hypertrofe) vegetatie.

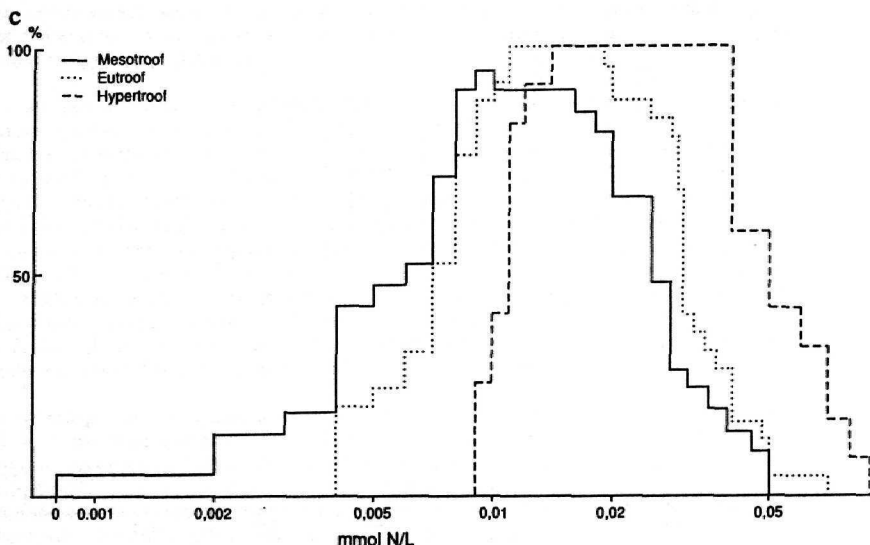
De verdelingen van de mesotrofe en de eutrofe groep over de concentraties ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$ ) in het oppervlaktewater verschillen niet veel. Deze overlap kan ten dele worden verklaard uit de omschrijving van de soortengroepen. Terwijl de soorten die zijn ingedeeld bij "mesotroof", volgens de indeling in ecologische soortengroepen (Runhaar e.a. 1987) merendeels kenmerkend zijn voor matig voedselrijke wateren, is de "eutrofe" groep vrij heterogeen. Voor een groot deel zijn deze soorten kenmerkend voor matig voedselrijke wateren, voor een klein deel voor zeer voedselrijke wateren. In deze groep komen ook enkele soorten voor met een brede amplitudo wat voedselrijkdom betreft (zoals bijvoorbeeld de Waterlelie die voorkomt van voedselarm zuur in vennen tot zeer voedselrijk in boezemwateren). Van Leerdam en Vermeer vermelden al, dat een deel van de eutrofe groep zich gedraagt als de mesotrofe groep en een deel meer als de hypertrofe groep. Voor het bepalen van een grens voor de overgang van de gewenste naar de ongewenste "hypertrofe" situatie, lijkt daarom vooral de overgang tussen de mesotrofe en de hypertrofe groep (merendeels soorten die volgens de indeling in ecologische groepen kenmerkend zijn voor zeer voedselrijke wateren) van belang.

De concentratie  $\text{PO}_4^{3-}$  waarboven de hypertrofe groep de overhand krijgt over de mesotrofe is 0,005 mmol/l (figuur 3.1.a). Dit komt neer op een streefwaarde van 0,16 mg P/l.

Deze waarde komt goed overeen met de kwaliteitsdoelstelling uit de Derde Nota Waterhuishouding (Ministerie van V&W, VROM en LV 1989) van 0,15 mg P/l. Ook de schatting van de referentiewaarde voor P in kleine ondiepe zoete wateren van Ducl (1989) < 0,1 mg/l ligt in dezelfde orde van grootte. Door Van der Linden e.a. (in prep.) zijn optimum-curven voor de concentratie  $\text{PO}_4^{3-}$  voor onder andere matig voedselrijke en zeer voedselrijke water-ecotopen berekend. De indeling naar voedselrijkdom is hier gebaseerd op de ecologische soortengroepen uit het CML-ecotopensysteem (Runhaar e.a. 1987). De optimum-curven zijn gebaseerd op de fysisch-chemische karakterisering van soorten van Lyon en Roelofs (1986). Het snijpunt tussen de curven voor matig voedselrijke en zeer voedselrijke ecotooptypen ligt om en nabij de 0.10 mg P/l. Dit is goed vergelijkbaar met het hier gevonden resultaat.

Ook Lyon en Roelofs (1986) hebben een indeling in soorten van voedselarme, voedselrijke en eutrofe wateren gemaakt. Deze indeling gaat uit van metingen in wateren waarin stikstof niet

**a****b**



Figuur 3.1. Verdeling van het percentage voorkomende soorten uit de mesotrofe, eutrofe en hypertrofe soortengroepen over de concentratie van de ionen  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{PO}_4^{3-}$  in het oppervlaktewater (naar Van Leerdam en Vermeer in prep.).  
a:  $\text{PO}_4^{3-}$ , b:  $\text{NH}_4^+$ , c:  $\text{NO}_3^-$ .

de beperkende factor is. De op concentratie  $\text{PO}_4^{3-}$  gebaseerde indeling komt wat soorten betreft goed overeen met de indeling in soorten van voedselarme, matig voedselrijke en zeer voedselrijke wateren van Runhaar e.a. De grens tussen wat voedselrijke wateren (matig voedselrijk volgens Runhaar e.a.) en eutrofe wateren (voedselrijk volgens Runhaar e.a.) worden genoemd, ligt tussen de 0,06 en 0,12 mg P/l.

De variatie in de berekende en geciteerde waarden voor de grens tussen een gewenste mesotrofe en een ongewenste hypertrofe situatie is niet erg groot: 0.06-0.16 mg P/l. Op grond van het voorgaande lijkt het waarschijnlijk dat een P-concentratie van gemiddeld 0,1 mg P/l in het zomerhalfjaar, het maximaal toelaatbare is, voor soortenrijke water- en verlandingsvegetaties van mesotrofe (= matig voedselrijke) milieus en dus een mesotrofe successiereeks in laagveen. Voor gebieden waar een eutrofe successiereeks wordt nagestreefd, zijn mogelijk wat hogere P-concentraties toelaatbaar. Hoeveel hoger deze concentraties mogen zijn, is afhankelijk van de omgrenzing van de groep van eutrofe soorten. Omdat de in Van Leerdam en Vermeer genoemde groep van eutrofe soorten in "nutriëntenbehoefte" grotendeels overlapt met de groep van mesotrofe soorten, is op grond van deze indeling geen afwijkende normstelling voor de eutrofe successiereeks mogelijk.

Voor de concentratie  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{NH}_4^+$  is een grens tussen de mesotrofe en de hypertrofe verdelingen in figuur 3.1.b en c minder makkelijk aan te geven. Niet alleen is er de al eerder

genoemde overlap tussen mesotroof en eutroof, maar ook de overlap tussen de verdelingen voor de mesotrofe en hypertrofe groepen is vrij groot. Een verklaring voor de grote overlap tussen deze verdelingen is mogelijk dat stikstof onder de huidige omstandigheden in de meeste kleine wateren niet de beperkende factor is. Dit komt onder andere naar voren uit Lyon en Roelofs (1986), die alleen op grond van het gehalte aan  $\text{PO}_4^{3-}$  een bevredigende indeling naar voedselrijkdom konden maken. Als in de meeste kleine wateren niet N maar P de beperkende factor is, wordt alleen de linkerzijde van de verdelingen bepaald door het gehalte aan N in het water: Als het N-gehalte beneden een beperkende waarde blijft, zullen soorten van hypertrofe milieus ontbreken. De grens, waarboven soorten van hypertrofe milieus beginnen op te treden ligt voor  $\text{NO}_3^-$  tussen de 0,003 en 0,005 mmol/l en voor  $\text{NH}_4^+$  tussen de 0,009 en 0,015 mmol/l. Als deze twee concentratie bij elkaar worden opgeteld om een schatting te krijgen van de ondergrens voor het totaal-gehalte aan N waarbij hypertrofe vegetaties kunnen voorkomen, komt dit op  $0.012 - 0.02 \text{ mmol/l} = 0,2 - 0,3 \text{ mg N/l}$ .

Deze streefwaarde is vergeleken met andere normen en streef- en referentiewaarden zeer laag. De waarde ligt ruim onder de kwaliteitsdoelstelling uit de Derde Nota Waterhuishouding van 2,2 mg N/l en de door Duel (1989) geschatte referentiewaarde voor kleine ondiepe zoete wateren van 1-2 mg N/l. Volgens Koerselman (1991) is de voor planten ideale gewichtsverhouding tussen de nutriënten N en P 20. Beide nutriënten zijn in dit geval beperkend. Als N:P kleiner is dan 20 is N beperkend als N:P groter is dan 20 is P beperkend. Op grond van deze verhouding zou uitgaande van een maximale P concentratie van 0,1 mg P/l de grens voor N in oppervlaktewater dus  $0.1 \times 20 = 2 \text{ mg N/l}$  moeten zijn. Deze concentratie ligt in de buurt van de kwaliteitsdoelstelling en de referentiewaarde van Duel.

De lage ondergrens voor hypertrofe vegetaties is een weerspiegeling van de lage concentraties  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$  die door Van Leerdam en Vermeer gemeten is. In de hypertrofe vegetaties komen geen concentraties hoger dan 2 mg N/l totaal N voor. Tot nu toe is de reden van de lage concentraties N nog onbekend. Een norm voor N in de buurt van de 0.2 a 0.3 mg/l lijkt onrealistisch en gezien de onzekerheid over de oorzaak van de lage N-concentraties, de grote overlap in deze concentraties tussen de verschillende vegetatietypen en de discrepantie met normen uit literatuur niet gewenst.

De waarden voor een norm van Duel, uit de derde nota waterhuishouding en volgens de theorie van Koerselman berekend uit de norm voor P, liggen allen tussen de 1 en 2.2 mg/l N. Een maximaal toelaatbare concentratie N zal als men aan de veilige kant van deze range wil blijven daarom in de buurt van de 1 mg N/l liggen.

### 3.3. Duinen

Het voornaamste eutrofiërende effect van infiltratie in de duinen is de verdringing van de kenmerkende duinvallei-vegetatie door een aantal "ruigte-soorten" als Brandnetel en Harig wilgenroosje (Van Dijk 1984). In en om infiltratieplassen in de duinen is volgens Van Dijk op het ogenblik P de voornaamste beperkende factor, zodat alleen de effecten van de hiervoor ontwikkelde norm voor de concentratie P in het oppervlaktewater op de duinvegetatie bekeken zullen worden.

Uit het onderzoek van Van Dijk blijkt dat niet de concentratie  $\text{PO}_4^{3-}$  in het infiltratiewater de grootste invloed heeft op het bedekkingspercentage van de oever door ruigte-soorten, maar dat

de belasting (= concentratie x fluxdichtheid) hierop een veel grotere invloed heeft. De fluxdichtheid is een maat voor de snelheid waarmee het water de oever infiltreert. De fluxdichtheid is in een infiltratie-plas veel hoger (1 m/dag) dan in een niet geïnfilteerde kwelplas (0,1 à 0,2 m/dag).

Bij een concentratie van 0,1 mg P/l is de belasting van de oevers van een infiltratieplas 0,1 g P/m<sup>2</sup>.dag. Hierbij is de bedekking van de oever door de 6 meest extreme ruigte-soorten nog 100%. Op het ogenblik is het technisch haalbaar de concentratie terug te brengen tot 0,02 mg P/l, de natuurlijke evenwichtssituatie van duingrondwater. Dit heeft wel een positief effect op de oevervegetatie. De oever zal bij deze concentratie voor ongeveer 3% door de 4 meest extreme ruigte-indicatoren worden bedekt en voor de overige 97% door andere minder extreme ruigtesoorten. Dit zijn echter nog steeds eutrofiëring-indicerende soorten.

Op grond hiervan wordt geconcludeerd dat de norm voor oppervlaktewater in laagveen, in infiltratieplassen in de duinen zeker niet zal voldoen. Zelfs bij een niveau van 0,02 mg P/l is de vegetatie op de oever van infiltratieplassen geen karakteristieke duinvalleivegetatie. Door de hoge fluxdichtheid in infiltratieplassen zullen aanvullende maatregelen als maaien en begrazing noodzakelijk zijn. De mogelijkheid om authentieke vochtige-duinvalleivegetaties te handhaven bij infiltratie lijken voorsnog beperkt (Van Dijk). Hoewel de verlaging van het fosfaatgehalte in infiltratieplassen waarschijnlijk niet genoeg is om aan de oevers de oorspronkelijke vochtige duinvalleivegetatie terug te krijgen, leidt dit wel tot minder verruigde vegetaties met een grotere diversiteit aan soorten. Ook is het mogelijk dat verlaging van het fosfaatgehalte een positieve invloed heeft op de kwaliteit van kwelvegetaties die gevoed worden door water dat afstroomt uit infiltratieplassen (Koerselman 1992).

### 3.4. Normstelling voor N en P in oppervlaktewater

De streefwaarden van 0,1 mg P/l en 1 mg N/l zijn niet specifiek voor laagveenvegetaties, ook in andere water-vegetaties geven deze concentratie de grens tussen matig voedselrijke en zeer voedselrijke vegetaties aan (Lyon en Roelofs, 1986; Van der Linden e.a. in prep.). Op grond hiervan kan worden verwacht, dat deze concentraties ook in andere ecosystemen dan laagveenmoerassen kunnen worden gebruikt voor normstelling. De hier ontwikkelde normen zijn dus algemeen toepasbaar voor mesotrofe vegetaties onder invloed van het oppervlaktewater. Een uitzondering hierop vormt het ecosysteem duinen, waar door de grote doorvoer van water ten gevolge van infiltratie de norm voor P veel lager moet zijn.

## H4. EUTROFIERENDE EFFECTEN VAN N-DEPOSITIE EN METHODEN VOOR NORMSTELLING

### 4.1. Inleiding

De normstelling voor de N-toevoer via depositie richt zich alleen op de terrestrische vegetaties. Depositie van stikstof op water en verlandingsvegetaties zal de planten hoofdzakelijk via het water bereiken en wordt dan ook behandeld als aanvoer via oppervlaktewater.

Een streefwaarde voor de N-toevoer via depositie zou bij voorkeur net zoals de streefwaarden voor N en P in oppervlaktewater in het hiervoor gaande hoofdstuk, gebaseerd moeten worden op waargenomen relaties tussen belasting en eutrofiëringseffecten. De relatie tussen de N-depositie en de mogelijke effecten hiervan is echter niet zo duidelijk als die tussen N en P in oppervlaktewater en de voedselrijkdom-indicatie van de vegetatie. De eutrofiëringseffecten van de toevoer van  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$  zijn niet makkelijk te scheiden van de verzuringseffecten. Verder zorgen processen als uitspoeling uit het systeem, immobilisatie van N in humus etc. ervoor dat niet alle in een terrestrisch systeem aangevoerde stikstof ook werkelijk direct beschikbaar is. In heide is de mineralisatiesnelheid in een jong stadium zeer laag. Daardoor vindt vastlegging van N in humus plaats. Deze vastgelegde humus komt later door hoge mineralisatie snelheden in oude heide-vegetaties weer vrij. Dit soort processen zorgen er voor dat het effect van een verhoogde N-toevoer pas op langere termijn zichtbaar is.

Voor langdurige experimenten in terrestrische systemen ontbreekt echter vaak de tijd, zodat in veel experimenten met een overmaat aan N gewerkt moet worden om een effect aan te kunnen tonen. Uit deze experimenten met een N-toevoer vele malen hoger dan de huidige depositie kunnen niet direct streefwaarden afgeleid worden. Daarom wordt vaak gebruik gemaakt van een modelmatige benadering om het effect van een bepaalde N-belasting te schatten. In de volgende paragrafen zal eerst een overzicht gegeven worden van de waargenomen eutrofiëringseffecten. Daarna volgt een overzicht van kritische waarden (streefwaarden) voor de N-depositie zoals deze berekend worden met diverse modellen.

### 4.2. Waargenomen eutrofiëringseffecten

#### 4.2.1. Laagveenmoerassen

In laagveenmoerassen is als gevolg van een verhoogde nutriëntentoevoer een verschuiving van planten van voedselarme habitats naar een aantal hoogproductieve soorten van voedselrijke habitats waargenomen (Meuleman 1989, Vermeer 1985, Wassen 1990, Morris 1991). Deze effecten zijn niet te scheiden in effecten ten gevolge van aanvoer van N en P via oppervlaktewater en effecten ten gevolge van aanvoer van N via depositie. Op het ogenblik is in de meeste laagveen-vegetaties N de beperkende factor (Vermeer 1985, Meuleman e.a. 1987). Omdat in de meeste terrestrische laagveenvegetaties de aanvoer van N via depositie waarschijnlijk groter is dan die via oppervlaktewater, kan aangenomen worden dat het eutrofiëringseffect in de terrestrische vegetaties waarschijnlijk grotendeels door de depositie veroorzaakt wordt. Door een combinatie van N-depositie en maai-beheer waardoor niet alleen

N maar ook P en K worden afgevoerd, zal dit veranderen en zullen waarschijnlijk binnen niet al te lange tijd P en K de beperkende nutriënten worden (Meuleman e.a. 1987, Koerselman 1990)

Morris (1991) heeft een algemene norm voor voedselarme venen gebaseerd op een breed literatuuronderzoek naar het voorkomen van soorten bij verschillende hoogtes van N-depositie en bemesting. Morris concludeert hieruit dat planten van voedselarme venen (en van voedselarme vegetaties in het algemeen) boven een N-depositie van  $\pm 20$  kg N/ha.jr waarschijnlijk niet kunnen worden gehandhaafd. Deze conclusie lijkt voor Nederlandse venen echter niet geheel gerechtvaardigd. In Nederland komen voedselarme venen (waaronder een hoogveengebied als het Bargerveen) voor, bij een depositie die boven de 20 kg N/ha.jr ligt.

#### 4.2.2. Duinen

Over de eutrofiërende effecten van N-depositie in de Nederlandse duinen is weinig bekend. In veel Nederlandse duingraslanden neemt bij de huidige depositie (20-30 kg N/ha.jr) de dominantie van een aantal snel groeiende grassen toe en neemt de diversiteit af (Bobbink e.a. in prep.). In hoeverre deze veranderingen kunnen worden toegeschreven aan de toegenomen N-depositie is echter niet duidelijk. Willis (1963) vond bij een extra mestgift van 40 kg N/ha.jr in een duingebied in Engeland een geringe produktie verhoging en verschuiving in de soortensamenstelling. Als behalve N ook P werd toegevoegd was sprake van een duidelijke produktie verhoging en dominantie van enkele grassen. Dit wijst op beperking door P in deze situatie. In kalkgraslanden, die enigszins vergelijkbaar zijn met duingraslanden, is aangetoond dat een duidelijke verschuiving in soortensamenstelling optreedt als gevolg van N-toevoer (Van Dam 1990, Bobbink 1989).

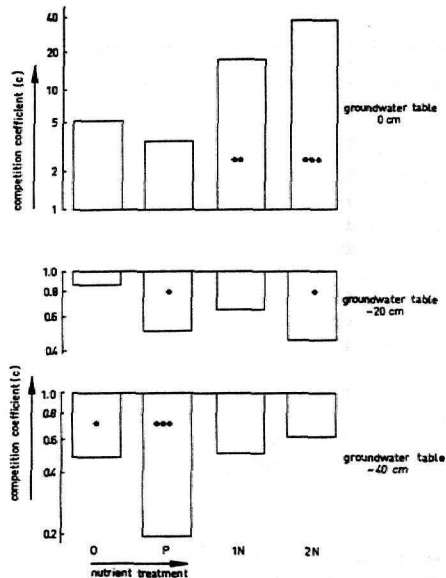
Er zijn tot nu toe weinig bemestingsexperimenten in het ecosysteem duinen uitgevoerd. Bovendien wordt het interpreteren van experimenten in duinen bemoeilijkt, doordat de relatie tussen N-depositie en verschuivingen in de soortensamenstelling sterk door konijnenbegrazing wordt beïnvloed (Heil e.a. 1990). Normen voor N-depositie op duingraslanden kunnen daarom op dit moment niet op waargenomen effecten worden gebaseerd.

#### 4.2.3. Heide

Naar de eutrofiërende effecten van N-depositie op heidesystemen is veel onderzoek gedaan. Het voornaamste effect is de vergrassing van de heide. De heide-vegetaties, zowel de droge als de natte heide, worden verdrongen door de grassen Pijpestrootje en Bochtige smele (Heil 1984, Roelofs 1986, Roelofs e.a. 1984).

Er is veel onderzoek gedaan naar vergrassing van natte heide. In deze onderzoeken wordt de groei van Dopheide (dominant in natte heide) en Pijpestrootje in gemengde vegetaties en in monocultures met elkaar vergeleken bij bemesting met N, P en K.

In een onderzoek van Berendse en Aerts (1984) worden de effecten van verlaging van de grondwaterstand en bemesting met P en N bekeken. Verlaging van de grondwaterstand beïnvloedt de groei van Dopheide in gemengde vegetatie ten opzichte van monocultures zeer sterk. Een P gift van 40 kg/ha beïnvloedt de groei van Dopheide bij twee van de 3 grondwa-

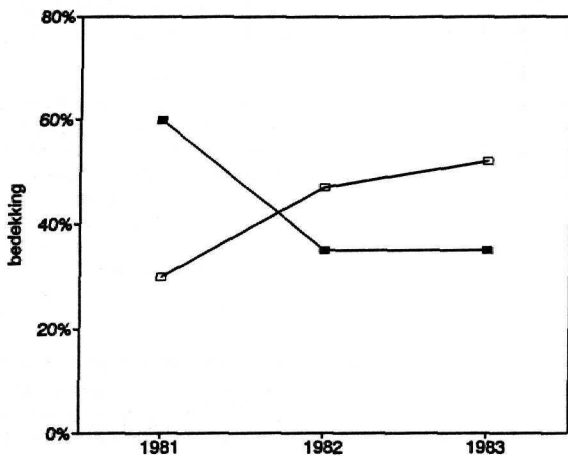


Figuur 4.1. Effect van grondwaterstand en bemesting met 33 kg P/ha, 150 kg N/ha of 200 kg N/ha op de groei van Dopheide in een gemengde Dopheide Pijpestrootje vegetatie, t.o.v. van Dopheide in een monocultuur. Uit Berendse en Aerts 1984.

terstanden negatief. Een N gift van 200 kg/ha heeft bij één grondwaterstand een negatief effect (figuur 4.1.). Uit een vervolgonderzoek van Aerts en Berendse (1988) blijkt dat bij zowel een N als een P gift (200 resp. 40 kg/ha) een afname in het bedekkingspercentage van Dopheide kunnen veroorzaken. Alleen de P gift veroorzaakt behalve een significante afname van Dopheide ook een significante toename van Pijpestrootje (figuur 4.2). Aerts e.a. (1990) toont een relatieve afname aan in de groei van Dopheide in gemengde vegetatie t.o.v. een monocultuur van Dopheide als gevolg van een NPK bemesting (200, 40, 200 kg/ha). Uit deze onderzoeken blijkt dat bij hoge bemesting Dopheide verdrongen wordt door Pijpestrootje en de heide dus vergrast. Het effect van een P-toevoer lijkt hierbij groter dan dat van een N toevoer. Dit wijst op een beperking door P in plaats van door N.

Normen voor de jaarlijkse N-toevoer door depositie kunnen niet direct uit deze waargenomen effecten worden afgeleid, omdat N in grote overmaat werd toegevoegd en omdat er het onzeker is of N wel een beperkende factor is in de gemeten situaties.

In droge heide ligt de relatie tussen bemesting en vergrassing niet zo duidelijk als in natte heide. Dit wordt geïllustreerd door Aerts e.a. (1990) die als gevolg van bemesting in natte heide een relatieve achteruitgang van Dopheide vinden maar in droge heide geen achteruitgang van Struikheide (dominant in droge heide) waarnemen. Toch vindt op grote schaal vergrassing van de droge heide plaats. Hieraan ligt waarschijnlijk het volgende proces ten



Figuur 4.2. Effect van bemesting met 40 kg P/ha.jr en 200 kg N/ha.jr op het bedekkingspercentage van Dopheide (gesloten vierkanten) en Pijpestrootje (open vierkanten) Uit Aerts e.a. 1990.

grondslag.

Uit enkele experimenten van Heil (1984) blijkt dat de concurrentiekracht van Struikheide toeneemt met de leeftijd. Jonge heideplantjes kunnen bij een hoge nutriëntenbeschikbaarheid niet met gras concurreren. Als de heide zich eenmaal gevestigd heeft, heeft toevoer van N geen effect meer op de concurrentie tussen heide en gras. Zelfs bij hoge nutriëntenbeschikbaarheid kan een volwassen heidevegetatie zich dus handhaven. Dit wordt voor een deel veroorzaakt doordat heide een vrij gesloten vegetatiedek vormt waardoor gras wegens een gebrek aan licht niet kan kiemen of doorgroeien. Bij opening van het vegetatiedek door een plaag van de heidekever (sterven van ouderdom komt bij heide niet op grote schaal voor vanwege de frequentie van heidekeverplagen) krijgen de grassen een kans om te kiemen of door te groeien. Bij een plaag van de heidekever wordt het grootste deel van de heide vernietigd. De N afkomstig uit de heidevegetatie en de N die is geaccumuleerd in de humus komt dan weer beschikbaar voor de vegetatie. Hierdoor ontstaat een hoge nutriëntenbeschikbaarheid. De kiemende heideplantjes moeten het in de opengevallen plekken opnemen tegen de grassen, die het bij een hoge nutriëntenbeschikbaarheid winnen.

De nutriëntenhoeveelheid opgeslagen in vegetatie en humus is groter naarmate de N-depositie groter is. Bovendien wordt de kans op een plaag van de heidekever en dus een opening van het vegetatiedek, vergroot bij een hoge N-depositie doordat de concentratie N in de vegetatie toeneemt en de larven van de heidekever bij een hoge concentratie in de heide beter overleven (Heil 1984, Brunsting en Heil 1985). Ook neemt de stress-gevoeligheid van Struikheide toe

bij een hoge  $\text{NH}_4^+$  input (Van der Eerden e.a. 1991, Prins e.a. 1991). Hierdoor sterft de heide eerder als gevolg van vraat of vorst. Ook dit veroorzaakt open plekken. Struikheide kan zich dus bij vrij hoge N-giften nog goed handhaven zolang het vegetatiedek gesloten blijft, maar als het vegetatiedek geopend wordt en genoeg N beschikbaar is, vergrast de heide (Heil 1984, Prins e.a. 1992, Berdowski 1987).

Door begrazing kan het concurrentie-voordeel van gras ten opzichte van heide bij hoge nutriëntenbeschikbaarheid weer gedeeltelijk teniet worden gedaan. Jong gras wordt liever gegeten dan heide (selectieve begrazing). Uit proeven van Bokdam en Gleichman (1989) blijkt dat het effect van begrazing zelfs nog verder dan gaan dan selectieve begrazing. Door tred ontstaan open plekken in de strooisellaag waarin zowel gras als struikheide kan kiemen. Heidekiemplantjes zijn in tegenstelling tot gras echter te klein om door runderen afgevreten te worden. Door tred wordt struikheide gestimuleerd tot het vormen van een meer liggende, kruipende groeivorm en zelfs "afleggers" die voor verjonging van de heide zorgen.

Door het vrij complexe proces dat aan vergrassing van de droge heide ten grondslag ligt is het moeilijk om uit waargenomen effecten direct normen af te leiden. Door Van der Voet en Udo de Haes (1987) wordt een rechtstreeks verband tussen N-depositie en percentage vergrassing in droge heide uit verschillende bronnen afgeleid. Hiermee kan de stikstof-norm voor een heide met een bepaald percentage gras berekend worden. Dit is een vrij grove benadering waarin geen rekening wordt gehouden met de leeftijd van de heide, heidekeverplagen of de afvoer van nutriënten door beheer.

#### 4.2.4. Verzuring

Het is onzeker in hoeverre de waargenomen effecten van N-depositie worden veroorzaakt door eutrofiëring dan wel verzuring (inclusief de met verzuring samenhangende verschuivingen in de ionenbalans en de toxische effecten van zware metalen die bij verzuring vrij komen). De eutrofiërende werking van N-depositie is slecht af te lezen uit de verschuivingen in de soortensamenstelling, omdat de veranderingen als gevolg van N-depositie nogal afwijken van eutrofiëringseffecten bekend uit situaties waar verzuring geen of slechts een geringe rol speelt zoals bemestingsproeven. Waar in deze situaties allerlei voedselminnende planten gaan domineren (Braam, Pitrus), zijn het in geval van depositie vooral grassen die gaan overheersen (Pijpestrootje en Bochtige smele in heide, Duinriet in de duinen, Gevinde kortsteel in kalkgraslanden).

Sommige grassen (waaronder Pijpestrootje) zijn goed bestand tegen verzuring en de bij verzuring toenemende concentraties aan zware metalen (Ernst e.a. 1985, Dueck e.a. 1984). De optredende vergrassing zou dus ook aan verzuring toegeschreven kunnen worden. Bobbink (1989) vond bij N bemesting een hogere biomassa productie. Deze hogere productie was geheel te danken aan een productie verhoging van Gevinde kortsteel, de overige grassen en kruiden vertoonden geen productie verhoging. Ook Pijpestrootje vertoont een duidelijke productie verhoging bij bemesting (Aerts en De Caluwe 1989). Dit wijst op een verdringing van laagproductieve soorten door hoogproductieve grassen; een eutrofiëringseffect. Dit wordt echter weer tegengesproken door Aerts (1989). Deze vond geen verschil in productie tussen Pijpestrootje (in een vergraste heide) en Struikheide (in een niet vergraste heide). Hier is dus geen sprake van het hiervoor genoemde proces en spelen andere factoren (zoals verzuring) een rol. Ook de grotere stress-gevoeligheid van Struikheide als gevolg van  $\text{NH}_4^+$ -depositie is

een verzuringseffect, dat bij de vergrassing van de heide een rol speelt. Er moet geconcludeerd worden dat bij vergrassing verzurende en eutrofiërende effecten beide een rol kunnen spelen.

#### 4.2.5. Conclusie

Over het algemeen kan geconcludeerd worden, dat normstelling gebaseerd op waargenomen effecten op het ogenblik nog niet algemeen toegepast kan worden door gebrek aan experimenten, waarin het effect van verschillende deposities binnen een range van realistische waarden wordt gemeten. Bovendien is het in veel gevallen niet duidelijk of de waargenomen effecten het gevolg zijn van eutrofiëring of verzuring.

#### 4.3. Normen afgeleid uit modelbenaderingen

Veel streefwaarden zijn op het ogenblik gebaseerd op modelberekeningen. Deze modellen kunnen uiteenlopen van modellen gebaseerd op de concurrentieverhouding tussen soorten tot modellen die uitgaan van een balansbenadering.

Voor de vergrassing van de heide zijn vele modellen ontwikkeld. De werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer (1988) baseert de norm voor de stikstof-depositie in droge heide op de hoeveelheid  $N$  die wordt verwijderd bij het plaggen van een goed ontwikkelde en nog niet vergraste heide (873 kg/ha). Er wordt gesteld dat als deze hoeveelheid niet overschreden wordt de heide gezond zal zijn.

Het model veronderstelt een regelmatig geplagde heide en gaat uit van de volgende redenering: Omdat in heide haast geen uitspoeling voorkomt, blijft alle  $N$  die via depositie aangevoerd wordt ook in het systeem aanwezig. De doelstelling (norm) voor de depositie is afhankelijk van de plagfrequentie. De heide moet afgeplagd worden net voordat er 873 kg  $N$  in het systeem opgeslagen is. Er wordt aangenomen dat de heide dan nog niet vergrast is. Bij een plagfrequentie van eens in de 20 jaar mag er dus jaarlijks minder dan  $873/20 = 43$  kg  $N$  via depositie toegevoerd worden. Bij een plagfrequentie van eens in de 40 jaar waarbij de heide de kans krijgt om de gehele levenscyclus te doorlopen, is de kritische waarde  $873/40 = 21$  kg/ha.jr.

Deze methode lijkt echter geen goede weergaven van de werkelijkheid. In deze benadering wordt, net als bij de benadering van Van de Voet en Udo de Haes, geen rekening gehouden met het effect van leeftijd of heidekeverplagen. De kans op een plaag neemt toe bij hoge  $N$ -deposities. Bij een plaag van de heidekever wordt het grootste deel van de heide vernietigd. Doordat de  $N$  uit deze vegetatie weer beschikbaar komt, ontstaat een hoge nutriëntenbeschikbaarheid. Gras kan de concurrentie met heidekiemplantjes al aan bij veel lagere hoeveelheden beschikbare  $N$  dan de hierboven genoemde 873 kg. Een totale hoeveelheid  $N$  van minder dan 873 kg is dus geen garantie voor een niet vergraste heide.

Door Bobbink e.a. (1990) is een model ontworpen waarmee de competitie tussen Struikheide en Pijpestrootje en Bochtige smele wordt gesimuleerd bij verschillende hoogtes van de  $N$ -depositie. Bij dit model is rekening gehouden met de voor kieming van grassen noodzakelijke opening van het vegetatiedek en de verhoogde kans op een heidekeverplaag bij een hoge  $N$ -

depositie. Dit model berekent een kritische depositie voor vergrassing van droge heide van 15-20 kg N/ha.jr bij een plagfrequentie van eens in de 25 jaar. Over de betrouwbaarheid van dit model en de gemaakte aannamen kunnen hier geen uitspraken worden gedaan omdat er op het ogenblik nog geen informatie over verschenen is.

Berendse heeft een model ontwikkeld gebaseerd op de concurrentie tussen Dopheide en Pijpestrootje waarmee een kritische waarde voor de N-depositie op natte heidevelden kan worden berekend (Berendse 1988). Deze kritische waarde is echter zeer afhankelijk van aannamen over beheer en de gekozen effectvariabele (de kans om gedurende 50 jaar Struikheide aan te treffen). Bij een plagbeheer waarbij 75% van het wortelmateriaal wordt afgevoerd en een kans van 75% om struikheide aan te treffen ligt de kritische waarde voor de N-depositie tussen de 17 en 22 kg/ha.jr.

De twee simulatie-modellen van Heil en Bobbink en van Berendse zijn zeer ecosysteemspecifieke modellen. Ze zijn beide gebaseerd op de concurrentie tussen 2 soorten: heide en gras. Hierdoor is de methode niet buiten het ecosysteem heide toepasbaar.

Er zijn voor enkele vegetatietypen balansen opgesteld waarop normen gebaseerd zouden kunnen worden (Meuleman e.a. 1987, Van Dam 1990). Bobbink e.a. (in prep.) hebben een N-balans voor kalkgraslanden uitgewerkt en de kritische waarde voor de N-depositie gebaseerd op de totale netto afvoer uit het systeem. De N-stromen in deze balansen zijn meestal gemeten of uit literatuur geschatte waarden en worden als onafhankelijk van de N-depositie beschouwd. Aangezien een deel van de N-stromen zoals oogst, uitspoeling en denitrificatie afhankelijk is van de N-toevoer gelden deze balansen alleen in situaties waarbij de N-toevoer niet te sterk afwijkt van de meetsituatie, of in systemen waar de stromen niet al te veel door de N-toevoer beïnvloed worden. Uit de balansen valt niet af te leiden welke verschuivingen in de N-stromen zullen optreden bij een toegenomen N-toevoer.

De Vries (1991b) heeft een meer algemene balansmethode ontwikkeld om kritische waarden te bepalen voor de N-toevoer in systemen. Deze methode gaat uit van een simpele N-balans van een ecosysteem waarin naast de N-toevoer, uitspoeling, denitrificatie en immobilisatie in bodem en in vegetatie een rol spelen. Deze methode is uitgewerkt voor bossen en heide (De Vries 1991a). De norm voor verschuivingen van de vegetatie naar een voedselrijker type ligt voor bossen en heide tussen de 5,6 en 8,4 kg N/ha.jr. De N-stromen in het model zijn in deze berekeningen voor het grootste deel gebaseerd op metingen in ongestoorde (referentie-) vegetaties. Ook in deze benadering kunnen niet voor alle N-stromen de verschuivingen als gevolg van een veranderde N-toevoer, afgeleid worden.

#### 4.4. Conclusie

Uit het hiervoor gegeven overzicht blijkt, dat normstelling gebaseerd op relaties tussen N-belasting en waargenomen effecten door gebrek aan gegevens en interferentie van eutrofiërings- en verzuringseffecten niet mogelijk is. Daarom wordt voor normstelling op het ogenblik gebruik gemaakt van modellen die de effecten van een bepaalde belasting simuleren en balansstudies waarbij normen op in- en output van N uit het systeem worden gebaseerd.

Een van de doelen van het onderzoek was het ontwikkelen van een algemene methode voor het stellen van normen per natuurdoeltype. De simulatie-modellen die op het ogenblik

beschikbaar zijn, zijn gebaseerd op vegetatiespecifieke soorten en processen. Hierdoor zijn ze niet goed extrapoleerbaar naar andere ecosystemen, waarvoor op het ogenblik nog geen norm ontwikkeld is. Vooral voor soortenrijke ecosystemen zal een model gebaseerd op concurrentieverhoudingen tussen soorten onuitvoerbaar zijn. Deze modellen lijken dus geen goed uitgangspunt voor een algemene methode voor normstelling.

De balansbenadering lijkt betere aanknopingspunten te bieden voor een algemene methode voor normstelling. Deze algemene methode zal niet uit moeten gaan van concrete situaties (Van Dam 1990, Meuleman e.a. 1987, Bobbink e.a. in prep.) maar van een meer gegeneraliseerde balans (De Vries 1991b).

Om de balans-benadering voor de onderbouwing van normstelling in het algemeen toepasbaar te maken, is het noodzakelijk om rekening te houden met de relaties tussen de N-stromen in een systeem en de afhankelijkheid van deze stromen van de N-depositie. Op deze manier zal de balans in verschillende situaties met verschillende N-deposities bruikbaar kunnen zijn.

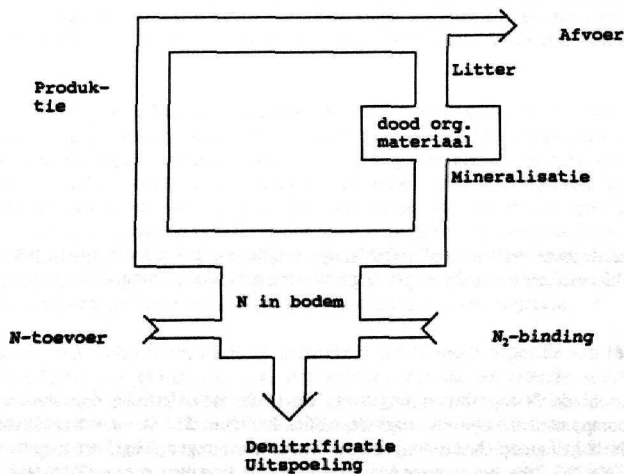
## H5. STIKSTOF-BALANSEN ALS ONDERBOUWING VOOR NORMSTELLING

### 5.1. Inleiding

Uit het literatuuroverzicht in hoofdstuk 4 blijkt dat een balans-benadering de beste perspectieven biedt voor een algemeen toepasbare methode voor normstelling aan de toevoer van stikstof via depositie. In dit hoofdstuk wordt een methode geschetst voor het baseren van streefwaarden voor de N-toevoer op N-balansen. Hierna zal de methode worden toegepast voor de in hoofdstuk 2 geselecteerde combinaties van vegetatie en beheer.

### 5.2. N-balans

In figuur 5.1 is een eenvoudige weergave van de stikstof-kringloop binnen een ecosysteem weergegeven. In deze figuur is ook de samenhang van de N-stromen in het systeem weergegeven. Zo is de afvoer afhankelijk van de productie, de mineralisatie van de hoeveelheid dood organisch materiaal etc. De grootte van de N-stromen wordt voor een belangrijk deel bepaald door de grootte van de N-toevoer.



Figuur 5.1 Schema van de N-kringloop.

Bij het opstellen van een N-balans wordt er van uitgegaan dat het systeem in evenwicht is en de toevoer en afvoer van stikstof elkaar compenseren. Om het systeem in evenwicht te houden mag de toevoer (= N-toevoer en N<sub>2</sub>-binding) niet groter zijn dan de afvoer (= afvoer van

organisch materiaal, denitrificatie en uitspoeling). Op dit evenwichtsprincipe is de hier gepresenteerde methode voor normstelling gebaseerd. De eis dat de toevoer niet groter mag zijn dan de afvoer is echter niet voldoende, ook een systeem waarin duidelijk sprake is van eutrofiëringseffecten zoals verzuuring of vergrassing kan in evenwicht verkeren.

Eutrofiëringseffecten zijn herkenbaar door een verhoogde voedselrijkdom van het systeem. De jaarlijkse produktie van een vegetatie is een goede indicatie van die voedselrijkdom. Vegetatietypen die kenmerkend zijn voor voedselarme omstandigheden hebben een lagere jaarlijkse produktie dan vegetatietypen die kenmerkend zijn voor voedselrijke omstandigheden. Vanuit het natuurbeleid worden bepaalde vegetaties (zie hoofdstuk 2) met dus een bepaald produktieniveau nagestreefd. Door de N-toevoer van een systeem met het gewenste produktieniveau gelijk te stellen aan de afvoer, kan een streefwaarde voor de N-toevoer worden berekend.

De streefwaarde voor de N-toevoer is een waarde voor de totale input van N in het systeem. Deze N-toevoer kan plaatsvinden via depositie, grond- en oppervlaktewater. Aangenomen is dat deze input voornamelijk via atmosferische depositie plaatsvindt. De streefwaarde voor de N-depositie kan in dit geval gelijk gesteld worden aan de streefwaarde voor de N-toevoer.

### 5.3. N-stromen

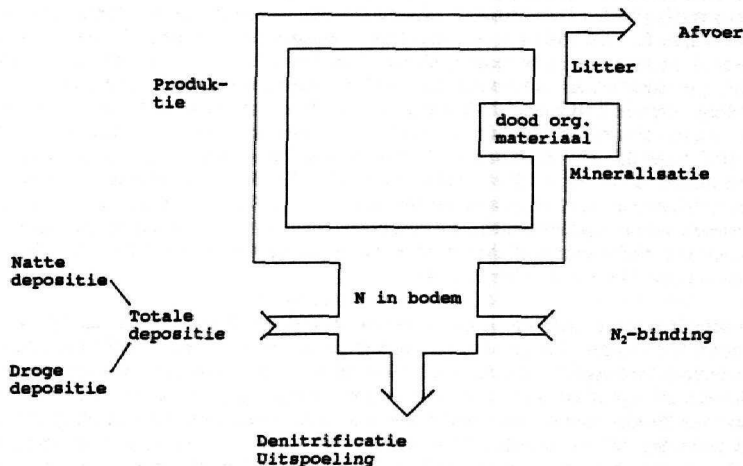
Voor het berekenen van een streefwaarde voor de N-toevoer moet een schatting gemaakt worden van de grootte van de in figuur 5.1 voorkomende N-stromen. In deze paragraaf zullen de volgende stromen behandeld worden:

- N-depositie
- produktie
- afvoer
- litterproduktie
- mineralisatie
- $N_2$ -binding
- denitrificatie
- uitspoeling

Deze N-stromen en de mate waarin ze afhankelijk zijn van de N-input (en dus zullen reageren op een verhoging hiervan) zullen in de volgende paragrafen behandeld worden.

#### 5.3.1. N-depositie

De streefwaarde voor de N-depositie is uitgedrukt als totale atmosferische depositie. Deze bestaat uit twee componenten: natte en droge depositie. In figuur 5.2 is dit weergegeven in het schema van de N-kringloop. Natte depositie is depositie via regen, hagel en sneeuw. De hoeveelheid  $NH_4^+$  en  $NO_3^-$  die het systeem via natte depositie bereiken is erg afhankelijk van de hoeveelheid neerslag en de afstand tot emissie-bronnen. Droge depositie is de absorptie van gassen door bladeren, naalden, takken, stam en bodemoppervlak. De hoeveelheid  $NH_4^+$  en  $NO_3^-$  die via droge depositie het systeem bereiken is afhankelijk van de concentratie van de stoffen in de lucht, turbulentie boven het absorberende oppervlak en van de eigenschappen (ruwheid, grootte) van het absorberend oppervlak (Erisman 1992).



5.2 Schema van de natte-, droge en totale depositie in relatie tot de N-kringloop

De totale depositie kan benaderd worden door metingen van de doorval. De doorval wordt gemeten onder het kroonvlak van de vegetatie en bevat alle stikstof die via natte of droge depositie de vegetatie bereikt. Deze metingen geven echter geen zuivere weergave van de totale depositie omdat geen rekening gehouden wordt met opname van stikstof via het bladoppervlak en uitwisseling van  $\text{NH}_4^+$  met andere kationen in het blad (Erisman 1992). Heil e.a. (1988) en Seastedt (1985) vinden zelfs een lagere hoeveelheid N in de doorval dan in open regenmeters die voornamelijk natte depositie meten. Dit wordt waarschijnlijk door de bovengenoemde processen verklaard. Hieruit kan geconcludeerd worden dat doorvalmetingen geen betrouwbaar beeld geven van de totale depositie in een vegetatie.

Erisman (1992) heeft een methode ontwikkeld om de totale depositie van  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{SO}_4^{2-}$  te berekenen op grond van o.a. concentratie van de betreffende stoffen in neerslag en atmosfeer, turbulentie, weerstand van het bladoppervlak, vochtigheid van het oppervlak, vegetatiestructuur etc. Deze methode lijkt realistische uitkomsten te geven. Op een schaalniveau lager dan 5x5 km is de methode echter nog niet bruikbaar. Vegetatietypen komen vaak op veel kleinere schaal voor. Deze methode kan op een grof schaalniveau wel gebruikt worden voor vergelijking van meetwaarden met de streefwaarde, maar voor vergelijking op vegetatieniveau is deze methode nog niet geschikt.

Omdat de totale depositie slecht meetbaar is, is nagegaan in hoeverre het mogelijk is om de streefwaarden niet te definiëren in termen van totale depositie, maar in termen van natte depositie. Natte depositie is heel gemakkelijk te meten door gebruik van natte depositie meters (wet-only samplers, Erisman 1992).

De bijdrage van droge depositie aan de totale depositie is over het algemeen groter dan die van de natte depositie. Natte depositie bedraagt  $\pm 25\%$  van de totale depositie in Nederland (Erisman en Heij 1991). De verhouding tussen deze twee soorten depositie is echter afhankelijk van allerlei factoren zoals o.a. de afstand tot emissie-bronnen, de aard van deze bron, de hoeveelheid neerslag en de vegetatiestructuur. Met het effect van vegetatiestructuur kan rekening gehouden worden. Vegetaties met een groot totaal oppervlak zoals bossen vangen meer droge depositie. Hierdoor is het aandeel van de droge depositie in deze vegetaties groter. Volgens Erisman en Heij is de toevoer van N via droge depositie in bossen 20% en in heide 10% hoger dan op een gemiddeld Nederlands landschap (akkers en grasland). In bossen en heidevelden is dus bij gelijke neerslag en concentratie  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$  in de lucht een grotere N-toevoer te verwachten dan op grasland. Op grond van deze gegevens is uit de streefwaarde voor de totale depositie de streefwaarde voor de natte depositie te berekenen. In een gemiddeld Nederlands landschap is de streefwaarde voor natte depositie 25%, in bos 22% en in heide 23% van de totale depositie.

Een nadeel van deze methode is de extra onzekerheid die door deze berekening wordt ingebouwd. Het aandeel van de natte depositie in Nederland varieerde in 1989 van 20-30% tussen verschillende regio's (Erisman 1992). Bovendien is het aandeel van de droge depositie behalve van de vegetatiestructuur ook in grote mate afhankelijk van factoren als nabijheid en karakter van emissie-bronnen, hoeveelheid neerslag en vochtigheid van het receptoroppervlak. Indien methoden worden ontwikkeld om de totale depositie in een vegetatietype met een redelijke betrouwbaarheid te meten, verdient het de aanbeveling de streefwaarden voor de totale depositie voor vergelijking met meetwaarden te gebruiken.

Voor de combinaties van vegetatie en beheer is zowel een streefwaarde voor de totale depositie als de daaruit afgeleide streefwaarde voor de natte depositie berekend.

### 5.3.2. Productie en afvoer

Zoals in de inleiding al vermeld is de productie is gebruikt als sturende factor in de N-kringloop. De grootte van deze variabele is bepalend voor de aard van het systeem én voor de streefwaarde voor de depositie. Cijfers over de totale productie van ecosystemen zijn schaars. Van de meeste vegetatietypen zijn alleen metingen van de bovengrondse productie beschikbaar. De netto-groei van het wortelstelsel zal bij evenwicht echter 0 bedragen. De wortelproductie wordt in dit geval door de litterproductie in evenwicht gehouden. Op de balans heeft de jaarlijkse wortel-productie dus geen invloed. Daarom zal hier alleen met bovengrondse productie gegevens gewerkt worden.

Verschillende auteurs (Vermeer 1985, Wassen 1990, Klinkhamer en De Jong 1985) geven metingen van de standing crop van vegetatietypen. Als deze vegetaties niet jaarlijks gemaaid worden is dit echter een te hoge schatting van de jaarlijkse productie. Daarom is gebruik gemaakt van metingen van biomassa of totale hoeveelheid N in vegetaties, waar jaarlijks gemaaid wordt, of productie-schattingen gebaseerd op de jaarlijkse toename van de bovengrondse biomassa (Brock e.a. 1988, Chapman 1967, Barclay-Estrup 1970, Berendse e.a. 1987, Meuleman e.a. 1987 en overzicht in Runhaar 1989).

In sommige vegetaties zoals heide zijn directe metingen of schattingen van de jaarlijkse N-productie beschikbaar. In de meeste vegetaties is alleen een meting of schatting van de

jaarlijkse biomassa-producties beschikbaar. Deze biomassa-producties zijn omgezet naar jaarlijkse N-productie van de vegetatie, door te vermenigvuldigen met het N-percentage van de bovengrondse biomassa in de betreffende of vergelijkbare vegetaties (Vermeer 1985, Waughman 1980, Gosz e.a. 1972, Bobbink 1989).

Afvoer kan plaatsvinden door maaien (jaarlijks of minder frequent) of begrazing. Aangenomen wordt dat bij maaien 80% van de N in de bovengrondse standing crop verwijderd wordt. 100% lijkt niet haalbaar, als laat gemaaid wordt zal een deel van de N al naar de wortels zijn getransporteerd, als vroeg gemaaid wordt zal nog enige groei kunnen optreden na het maaien. Bovendien zullen altijd wat stoppels blijven staan. Als wordt aangenomen, dat de standing crop bij niet jaarlijks maaien ongeveer 150% van de jaarlijkse productie bedraagt, zal bij tweejaarlijks maaien  $80\% \times 150\% = 120\%$  van de jaarlijkse productie worden afgevoerd. Dit is gemiddeld 60% per jaar. Bij driejaarlijks maaien wordt dit 40% etc..

Begrazing kan plaats vinden door schaapskudden (heide), loslopende runderen (heide, duinen) of konijnen (duinen). In laagveen zal begrazing door de natte omstandigheden zelden voorkomen. Aangenomen wordt, dat van grassen 80% van de bovengrondse biomassa door grazers geconsumeerd kan worden (maximale vraatpercentage Pijpestrootje en Bochtige smele). Voor heide is dit 40%. Daarboven treedt vitaliteitsvermindering op (Bruggink 1987). Van de geconsumeerde hoeveelheid stikstof zal ongeveer 50% uit de ureum vervluchtigen. Bij schaapskudden die 's nachts in een stal verblijven, is de afvoer groter doordat uitwerpselen in de stal achterblijven: 60% (Bruggink 1987). Voor de eenvoud zal worden aangenomen dat de schapen net als de runderen en konijnen 's nachts buiten blijven. De totale afvoer bedraagt dus voor een heideveld 20% van de bovengrondse productie en voor een grasland 40% van de bovengrondse productie.

### 5.3.3. Litterproductie en mineralisatie

Bij het opstellen van de N-balansen is er vanuit gegaan dat het systeem in evenwicht is en dat er dus geen toename van de levende bovengrondse biomassa is. De litterproductie is in dat geval gelijk aan het verschil tussen de productie en de afvoer.

Mineralisatie vindt vooral plaats uit organisch materiaal ouder dan 1 jaar. Vooral litter van heide is door het hoge ligninegehalte maar langzaam afbreekbaar. Hierdoor ontstaat een "reservoir" van organisch materiaal. In evenwichtssituaties is de hoeveelheid N die door mineralisatie jaarlijks vrij komt uit het dode organische materiaal gelijk aan de hoeveelheid die er jaarlijks aan wordt toegevoegd door litterval (en dus ook gelijk aan het verschil tussen de productie en de afvoer).

Bepalingen van de mineralisatie in evenwichtssituatie uit literatuur zijn gebruikt om de balans te ijken Omdat de N-mineralisatie lastig te meten is, lopen binnen eenzelfde vegetatietype de metingen van de N-mineralisatie nogal uiteen, zodat dit slechts een vrij grove ijking is. Bovendien ligt de berekende mineralisatie naar verwachting iets lager dan de werkelijke waarde doordat de mineralisatie van wortelmateriaal niet in de N-balans is opgenomen.

#### 5.3.4. $N_2$ -binding

Een goede methode voor het meten van  $N_2$ -binding in het veld is nog niet ontwikkeld. De meeste zijn nogal onnauwkeurig (Hauck en Weaver 1986). Een aantal methodes gaan uit van een schatting op grond van de N-balans. In dit geval wordt de  $N_2$ -binding gebruikt als sluitpost voor de balans. De op deze manier geschatte waarden voor  $N_2$ -binding lijken niet geschikt als invoerwaarde voor een nieuwe balans.

Meuleman e.a. (1987) schatten voor trilvenen een N-binding van 20 kg N/ha.jr. Dit lijkt aan de hoge kant. Koerselman e.a. (1989) bepaalden in een kwelveen een  $N_2$ -binding van 12,7 kg/ha.jr en in een wegzijgingsveen 2,1 kg/ha.jr. Waughman en Bellamy (geciteerd in Koerselman) vonden een  $N_2$ -binding van 21 kg/ha.jr in een rijk veen en 5,3 kg/ha.jr in een arm veen. De metingen in laagveen lopen dus nogal uiteen. Gegevens over de  $N_2$ -binding in duingraslanden en heide zijn niet beschikbaar.

Voor de uitwerking van de N-balans is voor het grootste deel gebruik gemaakt van schattingen voor de  $N_2$ -binding. In veengebieden met kwel zoals trilvenen en rijke venen (ruigten) is gewerkt met een schatting voor de  $N_2$ -binding van 12-20 kg/ha.jr. In arme venen 2-5 kg/ha.jr.

In duingraslanden komen relatief veel vlinderbloemigen voor. Er zal dus zeker sprake zijn van  $N_2$ -binding in deze vegetaties. De  $N_2$ -binding van vlinderbloemigen kan uiteenlopen van 49 kg/ha.jr tot 542 kg/ha.jr (Jørgensen e.a. 1991). Dit is waarschijnlijk gemeten in monocultures. Hoe hoog het percentage vlinderbloemigen in duingrasland is niet bekend. Er zal gerekend worden met een ruime schatting van de  $N_2$ -binding van 5-20 kg/ha.jr.

Over  $N_2$ -binding in heidesystemen is weinig bekend. Remacle (1977) schat de  $N_2$ -binding in een Beukebos door vrijlevende bacteriën in bodem, litter en op het blad op 10-15 kg/ha.jr en in een naaldbos waar bijna geen  $N_2$ -bindende bacteriën in de bodem voorkomen op  $\pm$  6 kg/ha.jr. Deze schattingen zijn waarschijnlijk wat hoog omdat de bodem, litter en bladmonsters onder zeer gunstige omstandigheden werden geïncubeerd. Veel auteurs stellen dat de  $N_2$ -binding in bossen waar geen symbiotische  $N_2$ -binding plaatsvindt verwaarloosbaar is (Van Breemen en Verstraten 1991, De Vries 1991b). Voor bos met open plekken is daarom een  $N_2$ -binding van 0-10 kg/ha.jr geschat. Heide is een voedselarmer en zuurder systeem, daarom zal de binding hier wat lager liggen:  $\pm$  0-5 kg/ha.jr.

Het is goed mogelijk dat de  $N_2$ -binding afhankelijk is van de beschikbare hoeveelheid N en afneemt bij een verhoging van deze beschikbare hoeveelheid door toenemende depositie. Volgens Morris (1991) wordt in laagveen de  $N_2$ -binding door bacteriën geremd door de aanwezigheid van  $NH_4^+$ . Naar deze relatie is nog weinig onderzoek gedaan, daarom is bij het doorrekenen van de N-kringlopen hiermee geen rekening gehouden.

#### 5.3.5. Denitrificatie

Metingen van denitrificatie en uitspoeling in natuurlijke ecosystemen zijn schaars. Meten van denitrificatie in het veld is niet eenvoudig (Hauck en Weaver 1986, Koerselman e.a. 1989). Denitrificatie is afhankelijk van de vochttoestand, nitraat-concentratie, organisch materiaal temperatuur en pH. Voor al deze factoren geldt, dat een verhoging leidt tot een snellere denitrificatie. In Breeuwsma e.a. (1991) worden denitrificatiepercentages van de jaarlijks

beschikbare hoeveelheid  $\text{NO}_3^-$ , in verschillende bodems gegeven. Deze lopen uiteen van 40% in een droge zandbodem tot 98% in een natte veenbodem.

Voor het berekenen van de denitrificatie met deze percentages moet de beschikbare hoeveelheid  $\text{NO}_3^-$  eerst berekend worden. De beschikbare hoeveelheid  $\text{NO}_3^-$  is afhankelijk van de verhouding tussen  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$  in de depositie en de mate waarin via mineralisatie vrijgekomen  $\text{NH}_4^+$  wordt omgezet in  $\text{NO}_3^-$  (nitrificatie).

De verhouding tussen  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$  in de totale depositie (= natte + droge) bedraagt Nederland  $\pm 2:1$  (Erisman en Heij 1991) zowel in het gemiddelde Nederlandse landschap als in bosgebieden.

De nitrificatie kan tussen en ook binnen de verschillende ecosystemen zeer uiteenlopen. In veenbodems zal de nitrificatie door gebrek aan zuurstof zeer gering zijn. Voor de balans is deze geschat op 0-2%. In droge heide gedomineerd door Struikheide wordt 3-23% van de beschikbare hoeveelheid  $\text{NH}_4^+$  in  $\text{NO}_3^-$  omgezet. Voor natte heide gedomineerd door Dopheide is dit 2-21% (De Boer 1989). De bovengrens 21% wordt hier echter aangegeven door een uitschieter. Als deze niet wordt meegenomen is de denitrificatiefraction in natte heide 2-13%. Berendse (ongepubliceerde gegevens) mat in heide gedomineerd door Struikheide en Dopheide een nitrificatiefraction die uiteen liep van 0.3 tot 3 %. Deze percentages lopen nogal uiteen. Voor droge heide zal daarom een nitrificatie-percentages van 0,5-20% en voor natte heide 0,5-13% worden aangehouden voor de berekeningen. Uit metingen van Lache (1976) blijkt in droge kalkarme duinen 15% en in droge kalkrijke duinen 50% van de  $\text{NH}_4^+$  in  $\text{NO}_3^-$  te worden omgezet.

Hieruit volgen de volgende schattingen voor de voor denitrificatie beschikbare hoeveelheid  $\text{NO}_3^-$  in de drie ecosysteemttypen:

- Veen: 33% van depositie + 0-2% van (67% van depositie + gehele mineralisatie)  
= Deel van de depositie dat als  $\text{NO}_3^-$  valt + het deel van de  $\text{NH}_4^+$  uit depositie en mineralisatie dat nitrificeert
- droge heide: 33% depositie + 0,5-20% van (67% depositie + gehele mineralisatie)
- natte heide: 33% depositie + 0,5-13% van (67% depositie + gehele mineralisatie)
- natte duinen: 33% depositie + 0,5-13% van (67% depositie + gehele mineralisatie)(als bij natte heide)
- droge duinen: 33% depositie + 15-50% van (67% depositie + gehele mineralisatie)

Deze beschikbare hoeveelheid  $\text{NO}_3^-$  wordt vermenigvuldigd met het denitrificatie-percentages van de betreffende bodem (Breeuwisma e.a. 1991), om een schatting van de denitrificatie te verkrijgen.

### 5.3.6. Uitspoeling

Uitspoeling van N vindt in heidesystemen niet plaats (Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer 1988, Van der Maas in Bobbink e.a. in prep.), door binding van N aan en in humus. Aangenomen wordt, dat ook de uitspoeling in veengebieden gering is, omdat veel organische stof aanwezig is, waar de stikstof zich aan kan binden. Bij het opstellen van de N-balansen in heide en veen wordt gerekend met een uitspoeling van 0%.

Uitspoeling komt wel voor in duingraslanden. In duinzand is weinig organisch materiaal

aanwezig, waar stikstof aan zou kunnen binden. Er zijn geen metingen aan de uitspoeling onder duinvegetaties gedaan. Uit een experiment van Van Dam (1990) in kalkgrasland blijkt, dat bij een extra N-toevoer van 37 kg ongeveer 5% van de toegevoegde nitraat en ammonium uitspoelt. Omdat het gehalte aan organische stof, silt en klei waaraan N gebonden zou kunnen worden, in de duinen geringer is dan in kalkgraslanden, is de uitspoeling hier waarschijnlijk veel groter. Uitspoeling vindt vooral plaats buiten het groeiseizoen, wanneer geen mineralisatie of  $N_2$ -binding plaatsvindt. Voor de N-balans wordt uitgegaan van een vrij ruwe schatting van het uitspoelingspercentage: 10-35% van de N-depositie.

#### 5.4. Uitwerking N-balans per vegetatie-beheerscombinatie

De N-balans is voor alle in hoofdstuk 2 genoemde terrestrische vegetatietypen uitgewerkt. In de bijlage wordt deze balans met de bijbehorende streefwaarden voor de totale- en natte depositie per vegetatietype beschreven. In tabel 5.1 is de streefwaarde voor de totale N-depositie voor deze vegetatie-beheerscombinaties bij evenwicht weergegeven. Voor de streefwaarden voor de natte depositie wordt verwezen naar de bijlage.

allereerst valt op dat de streefwaarden vrij hoog zijn in vergelijking met de depositie in de eerste helft van deze eeuw van 3-5 kg N/ha.jr. (Oldenkamp 1963, Minderman en Leeftang 1968) Hierbij moet bedacht worden, dat het voorgeschreven beheer bij de verschillende vegetatietypen vooral gericht is op het handhaven van de gewenste vegetaties bij de huidige depositie. Dit kan betekenen dat de vegetaties in de huidige situatie vaker worden gemaaid of intensiever worden begraaasd, waardoor de jaarlijkse afvoer groter (en de streefwaarde hoger) is.

Hieronder zal een korte vergelijking van de met de N-balans berekende streefwaarden (of kritische waarden) met door anderen gevonden kritische waarden en normen gemaakt worden.

Als de algemene norm van Morris (1991) van 20 kg N/ha.jr met de resultaten van de N-balans wordt vergeleken blijkt dat de streefwaarde voor veenheide hier ruim onder zit maar dat met het juiste beheer de andere laagveenvegetaties (uitgezonderd Berkenbroekbos) zich bij 20 kg waarschijnlijk goed zouden kunnen handhaven volgens het N-balansmodel. De door Bobbink e.a. (in prep.) voorgestelde kritische waarden, 10-20 kg N/ha.jr voor arme venen en 20-35 kg N/ha.jr voor mesotrofe venen, komen goed overeen met de streefwaarden voor veenheide en de overige venen (uitgezonderd broekbossen).

De streefwaarden van de verschillende duin-vegetatietypen vertonen zowel binnen als tussen de typen een grote onzekerheid. Bobbink e.a. (in prep.) schatten op grond van experimenten en een N-balans in kalkgraslanden dat de kritische waarde voor duingraslanden tussen de 14 en 25 kg N/ha.jr ligt. De berekende streefwaarden voor begraaide duingraslanden liggen ook in deze orde van grootte, maar door de grote spreiding in deze waarden is vergelijking eigenlijk niet goed mogelijk.

De streefwaarden voor de verschillende vegetaties in het ecosysteem heide vertonen minder spreiding dan die voor de duinvegetaties. Voor heide met een hoog percentage gras ligt de streefwaarde iets hoger dan voor een monocultuur van heide. De kritische waarde voor omslag van droge heide naar gras gebaseerd op een competitie-model ligt volgens Bobbink e.a.

Tabel 5.1. Streefwaarden (in kg N/ha.jr) voor de totale N-depositie van enkele vegetatietypen bij verschillend beheer.

-: Voor deze combinatie van vegetatietype en beheer is geen streefwaarde berekend. Zie voor een motivatie van gekozen combinaties van vegetatie en beheer hoofdstuk 2.

\*: De N-balans kon met de hier gebruikte methode niet goed weergegeven worden. De berekende streefwaarde was lager dan 0. Zie voor verdere uitleg tekst en bijlage 1.

natuurdoeltypen / vegetatietypen	Jaarlijks gemaaid	2 of 3 jaarlijks gemaaid		Begraasd	Geen beheer of begrazing	
		2 jaarlks.	3 jaarlks.			
Trilveen	16-29	4-17	-	-	-	
Riet-, zegge- en dotterbloem hooilanden	37-51	21-34	-	-	-	
Bloemrijke zegge- en rietruigten	56-70	36-50	13-27	-	-	
Veenheide	10-15	6-11	-	-	-	
Berkenbroekbos	-	-	-	-	*	
Duingrasland droog	kalkarm	0-23	-	-	0-9	*
	kalkrijk	0-31	-	-	0-13	*
Duingrasland nat	5-65	-	-	0-32	*	
Droge Heide 100% Struikheide	-	-	-	1-10	-	
Natte heide 100% Dopheide	-	-	-	4-18	-	
Droge Heide, 50 % Struikheide en 50% Pijpestrootje	-	-	-	10-20	-	
Bos met open plekken 15% Struikheide, 15% Pijpestrootje en 70% bos	-	-	-	0-9	-	

(1990) tussen de 15 en 20 kg N/ha.jr.. Door Berendse (1988) wordt een kritische waarde van 17-22 kg N/ha.jr. voor natte heide gebaseerd op een ander competitie-model. Deze waarden komen ongeveer overeen met de bovengrens van de range van de streefwaarden voor natte heide en vergraste heide. De streefwaarde voor droge Struikheide ligt iets lager, maar hierbij is geen rekening gehouden met het effect van plaggen. Voor bos met open plekken heide ligt de streefwaarde als gevolg van de geringe afvoer door beheer zeer laag. Bemestingsexperimenten uitgevoerd door Bobbink e.a. (in prep.) wijzen op een kritische waarde tussen de 15 en 20 kg N in naaldbos. Dit is twee keer zo hoog als de hier berekende streefwaarde.

Samenvattend laat de vergelijking met kritische waarden voor laagvenen, grasland en heide zien dat de kritische waarden voor laagvenen goed te vergelijken zijn met de streefwaarden. Kritische waarden voor heide liggen over het algemeen iets hoger dan de hier berekende streefwaarden.

De onzekerheid in de streefwaarden voor de N-depositie is in veel gevallen vrij groot. De uitkomsten van de methode via de N-balans zijn erg afhankelijk van de aannamen die zijn gedaan met name over de binding, maar ook over de denitrificatie en uitspoeling. Uitspoeling en denitrificatie worden in veel modellen als restpost gezien. Deze modellen zijn vaak opgesteld ten behoeve van de landbouw en hebben betrekking op hoogproductieve systemen. In laagproductieve systemen zonder afvoer kan de grootte van deze posten zeer bepalend zijn. De  $N_2$ -binding komt in de meeste modellen niet voor, zodat hierover niet veel informatie is gevonden. Veel auteurs argumenteren dat deze verwaarloosbaar is in vergelijking met de totale hoeveelheid N in het systeem. In een laagproductief systeem kan een extra jaarlijkse N-toevoer van een paar kilogram echter al een groot effect op de jaarlijkse N-huishouding hebben. Door een grote mate van onzekerheid in deze drie factoren en de soms vrij ruwe schattingen is de onzekerheidsmarge van de berekende streefwaarde voor verschillende vegetaties zoals bijvoorbeeld het natte duingrasland erg groot.

Waarschijnlijk is lang niet alle literatuur over de verschillende processen binnen de stikstofbalans aanbeoordeld, maar op grond van de hier verzamelde gegevens lijkt het onwaarschijnlijk dat gegevens over denitrificatie, uitspoeling en  $N_2$ -binding in alle vegetatietypen voorhanden zijn. Als men via de N-balans streefwaarden met een kleinere onzekerheidsmarge wil berekenen, zullen aanvullende metingen in veldsituaties van deze processen moeten worden gedaan. Helaas zijn veel methodes voor het bepalen van de verschillende vormen van N alleen in het laboratorium uitvoerbaar en niet zonder meer extrapoleerbaar naar veldsituaties (Vonk 1987, Koerselman e.a. 1989, Hauck en Weaver 1986). Dit wordt onder andere veroorzaakt doordat N in zoveel vormen kan voorkomen en makkelijk (tijdens de periode waarover wordt gemeten) van de ene in de andere vorm kan overgaan.

Ondanks de grote onzekerheden is het verschil in de streefwaarden bij verschillende beheersituaties duidelijk waarneembaar. Vegetaties met een jaarlijks maaibeheer kunnen bij een gelijk produktieniveau een veel hogere N-depositie hebben, dan vegetaties waar minder frequent gemaaid of begraaasd wordt. Rosén e.a.(1992), die kritische waarden voor N-toevoer voor noordelijke bossen berekenden met een simpel N-balans model, vonden ook een belangrijke invloed van de grootte van de afvoer van N door oogst.

Een goed voorbeeld hiervan zijn de streefwaarden voor de vegetaties in laagveenmoerassen. Deze zijn zeer afhankelijk van het beheer. Ze liggen redelijk bij elkaar in de buurt als wordt aangenomen dat trivenen jaarlijks, dotterbloemhooilanden tweemaal en ruigten driejaarlijks gemaaid worden (13-34 kg N/ha.jr). Alleen de streefwaarde voor veenheide valt bij jaarlijks maaien nog veel lager uit. Als voor alle typen een jaarlijks maaibeheer wordt aangenomen liggen de waarden voor de N-toevoer vrij ver uit elkaar.

Voor situaties waarin geen afvoer door beheer plaatsvindt, is het hier ontwikkelde balansmodel bij de huidige aannames niet goed bruikbaar. Dit wordt geïllustreerd door enkele vegetatietypen zonder beheer (zoals het Berkenbroekbos), waarvoor de streefwaarde voor de N-toevoer op 0 kg of lager uitkomt. Aangezien deze vegetaties wel kunnen voorkomen, voldoen de voor het model aangenomen relaties met betrekking tot uitspoeling, denitrificatie of  $N_2$ -binding hier

waarschijnlijk niet. Zoals hiervoor al vermeld zijn deze relaties voor een deel geschat wegens gebrek aan gegevens. Aangenomen is bovendien dat de uitspoeling een percentage is van de depositie en denitrificatie van de depositie en mineralisatie. Het is echter zeer aannemelijk dat dit geen simpele lineaire verbanden zijn en dat bijvoorbeeld het uitspoelingspercentage toeneemt bij hogere depositie. Verkeerde schattingen voor deze twee factoren kunnen grote invloed hebben op de modeluitkomst. Vooral in onbeheerde gebieden spelen denitrificatie en uitspoeling een belangrijke rol. Dit zijn in een onbeheerde situatie de enige stikstof uitvoerende stromen. In een onbeheerde situatie moet het systeem zichzelf in evenwicht houden. Een lage afvoer moet dus gecompenseerd worden door een lage toevoer. Een extra toevoer van enkele kilogrammen stikstof via  $N_2$ -binding kan in zo'n geval een grote invloed hebben. Ook Rosén e.a. (1992) concluderen dat het afleiden van een kritische waarde met behulp van een simpele N-balans alleen voor situaties met een regelmatige afvoer mogelijk is.

Bij het model moeten de volgende twee kanttekeningen gemaakt worden:

- Bij de berekening van de denitrificatie is aangenomen dat de  $NO_3^-$  uit depositie geheel beschikbaar is voor denitrificatie en alle  $NH_4^+$  uit depositie en mineralisatie geheel beschikbaar voor nitrificatie en vervolgens denitrificatie. Er is geen rekening gehouden met de competitie tussen planten en microorganismen om de beschikbare hoeveelheid  $NO_3^-$  en  $NH_4^+$ . Zo zijn een aantal planten bijvoorbeeld in staat om  $NH_4^+$  op te nemen, zodat dit niet de kans krijgt om te nitrificeren. Bij een verdere uitwerking van het model zal met deze competitie zeker rekening mee gehouden moeten worden. Volgens Morris (1991) werd 75-94% van de in een experiment toegevoegde  $NH_4^+$  teruggevonden in de bovengrondse en ondergrondse biomassa en in de bodem. Er is dus maar een klein deel gedennitrificeerd. De N die via  $N_2$ -binding het systeem binnen komt werd verondersteld direct door de planten opgenomen te worden. In het geval van symbiotische  $N_2$ -binding zal dit ook het geval zijn. Bij  $N_2$ -binding door vrijlevende organismen kan echter sprake zijn van denitrificatie en uitspoeling van een deel van de gebonden N.
- Voor het opstellen van de N-balansen is de aanname gedaan dat de systemen in evenwicht verkeerden. Dit is waarschijnlijk niet in alle bekeken vegetatietypen het geval. Het vegetatietype heide is een voorbeeld van een systeem dat niet in evenwicht is. Heide is een vegetatietype dat ontstaan is door geregeld plaggen. Als heide niet regelmatig geplagd werd zou het via natuurlijke successie eerst vergrassen en ten slotte overgaan in bos. Heide maakt het milieu voor zichzelf ongeschikt door een enorme humusaccumulatie. Deze dikke humuslaag zorgt na een aantal jaar voor een hoge mineralisatie en dus een hoge nutriëntenbeschikbaarheid, waardoor vergrassing optreedt. Dit proces wordt op het ogenblik versneld door de hoge N-depositie.

In de duinen echter is heide zonder tussenkomst van de mens ontstaan. De heide kan zich hier dus bij een voldoende lage depositie wel handhaven. Het is dus mogelijk dat ook de binnenlandse duinen bij het juiste beheer en een lage depositie een soort evenwicht bereiken. Zeker in een structuurrijke heide waarin ook plaats is voor een percentage gras en bomen kan door begrazing een dergelijk evenwicht ontstaan, waardoor slechts incidenteel plaggen nodig zal zijn (Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer 1988). Laagveen en duinvegetaties maken ook deel uit van een successiereeks. In deze vegetaties is in ongestoorde omstandigheden echter geen sprake van een drastische verhoging van de mineralisatie ten gevolge van een grote hoeveelheid opgeslagen humus na een aantal jaar zoals bij heide. In deze systemen wordt de evenwichtstoestand waarschijnlijk dichter benaderd.

Het gevolg van het ten onrechte aannemen van een evenwichtssituatie zal vooral een verkeerd ingeschatte mineralisatiesnelheid zijn. Indien een systeem niet in evenwicht verkeert kan deze lager (humus accumulatie, veenvorming) of hoger (het mineraliseren van organisch materiaal dat in voorgaande jaren is opgeslagen) zijn dan de literatuur, zoals in dit model wordt aangenomen. Aangezien metingen van de mineralisatie binnen een zelfde ecosysteem ver uiteen liggende waarden opleveren (zie ook § 5.3.3 en bijlage) is het niet mogelijk om met gemeten, in plaats van op grond van het evenwichtsprincipe berekende waarden voor de mineralisatie te werken.

### 5.5. Conclusie en discussie

In paragraaf 1.2 van de inleiding worden twee gebruiksmogelijkheden van normen genoemd. De twee typen normen die daaruit voortvloeien zijn:

- 1 Normen als eisen aan de nutriëntenbelasting, die het voorkomen van bepaalde vegetatietypen bij een bepaald beheer kunnen garanderen.
- 2 Richtwaarden voor het bepalen van de mogelijkheden voor ontwikkeling of behoud van vegetatietype-beheerscombinaties bij een gegeven nutriëntenbelasting.

ad 1.

- Verschillen tussen ecosystemen (denitrificatie, uitspoeling etc.) worden door middel van de N-balans duidelijk weergegeven. Ook verschillen tussen beheerstypen worden via de N-stroom "afvoer" op een overzichtelijke manier in de balans opgenomen waardoor het effect van beheersmaatregelen op de streefwaarden duidelijk is. Het uitwerken van de N-balans voor een vegetatietype verschaft een goed inzicht in de kringloop van stikstof in dit vegetatietype.
- De onzekerheid of N wel of niet een beperkende factor is levert geen problemen op bij het gebruik van de streefwaarde als milieu-eis.
- Bij het uitwerken van de balansen werden enkele kennislacunes zeer duidelijk. Op enkele gebieden is empirisch onderzoek zeer gewenst. Dit betreft met name denitrificatie, uitspoeling en  $N_2$ -binding in natuurlijke systemen. Vooral in duingebieden zijn weinig metingen aan deze processen gedaan. Dit probleem zal zich ongetwijfeld ook bij enkele van de niet in dit onderzoek betrokken ecosystemen voordoen. Door het gebrek aan gegevens is de onzekerheid in de streefwaarden voor de hier onderzochte vegetatietypen zeer groot. Normstelling op niveau van het vegetatietype zal door gebrek aan gegevens in veel ecosystemen niet (of slechts met zeer grote onzekerheid) mogelijk zijn.
- Hoewel dit wel wordt aangenomen verkeren veel systemen niet in evenwicht. Hierdoor zal de mineralisatie in sommige systemen te hoog en in sommige te laag geschat kunnen worden.
- Voor vegetatietypen zonder afvoer door beheer kan met dit model de streefwaarde niet berekend worden. Dit wordt veroorzaakt door een gebrek aan kennis van relaties tussen denitrificatie, uitspoeling en  $N_2$ -binding aan de éne en depositie en beschikbare hoeveelheid  $NO_3^-$  aan de andere kant.
- Competitie tussen plant en micro-organisme is in het model nog niet opgenomen.
- In het model kan geen rekening gehouden worden met andere effecten van N-depositie dan eutrofiëring in strikte zin (verschuiving van de vegetatie naar meer hoogproductieve soorten als gevolg van een hoge nutriëntenbeschikbaarheid). Voorbeelden van deze effecten zijn de grotere kans op een heidekeverplaag bij een grote nutriëntenbeschikbaarheid, waardoor vergrassing kan optreden en verschuiving van  $NO_3^-$ -planten naar soorten die  $NH_4^+$  kunnen

opnemen.

Hieruit kan geconcludeerd worden dat de balansmethode in principe bruikbaar is om de maximale N-belasting te bepalen ook in onbeheerde situaties, mits betere schattingen voor de  $N_2$ -binding, uitspoeling en denitrificatie verkregen worden en rekening gehouden wordt met de hierboven genoemde kanttekeningen en onzekerheden. De balansen geven een goed inzicht in verschillen tussen ecosystemen en beheerstypen. Wel zullen enkele kennislacunes moeten worden opgelost, voor op het gedetailleerde niveau van vegetaties streefwaarden kunnen worden vastgesteld.

ad 2.

- Voor het bepalen van de mogelijkheden voor ontwikkeling of behoud van vegetatietypen bij een bepaalde depositie moeten de grenswaarden waarbinnen de vegetaties kunnen voorkomen bepaald worden. Op grond van streefwaarden wordt een te pessimistisch beeld over de mogelijkheden voor het voorkomen van een vegetatie bij een bepaalde depositie gegeven. Een vegetatietype kan goed voorkomen bij een depositie hoger dan de streefwaarde.
- Uit proeven van Bokdam en Gleichman (1989) blijkt dat de invloed van begrazing verder gaat dan alleen nutriënten afvoer (selectief of niet), waardoor heide voor kan komen bij een hogere depositie dan verwacht. Vooral runderbegrazing heeft een positief effect op struikheide. Door tred ontstaan open plekken in de strooisellaag waarin struikheide kan kiemen. Heidekiemplantjes zijn in tegenstelling tot jong gras te klein om door runderen afgevreten te worden. Door tred wordt struikheide gestimuleerd tot het vormen van een meer liggende, kruipende groeivorm en zelfs "afleggers" die voor verjonging van de heide zorgen. Deze processen kunnen het concurrentie voordeel van gras ten opzichte van heide bij hoge deposities (gedeeltelijk) te niet doen. Op deze manier is het mogelijk door intensief beheer een doeltypen te handhaven bij hogere N-deposities dan verwacht op grond van de N-balans.
- Het is in veel vegetaties onzeker of N de beperkende factor is. In sommige vegetaties is dit niet het geval. Dit betekent dat de milieu-eisen zo worden gesteld dat, mócht N beperkend zijn, de N-depositie zodanig is dat de vegetatietypen gerealiseerd kunnen worden. Als gevolg hiervan zullen bij gebruik van deze normen voor het bepalen van de mogelijkheden om vegetatietypen te realiseren deze mogelijkheden worden onderschat, omdat geen rekening wordt gehouden met situaties waarin N niet beperkend is en de extra toevoer van N geen of nauwelijks een eutrofiërend effect heeft.

Uit het hiervoorzeggende kan worden geconcludeerd dat normen of grenswaarden voor het bepalen van de mogelijkheden voor ontwikkeling of behoud van vegetatietype-beheerscombinaties bij een gegeven nutriëntenbelasting niet goed op de hier gepresenteerde balansmethode gebaseerd kunnen worden.

## H6. ALGEMENE CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

### 6.1. Conclusies ten aanzien van normstelling

#### N en P via oppervlaktewater

- De normen voor N en P in oppervlaktewater voor aquatische en terrestrische vegetaties zijn goed bruikbaar als milieu-eis gesteld vanuit de vegetatietypen. Indien de concentraties onder deze normen blijven kunnen alle mesotrofe en eutrofe vegetaties in principe voorkomen. De normen gelden ten gevolge van de hoge doorstromingsnelheden niet in infiltratieplassen.
- De voor de P-toevoer via het oppervlaktewater berekende norm is goed bruikbaar voor de bepaling van de mogelijkheden voor ontwikkeling of behoud van aquatische vegetaties bij een gegeven belasting. Voor aquatische systemen is een directe relatie tussen soortensamenstelling en concentratie P in het oppervlaktewater te leggen, waardoor de soortensamenstelling (en mogelijke vegetatie) bij een gegeven concentratie goed te voorspellen valt. Tussen de concentratie N in het water en de soortensamenstelling is de relatie minder duidelijk. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat N in de meeste wateren niet de beperkende factor is. Voor terrestrische systemen geven de normen voor N en P via het oppervlaktewater een onderschatting van de mogelijkheden voor natuurbehoud of ontwikkeling, omdat deze systemen slechts in geringe mate in contact staan met het oppervlaktewater en geen rekening gehouden wordt met processen als adsorptie en opname van N en P tijdens passage door de bodem.

#### N via depositie

- De hier ontwikkelde methode is in principe bruikbaar om een streefwaarde voor de N-belasting voor systemen waarin afvoer plaatsvindt te bepalen, mits rekening gehouden wordt met de hiervoor genoemde kanttekeningen en de grote onzekerheden in de N-stromen. De balansen geven een goed inzicht in verschillen tussen ecosystemen en beheers-typen. Wel zullen enkele kennislacunes moeten worden opgelost, voor op het gedetailleerde niveau van vegetaties streefwaarden kunnen worden vastgesteld. Voor onbeheerde situaties is de methode niet betrouwbaar.
- Voor de bepaling van de mogelijkheden voor ontwikkeling of behoud van vegetaties bij een gegeven belasting is de balansmethode niet zo geschikt. Het is niet zeker of N de beperkende factor is en andere invloeden zoals begrazing of heidekeverplagen kunnen een grote rol kunnen spelen, waardoor vegetaties kunnen worden gehandhaafd bij een veel hogere depositie dan op grond van de N-balans verwacht, of al verdwenen zijn bij een veel lagere waarde dan op grond van deze balans voorspeld.

### 6.2. Aanbevelingen

#### 6.2.1. Milieuhygiënische normstelling

Voor de aanvoer van N en P via oppervlaktewater is niet voor elk vegetatietype een aparte norm ontwikkeld, uiteindelijk is hier gekozen voor één algemene norm van 0,1 mg P/l en 1

mg N/l. Voor de aanvoer van N via depositie is wel per vegetatietype een N-balans uitgewerkt en een streefwaarde bepaald. Afgezien van het feit dat goede gegevens hiervoor ontbreken, is het de vraag of het wenselijk is op dit detail-niveau te werken. Bij het uitwerken van de N-balansen bleek met name in laagveenmoerassen dat veel vegetaties in productie en aanvoerroutes voor nutriënten veel op elkaar leken. In deze gevallen is maar één van de typen behandeld. Bovendien zijn de aannames over de denitrificatie, uitspoeling en fixatie vaak niet alleen binnen, maar ook tussen de verschillende groepen hetzelfde. Uit het literatuuroverzicht en een deel van de N-balansen blijkt dat voor vegetaties van een vergelijkbare voedselrijkdom en met ongeveer vergelijkbare abiotische omstandigheden, de normen in dezelfde orde van grootte liggen. In plaats van de normen per natuurdoeltype af te leiden uit de normen van de erin voorkomende vegetaties, is het misschien beter uit te gaan van een meer algemene indeling in ecosystemen op basis van factoren die van belang zijn voor de reactie op toevoer van nutriënten.

Voor normstelling aan de nutriëntentoevoer zouden voorlopig alleen de factoren voedselrijkdom (voedselarm, matig voedselrijk, voedselrijk), beheer (veel afvoer = jaarlijks maaien, matige afvoer = begrazing of eens per 3 jaar maaien, geen afvoer), vochttoestand (nat, vochtig, droog) en misschien zuurgraad (zuur, basisch en zwak zuur) en vegetatiestructuur (kruidachtig, bos) in beschouwing genomen hoeven worden. Het belang van de voedselrijkdom en beheer is al uitvoerig aan de orde geweest. De vochttoestand speelt een belangrijke rol bij de mineralisatie-, nitrificatie- en denitrificatieprocessen. Ook de zuurgraad kan vooral voor de hiervoor genoemde microbiële processen (met uitzondering van denitrificatie) van belang zijn. De vegetatiestructuur is alleen van belang als omrekening van totale- naar natte depositie noodzakelijk is. De vegetatiestructuur is van invloed op de grootte van de invang van droge depositie en dus de verhouding tussen natte en droge depositie. Dit resulteert in een beperkt aantal combinaties waarvoor aparte normen kunnen worden opgesteld.

Als basis voor zo'n indeling kan bijvoorbeeld worden uitgegaan van het ecotopensysteem (Stevens e.a. 1882), omdat dit systeem uitgaat van een indeling op grond van vegetatiestructuur en standplaatsfactoren. Deze standplaatsfactoren zijn: saliniteit, vochttoestand, voedselrijkdom, zuurgraad en dynamiek. Ecotooptypen die qua vegetatiestructuur, vochttoestand, voedselrijkdom en mogelijk ook zuurgraad overeen komen zouden voor de indeling samengenomen kunnen worden.

De vraag is nu, op welke wijze normen voor deze globale eenheden bepaald kunnen worden. Aanbevolen wordt om niet van één benadering, maar van meerdere benaderingen uit te gaan, zodat alle beschikbare kennis op dit gebied wordt benut. Enkele methoden die een bijdrage zouden kunnen leveren aan het opzetten van een algemene globale normstelling zijn:

- Balansen voor de voedingsstoffen kringloop binnen ecosystemen.
- Een vergelijking tussen de N-depositie nu en in referentiesituaties.
- Relaties tussen toevoer van voedingsstoffen en vegetatie ontwikkeling, gebaseerd op empirisch onderzoek.
- Oordeel van deskundigen.

#### **Balansen voor de voedingsstoffen kringloop**

De balansmethode zoals in hoofdstuk vijf uitgewerkt, biedt goede mogelijkheden voor gebruik bij een normstelling voor globalere eenheden als de relaties tussen de nutriënten-stromen gefundeerd zijn op betere aannamen en gegevens. In tabel 6.1 zijn de streefwaarden voor de N-depositie uit tabel 5.1 samengevoegd tot streefwaarden voor globale eenheden. De

vegetaties zijn in voedselrijkdomklassen samengevoegd op basis van Runhaar (1989) waaruit de meeste productiecijfers afkomstig zijn. De tabel geeft alleen een indicatie van de orde van grootte van de streefwaarden per eenheid. Voor een juiste berekening van de streefwaarde per eenheid kan niet worden volstaan met de hier samengenomen streefwaarden voor een aantal in die eenheid thuishorende vegetaties omdat deze geen representatief beeld vormen van de globale eenheden. Voor elke globale eenheid moet de balans doorgerekend worden met de bij die eenheid behorende aannamen over de grootte van en de relaties tussen de verschillende N-stromen.

Tot nu toe is de methode beperkt tot stikstof, maar uitwerking van de balansmethode voor andere nutriënten (P en K) kan het inzicht in eutrofiëringseffecten vergroten en normstelling op dit gebied onderbouwen.

#### N-depositie in een referentiesituatie

Een andere methode om tot streefwaarden voor de N-depositie te komen, is uitgaan van de N-depositie in een ongestoorde referentiesituatie. Deze referentiesituatie zou bijvoorbeeld de eerste helft van deze eeuw kunnen zijn. Uitgangspunt bij deze benadering is de aanname dat systemen toen duurzaam in evenwicht waren. Elke extra toevoer betekent een verstoring van dit evenwicht en dit zal op een of andere manier doorwerken (uitspoeling, verzuring etc.). Dit geldt echter alleen voor ecosystemen waar aan het begin van deze eeuw N-depositie naast N<sub>2</sub>-binding de belangrijkste externe bron van N was. Voor bemeste systemen geldt dit niet.

De N-depositie aan het begin van deze eeuw bedroeg 3-5 kg N/ha.jr (Minderman en Leeftang, 1968, Oldenkamp 1963). Op grond van deze "natuurlijke" depositie zou voor systemen waarvan het beheer (vooral de afvoer) gelijk is aan het beheer in de referentiesituatie gestreefd moeten worden naar een belasting van minder dan 10 kg N/ha.jr. Voor systemen waarbij vroeger geen of weinig afvoer plaatsvond maar die nu gemaaid of begraaasd worden om de effecten van de verhoogde N-depositie te verminderen zouden de normen ruimer genomen kunnen worden. Voor deze ecosystemen kan een streefwaarde worden berekend door de depositie van 3-5 kg N/ha.jr te verhogen met de hoeveelheid N, die door middel van beheer jaarlijks afgevoerd wordt. Hierbij moet de kanttkening gemaakt worden dat dit beheer, oorspronkelijk alleen ingezet voor de bestrijding van de effecten van N-depositie, bij deze norm noodzakelijk blijft. Dit intensieve beheer zal van invloed zijn op de samenstelling van de vegetatie. Indien gestreefd wordt naar een meer natuurlijke situatie waarin dit beheer overbodig is, zal ook voor deze systemen een belasting van minder dan 10 kg N/ha.jr moeten gelden.

In tabel 6.1 zijn de streefwaarden voor de N-depositie berekend via de referentie-methode naast de samengevoegde streefwaarden berekend via de balans-methode weergegeven. De hoeveelheid N die door beheer (begrazing, maaien) wordt afgevoerd, is gebaseerd op de gemiddelde bovengrondse productie van voedselarme en matig voedselrijke systemen uit Runhaar (1989): Voedselarm 1-3 ton, matig voedselrijk 3-6 ton. Dit is vermenigvuldigd met een percentage van 1,2 % N (percentage in kalkgraslanden in augustus, Bobbink 1989, laagste % gebruikt voor de N-kringlopen in H5). Aangenomen wordt dat bij maaien 80% van de bovengrondse biomassa verwijderd wordt en bij begrazing 40% (zie H5). De eenheden waarvoor normen ontwikkeld worden, kunnen alleen naar voedselrijkdom (en beheer) worden gedifferentieerd. Er kan bij gebruik van deze methode geen onderscheid worden gemaakt naar vochtigheid of zuurgraad.

Tabel 6.1. Streefwaarden voor de N-depositie berekend volgens twee methoden.

kolom 1: Balansmethode, samenvoeging van de in hoofdstuk 5 berekende streefwaarden in voedselrijkdomklassen.

kolom 2: Referentie-methode, streefwaarde voor beheerde situaties, in de referentiesituaties onbeheerd.

Voor verdere uitleg zie tekst.

	streefwaarde N-balans.	streefwaarde ref.-methode
voedselarm jaarlijks gemaaid	0-65	13-24
voedselarm begrast of een maal per 3 jaar gemaaid	0-32	8-19
matig voedselrijk jaarlijks gemaaid	37-70	32-63
matig voedselrijk begrast of een maal per 3 jaar gemaaid	13-27	17-34
voedselarm onbeheerd	-	< 10
matig voedselrijk onbeheerd	-	< 10

Opvallend is dat de volgens de balansmethode berekende streefwaarden aardig overeenkomen met de streefwaarden berekend volgens de referentie-methode. De marges voor de via de balans berekende streefwaarden zijn in sommige gevallen wel veel groter. Dit wordt deels waarschijnlijk veroorzaakt doordat deze waarden niet direct voor de globale eenheden zijn berekend maar een samenvoeging van streefwaarden per vegetatietype zijn. Een duidelijk voordeel van de referentie-methode is dat ook over onbeheerde systemen uitspraken gedaan kunnen worden.

#### Empirisch onderzoek naar effecten van N-depositie

Op grond van empirisch dosis-effect onderzoek, zouden bovengrenzen voor de acceptabele N-toevoer gesteld kunnen worden. Deze methode is goed bruikbaar voor normstelling voor globale ecosysteemeenheden, als bij de opzet van de bemestingsproeven voor de ecosysteemeenheden representatieve vegetaties worden gekozen.

Veel onderzoeken naar de effecten van N-depositie zijn tot nu toe gericht geweest op het aantonen van effecten van N-depositie. Hierdoor wordt vaak met grote hoeveelheden N gewerkt (Berendse en Aerts 1984: 150 en 200 kg N/ha, Willems 1980: 170 en 115 kg N/ha). In sommige gevallen is wel naar het effect van een lagere dosis N gekeken, maar in de meeste gevallen gaat het ook hier om één vaste gift en niet een range van oplopende doses, boven-

dien zijn het vaak additionele giften, waar de in tijd en plaats variabele achtergrond depositie nog bij moet worden opgeteld. Hierdoor wordt de totale N-toevoer vaak nog vrij hoog en zijn de resultaten onderling slecht vergelijkbaar (Van Dam 1990: 47 kg, Willis 1963: 40 kg). Bovendien zijn effecten van éénmalige (of twee- en driemaalige) giften moeilijk te vergelijken met de effecten van depositie die een periode van vele jaren bestrijkt.

Er zijn weinig onderzoeken gedaan op het gebied van dosis-effect relaties tussen N-toevoer en eutrofiëringseffecten bij lagere doses, die net wel of net geen eutrofiëringseffect veroorzaken. Onderzoek in deze richting (bijvoorbeeld met behulp van mini-ecosystemen) is zeer gewenst als het gaat om het stellen van grenzen aan de depositie. Via empirisch dosis-effect onderzoek zouden normen verkregen worden, die minder afhankelijk zijn van aannamen en schattingen dan de huidige normen en kritische waarden.

#### Deskundigen-oordeel

Een laatste kennisbron die zeker zal moeten worden aangeboord is de inhoudelijke kennis van deskundigen op het gebied van bemestings en verzuringsonderzoek. Het is aan te raden deze deskundigen over o.a. de te gebruiken methoden voor globale normstelling, de orde van grootte waarin de normen zouden moeten liggen etc. te raadplegen. Dit kan door middel van interviews of in de vorm van een workshop.

### **6.2.2. Conclusie milieuhygiënische normstelling**

De methode voor normstelling aan de depositie van stikstof via N-balansen zal door onderzoek naar de genoemde relaties zeker verbeterd kunnen worden. Door het uitwerken van deze methode zal meer inzicht in de nutriëntenkringloop worden verkregen, waardoor hypothesen betreffende de relatie tussen N-depositie en effecten kunnen worden ontwikkeld. Voor een goed onderbouwde normstelling zal empirisch onderzoek aan dosis-effect relaties echter onmisbaar zijn, om de hypothesen en uitkomsten van het model te toetsen.

Op het ogenblik zijn de uitkomsten uit het model echter nog zeer onnauwkeurig en gegevens uit empirisch onderzoek om het model te onderbouwen en te toetsen zijn in veel ecosystemen nog schaars. De streefwaarden berekend met de referentie-methode vertonen een kleinere onzekerheid. Met behulp van deze methode kunnen de eenheden echter niet naar andere factoren dan voedselrijkdom en beheer worden gedifferentieerd. Een combinatie van deze twee methoden beoordeeld door een aantal deskundigen en waar mogelijk getoetst aan gegevens uit empirisch onderzoek is op het ogenblik de beste benadering voor het opzetten van een globale normstelling voor de depositie van stikstof.

Er wordt gepleit voor meer empirisch onderzoek om normstelling in de toekomst beter te funderen en eventueel te detailleren (onderscheid naar vochttoestand, vegetatietype) en om de theorievorming hierover te ondersteunen.

Het uitwerken van de N-balans voor andere nutriënten dan stikstof (P en K) kan het inzicht in eutrofiëringseffecten vergroten en normstelling op dit gebied onderbouwen.

### 6.2.3. Normstelling voor schatten van mogelijkheden voor vegetatietypen

Verdere modelvorming voor onderbouwing van de normstelling met als doel het schatten van mogelijkheden voor ontwikkeling en behoud van vegetatietypen, lijkt in deze richting niet mogelijk. Ten eerste zullen de kennislacunes eerst moeten worden opgevuld. Ten tweede lijkt de balansmethode te beperkt voor dit type van normstelling. De mogelijkheden voor een bepaald vegetatietype bij een bepaalde depositie kunnen niet op grond van alleen een N-balans worden geschat. Factoren als vochtvoorziening, begrazing etc. bepalen mede de mogelijkheden voor een vegetatie. Bovendien heeft voor deze toepassing een norm berekend via de N-balans alleen belang indien N de beperkende factor is.

De balansbenadering vormt wel een goed middel om inzicht te krijgen in de voedingsstoffen kringloop. Voor hypothesevorming betreffende andere voedingsstoffen dan N kan het uitwerken van een balans voor deze stoffen zeer verhelderend zijn.

## LITERATUURLIJST

- Aerts, R (1989). Aboveground biomass and nutrient dynamics of *Caluna vulgaris* and *Molinia caerulea* in a dry heathland. *Oikos*: 31-38.
- Aerts, R. & F. Berendse (1988). The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. *Vegetatio* 76:63-69.
- Aerts, R., F. Berendse, H. de Caluwe & M. Schmitz (1990). Competition in heathland along an experimental gradient of nutrient availability. *Oikos* 57: 310-318.
- Aerts, R. & H. de Caluwe (1989). Aboveground productivity and nutrient turnover of *Molinia caerulea* along an experimental gradient of nutrient availability. *Oikos* 54:320-324.
- Barclay-Estrup, P. (1970). The description and interpretation of cyclical processes in a heath community. II Changes in biomass and shoot production during the *Calluna* cycle. *J. Ecol* 58:243-249.
- Berdowski, J.J.M. (1997). The catastrophic death of *Calluna vulgaris* in Dutch heathlands. Diss, Utrecht.
- Berendse, F. (1988). Een simulatiemodel als hulpmiddel bij het beheer van vochtige heidevelden. CABO, Wageningen.
- Berendse, F. & R. Aerts (1984). Competition between *Erica tetralix* L. and *Molinia caerulea* (L.) Moench as affected by the availability of nutrients. *Acta Oecol./Oecol. Plant.*, 5: 3-14.
- Berendse, F., B. Beltman, R. Bobbink, R. Kwantz & M. Schmitz (1987). Primary production and nutrient availability in wet heathland systems. *Acta. Oecol./Oecol. Plant.*, 8: 265-276.
- Bobbink, R. (1989). *Brachypodium pinnatum* and the species diversity in chalk grassland. thesis, Utrecht.
- Bobbink, R., D. Boxman, E. Fremstad, G.W. Heil, A.L.F.M. Houdijk & J.G.M. Roelofs (in prep.) Nitrogen eutrophication and critical load for nitrogen based upon changes in flora and fauna in (semi-)natural terrestrial ecosystems. Background document 2. In: Critical loads for Nitrogen, Report from a workshop held at L  heberg, Sweden 6-10 april 1992.
- Bobbink, R., G.W. Heil & M.B.A.G. Raessen (1990). Atmospheric deposition and canopy exchange in heathland ecosystems. University of Utrecht.
- Boer, W. de (1989). Nitrification in Dutch heathland soils. Thesis, Wageningen.
- Bokdam, J. & J.M. Gleichman (1989). De invloed van runderbegrazing op de ontwikkeling van Struikheide en Bochtige smele. *De Levende Natuur* 1: 6-14.
- Breeuwsma, A., J.P. Chardon, J.F. Kragt & W. de Vries (1991). Pedotransfer functions for denitrification. Uit Nitrate in Soils. Soil Groundwater Research Report 2. Luxembourg, CEC.
- Bruggink, M. (1987). Beheersadvies voor beheerders van heideterreinen in Nederland. Stichting Milieubeleid en Ecologie, Nijmegen/Vakgroep Botanische Ecologie, Utrecht.
- Brunsting, A.M.H. & G.W. Heil (1985). The role of nutrients in the interaction between a herbivorous beetle and some competing plant species in heathlands. *Oikos* 44: 23-26.
- Breemen, N. van & J.M. Verstraten (1991). Soil acidification/N-cycling. In: Heij, G.J. & T. Schneider (eds.). Acidification research in the Netherlands. Elsevier Amsterdam.
- Brock, T. C. M., M.A.A. de la Haye & W. Tenner (1988). History, population structure and phytomass production of *Betula pubescens* in a wetland forest.

- Chapman, S.B. (1967). Nutriënt budgets for a dry heath ecosystem in the south of England. *J. Ecol.*, 55: 677-689.
- Dam, D. van (1990). Atmospheric deposition and nutriënt cycling in chalk grassland. Thesis, Utrecht.
- Dijk, H.W.J van, Invloeden van oppervlakte-infiltratie ten behoeve van duinwaterwinning op kruidachtige oevervegetaties. Diss, Wageningen.
- Dueck, T.A., W.H.O. Ernst, J. Faber & F. Pasman (1984). Heavy metal immission and genetic constitution of plant populations in the vicinity of two metal emission sources. *Angewandte Botanik* 58: 47-59.
- Duel, H., J.L. Fiselier, F. Klijn & C. Kwakernaak (1989). Gebiedsvreemd water in Nederland. Een verkenning van de problematiek van gebiedsvreemd water en de ruimtelijke oplossingsmogelijkheden. SCMO-rapport R 89/42, Delft.
- Eerden, L.J. van der, Th.A. Dueck, J.J.M. Berdowski, H. Greven & H.F. van Dobben (1991). Influence of  $\text{NH}_3$  and  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  on heathland vegetation. *Acta Bot. Neerl.* 40: 281-296.
- Erisman, J.W. (1992). Atmospheric deposition of acidifying compounds in the Netherlands. Thesis, Utrecht.
- Erisman, J.W. & G.J. Heij (1991). Concentration and deposition of acidifying compounds. In: Heij, G.J. & T. Schneider (eds.). *Acidification research in the Netherlands*. Elsevier Amsterdam.
- Ernst, W.H.O., T.A. Dueck & P.C. Lolkema (1985). Genetische effecten van emissies van zware metalen op planten. *Lucht en Omgeving*, mei/juni: 69-72.
- Gosz, J.R., G.E. Likens & F.H. Bormann (1972). *Nutrient content of litter fall on the Hubbard Brook experimental forest*, New Hampshire. *Ecol.* 53: 769-784.
- Hauck, R.D. & R.W. Weaver (1986). Field measurement of dinitrogen fixation and denitrification. SSSA Special Publ. no. 18. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, USA.
- Heil, G. W. (1984). Nutrients and the species composition of heathland. Thesis, Utrecht.
- Heil, G. W., F. van der Meulen & M.J. ten Harkel (1990). Invloed van atmosferische depositie op de ontwikkeling van droge duingraslandvegetaties. *K.N.A.G. Geografisch Tijdschrift* XXIV 5: 427-432.
- Heil, G.W., M.J.A. Werger, W. de Mol, D.van Dam & B. Heijne (1988). Capture of atmospheric ammonium by grassland canopies. *Science* 239: 764-765
- Janssen, M.P.J.M. & A.H.P.M. Salman (1992). Duinen voor de wind. Een toekomstvisie op het gebruik en het beheer van de Nederlandse duinen. Stichting Duinbehoud, Leiden.
- Jørgensen, S.E., S.N. Nielsen & L.A. Jørgensen (1991). *Handbook of ecological parameters and ecotoxicology*. Elsevier, Amsterdam.
- Klinkhamer, P.G.L. & T.J. De Jong (1985). Shoot biomass and species richness in relation to some environmental factors in a coastal dune area in The Netherlands. *Vegetatio* 63: 129-132.
- Koerselman, W. (1990). Is er nog toekomst voor de trilvenen? *Levende natuur* 91: 203-209.
- Koerselman W. (1991). Verruiging van (ver)natte duinvalleien. Een literatuuronderzoek naar de relatie tussen grondwaterstand, beschikbaarheid van voedingsstoffen en vegetatiestructuur. KIWA, Nieuwegein.
- Koerselman, W. (1992). Een koninkrijk voor Koninginnekruid? Op zoek naar de sleutel tot het herstel van voedselarme duinvalleien. *H<sub>2</sub>O* 25: 81-85.
- Koerselman, W., H. de Caluwe & W.M. Kieskamp (1989). Denitrification and dinitrogen fixation in two quaking fens in the Vechtplassen area, The Netherlands. *Biochem.* 8: 153-165.

- Lache, D.W. (1976). Umweltbedingungen von Binnendünen- und Heidegesellschaften im Nordwesten Mitteleuropas. Göttingen.
- Leerdam, A. van & J.G. Vermeer (in prep.). Natuur uit het moeras! Aanbevelingen voor duurzame ecologische ontwikkeling in laagveenmoerassen. R.U Utrecht/Staatsbosbeheer.
- Linden, M van der, J. Runhaar & M. van't Zelfde (1992). Effecten van ingrepen in de waterhuishouding op ecotopgroepen van natte en vochtige milieus. Concept. Centrum voor Milieukunde Leiden.
- Lyon, M.J.H. & J.G.M. Roelofs (1986). Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid.
- Meuleman, A. F. M. (1989). Ecohydrologisch onderzoek Noorderpark. The Utrecht plantecology news report no.9. Utrecht.
- Meuleman, A. F. M., R. P. de Ridder, B. Beltman & J. T. A. Verhoeven (1987). Balansstudies en het beheer van trilvenen in het Utrechtse veenweidegebied. Landschap 2: 123-134.
- Minderman, G. & K.L.W.F. Leeflang (1968). The amounts of drainage water and solutes from lysimeters planted with either oak, pine or natural dune vegetation, or without any vegetation cover. *Plant and Soil* 28: 61-80.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (1989). Natuurbeleidsplan. 's Gravenhage
- Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (1990). Milieuprogramma 1991-1994. Deel 3: Begrippenkader van het milieubeleid. Vergaderjaar 1990-1991. 's Gravenhage.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer en Ministerie van Landbouw en Visserij (1989). Derde Nota Waterhuishouding. 's Gravenhage.
- Morris J.T. (1991). Effects of nitrogen loading on wetland ecosystems, with particular reference to atmospheric deposition. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 22: 157-279.
- Oldenkamp, L. (1963). De stikstofhuishouding van bossen. De Dorschkamp, Wageningen.
- Prins, A.H., J.J.M. Berdowski & M.J. Latuhihin (1991). Effect of  $\text{NH}_4^+$ -fertilization on the maintenance of a *Calluna vulgaris* vegetation. *Acta. Bot. Neerl.* 40: 269-279.
- Remacle, J. (1977). Microbial transformations of Nitrogen in forests. *Oecol. Plant.* 12: 33-43.
- Roelofs J. G. M. (1986). Effects of atmospheric sulfur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heathland vegetation. *Experienta*.....
- Roelofs J. G. M., L. G. M. Clasquin, J. M. C. Driessen, & A. J. Kempers (1984). De gevolgen van zwavel- en stikstof houdende neerslag op de vegetatie in heide- en heidevenmilieus. In proc. Symp. Zure regen, Den Bosch.
- Rosén, K, P. Gundersen, L. Tegnhammer, M. Johansson & T. Frogner (1992). Nitrogen enrichment of Nordic forest ecosystems: The concept of critical loads. *Ambio* 21(5): 364-368.
- Runhaar, J. (1989). Toetsing van het ecotopensysteem. CML meded. 48. Centrum voor Milieukunde Leiden.
- Runhaar, J. C.L.G. Groen, R. van der Meijden & R.A.M. Stevers (1987). Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. *Gorteria* 13: 276-359.
- Seastedt, T.R. (1985). Canopy interception of nitrogen in bulk precipitation by annually burned and unburned tallgrass prairie. *Oecologia* 66: 88-92
- Stevens, R.A.M., J. Runhaar, H.A. Udo de Haes & C.L.G. Groen (1987). Het CML-ecotopensysteem, een landelijke ecosystemtypologie toegespitst op de vegetatie. *Landschap* 4: 135-150.

- Vermeer, J.G. (1985). Effects of nutrient availability and ground water level on shoot biomass and species composition of mesotrophic plant communities. Thesis, Utrecht.
- Voet, E. van der & H. A. Udo de Haes (1987). *Ammoniak in natuurgebieden. Een literatuurstudie naar de effecten van ammoniak en ammonium op verschillende bos- en natuur gebiedstypen ter ondersteuning van het normstellingsbeleid.* CML meded. no. 29. Centrum voor Milieukunde, Leiden.
- Vonk, J.W. (1987). Soil acidification and microbial processes: The fate of inorganic nitrogen in acid heathland and forest soils. TNO, report no.:R 87/331, Delft.
- Vries, W. de (1991a). Assessment and policy implications of average critical loads for nitrogen and sulfur in the Netherlands. Water Air Soil pollution (accepted).
- Vries, W. de (1991b). Methodologies for the assessment and mapping of critical loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. SC-DLO report 46, SC-DLO Wageningen.
- Wassen, M. J. (1990). Waterflow as a major landscape ecological factor in fen development. Thesis, Utrecht.
- Waughman, G.J. (1980). Chemical aspects of the ecology of some south German peatlands. *J. of Ecol.* 68: 1025-1046.
- Werkgroep heidebehoud en heidebeheer (1988). *De heide heeft toekomst! Advies voor het toekomstige natuur en landschapsbeleid voor de heide.* Staatsbosbeheer, Utrecht.
- Willis, A.J. (1963) Branton Burrows: The effects on the vegetation of the addition of mineral nutrients to the dune soils. *J. Ecol.* 51: 353-374.

## Bijlage

### Uitwerking N-balansen per vegetatietype-beheerscombinatie

In deze bijlage worden de N-balansen voor enkele combinaties van vegetatietype en beheer uitgewerkt, onder de aanname dat het systeem in evenwicht is. Voor de motivatie van de selectie van vegetatietypen wordt verwezen naar hoofdstuk 2 van het rapport. De onderbouwing van de gebruikte gegevens en de gemaakte schattingen wordt in § 5.3 beschreven. Op basis van de balansen wordt zowel de streefwaarde voor de totale depositie als voor de natte depositie berekend.

#### Afkortingen:

Dep = N-toevoer via depositie

Min = hoeveelheid N ( $\text{NO}_3^-$ ) die jaarlijks vrijkomt als gevolg van mineralisatie

#### Opmerking 1.

Voor enkele combinaties van vegetatietype en beheer is een vrij lage jaarlijkse mineralisatie berekend. Dit wordt waarschijnlijk deels veroorzaakt doordat de mineralisatie van wortelmateriaal niet in de balansen is meegenomen.

Opmerking 2. Enkele kringlopen in deze bijlage zijn niet sluitend. Voor deze vegetatie-beheerscombinaties kon alleen met een toevoer lager dan 0 kg N een sluitende kringloop verkregen worden. Dit komt alleen voor bij vegetatietypen zonder beheer. In deze situaties voldoet het model kennelijk slecht. Zie ook § 5.5 van het rapport.

## LAAGVEEN

### Trilveen bij jaarlijks maaien

Bovengrondse productie: 39 kg/ha.jr

Afvoer: 31 kg/ha.jr

Binding: 12-20 kg/ha.jr

Uitspoeling: 0 kg/ha.jr

Denitrificatie: (33%Dep + 0-2% (77%Dep + Min) x 98%

Bovengrondse productie: 3 ton (Herb-rich mesotrophic fen, Liedepohjah in Runhaar 1989)

Percentage N in spruit: 1,3 (Veenmostrilvenen, veenmosrietlanden, Vermeer 1985)

80% bovengrondse productie (§ 5.3.2)

Meuleman e.a. 1987, Koerselman et al. 1989,

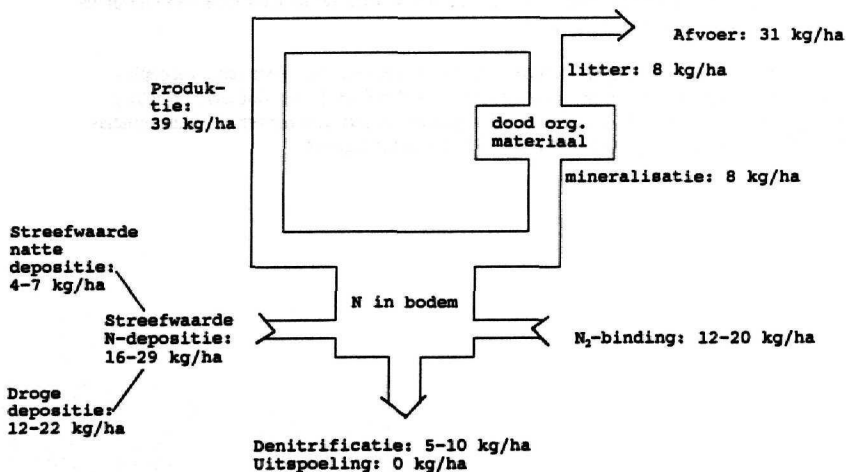
Waughman en Bellamy in Koerselman

Zie § 5.3.6 Rapport.

Beschikbare hoeveelheid  $\text{NO}_3^-$  (§ 5.3.5 Rapport) vermenigvuldigd met denitrificatiepercentage in veen

(Breeuwsma et al. 1991).

Natte depositie: 25% totale depositie (§ 5.3.1)



De jaarlijkse afvoer en denitrificatie komen goed overeen met de door Meuleman e.a. (1987) gevonden respectievelijk geschatte waarde. Deze mat een afvoer van 40 kg/ha.jr en schatte de denitrificatie op 4 - 10 kg/ha.jr. Koerselman et al. (1989) schatten de denitrificatie echter veel lager in (1,1 kg/ha.jr). Mineralisatiegegevens van trilvenen zijn niet aanwezig. De berekende mineralisatie ligt binnen de range van mineralisatiesnelheden gevonden binnen voedselarme natte ecosystemen, die van 0 tot 40 kg loopt (Runhaar 1989).

### Trilveen bij tweejaarlijks maaien

Afvoer: 23 kg/ha.jr  
Mineralisatie: 16 kg/ha.jr  
N-depositie: 4-17 kg/ha.jr  
Natte dep.: 1-4 kg/ha.jr  
Droge dep.: 3-13 kg/ha.jr  
Denitrificatie: 1-6 kg/ha.jr

60% bovengrondse productie  
Ligt binnen de range van 0-40 kg

### Riet-, zegge- en dotterbloem hooilanden bij een maal per jaar maaien

Bovengrondse productie: 56 kg/ha.jr

Afvoer: 45 kg/ha.jr  
Binding: 12-20 kg/ha.jr

Uitspoeling: 0 kg/ha.jr

Denitrificatie: (33%Dep + 0-2% (77%Dep + Min) x 98%

Natte depositie: 25% totale depositie (§ 5.3.1)

Bovengrondse productie: 4,3 ton (Gemiddelde van enkele matig voedselrijke natte graslanden, Klapp, Williams, Ellenberg, Grootjans, Fliervoet en Werger, Boeker uit Runhaar 1989)

Percentage N in spruit: 1,3 (Veenmostrilvenen, veenmosrietlanden, Vermeer 1985)

80% bovengrondse productie (§ 5.3.2)

Meuleman e.a. 1987, Koerselman et al. 1989,

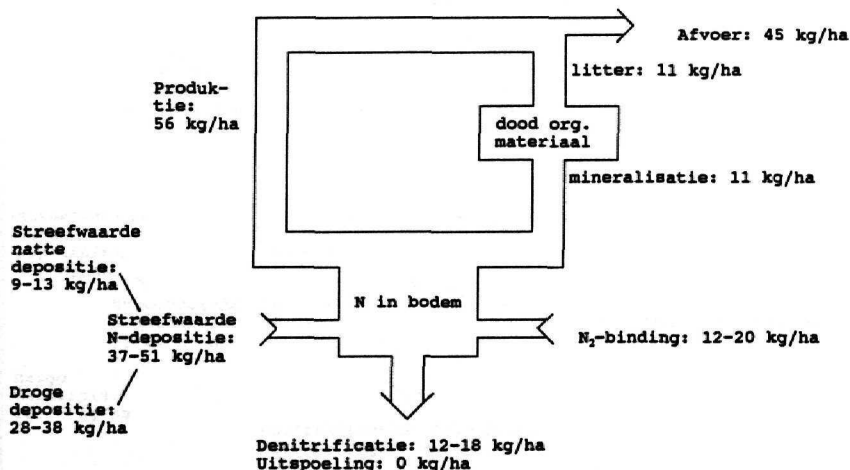
Waughman en Bellamy in Koerselman

Zie § 5.3.6 Rapport.

Beschikbare hoeveelheid  $\text{NO}_3^-$  (§ 5.3.5 Rapport)

vermenigvuldigd met denitrificatiepercentage in veen

(Breeuwsma et al. 1991).



De berekende mineralisatie ligt niet binnen de door Grootjans gevonden waarde van 20-95 kg in een *Calthion Palustris* (Grootjans 1985). De door Grootjans gevonden waarden zijn echter vrij hoog ten opzichte van door andere auteurs gevonden waarden in verwante vegetatietypen (zie Ellenberg 1977). Zie ook opmerking 1.

### Riet-, zegge- en dotterbloem hooilanden bij twee maal per jaar maaien

Afvoer: 34 kg/ha.jr      60% bovengrondse productie  
Mineralisatie: 22 kg/ha.jr      Ligt binnen de range van 20-95 kg  
N-depositie: 21-34 kg/ha.jr  
Natte dep.: 5-9 kg/ha.jr  
Droge dep.: 16-25 kg/ha.jr  
Denitrificatie: 7-12 kg/ha.jr

### Bloemrijke zegge- en rietruigten bij een jaarlijks maaibeheer

Bovengrondse  
productie: 73 kg/ha.jr

Afvoer: 58 kg/ha.jr  
Binding: 12-20 kg/ha.jr

Uitspoeling: 0 kg/ha.jr

Denitrificatie: (33%Dep + 0-2% (77%Dep + Min) x 98%

Bovengrondse productie: 5,6 ton (Filipendula-ruigte, Bahlsberg uit Runhaar 1989)

Percentage N in spruit: 1,3 (Veenmostrierven, veenmosrietlanden, Vermeer 1985)

80% bovengrondse productie (§ 5.3.2)

Meuleman e.a. 1987, Koerselman et al. 1989,

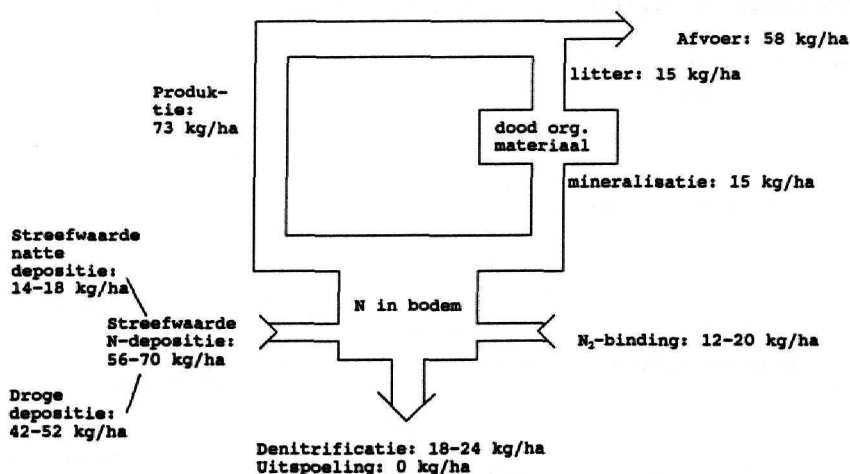
Waughman en Bellamy in Koerselman

Zie § 5.3.6 Rapport.

Beschikbare hoeveelheid  $\text{NO}_3^-$  (§ 5.3.5 Rapport)

vermenigvuldigd met denitrificatiepercentage in veen (Breeuwsma et al. 1991).

Natte depositie: 25% totale depositie (§ 5.3.1)



Een ruigte kan bij een jaarlijks maaibeheer niet in stand gehouden worden. Dit komt ook naar voren uit de waarde voor berekende N-depositie, die hoger is dan de huidige depositie. Ook het feit dat de berekende mineralisatiesnelheid niet binnen de range van de door Williams (in Ellenberg 1968) gevonden mineralisatie in een natte *Cirsium oleraceum* (25-70 kg) ligt wijst erop dat deze balans niet realistisch is. De maaifrequentie van een ruigte ligt gewoonlijk in de buurt van de 2 à 3 jaar.

Streefwaarde voor N-depositie: 56-70 kg/ha

Streefwaarde voor natte depositie: 14-18 kg/ha

Streefwaarde voor droge depositie: 42-52 kg/ha

N<sub>2</sub>-binding: 12-20 kg/ha

Droge depositie: 42-52 kg/ha

Denitrificatie: 18-24 kg/ha

Uitspoeling: 0 kg/ha

**Bloemrijke zegge- en rietruigten bij een tweejaarlijks maaibeheer**

Afvoer: 44 kg/ha.jr 60% bovengrondse productie  
Mineralisatie: 29 kg/ha.jr Ligt wel binnen de range van 25-70 kg  
N-depositie: 36-50 kg/ha.jr  
Natte dep.: 9-13 kg/ha.jr  
Droge dep.: 27-37 kg/ha.jr  
Denitrificatie: 12-18 kg/ha.jr

**Bloemrijke zegge- en rietruigten bij een driejaarlijks maaibeheer**

Afvoer: 29 kg/ha.jr 40% bovengrondse productie  
Mineralisatie: 44 kg/ha.jr Ligt ook binnen de range van 25-70 kg  
N-depositie: 13-27 kg/ha.jr  
Natte dep.: 3- 7 kg/ha.jr  
Droge dep.: 10-20 kg/ha.jr  
Denitrificatie: 4-10 kg/ha.jr

De tabel hieronder geeft een overzicht van de nutriëntenproductie en -afvoer in bloemrijke zegge- en rietruigten onder twee verschillende maaibeheersregimes. De afvoer van nutriënten wordt uitgedrukt in kg/ha.jr, terwijl de mineralisatie, N-depositie en denitrificatie worden gegeven in kg/ha.jr. De afvoer van nutriënten wordt uitgedrukt in kg/ha.jr, terwijl de mineralisatie, N-depositie en denitrificatie worden gegeven in kg/ha.jr.

Ligt ook binnen de range van 25-70 kg  
Afvoer: 44 kg/ha.jr 60% bovengrondse productie  
Mineralisatie: 29 kg/ha.jr Ligt binnen de range van 25-70 kg  
N-depositie: 36-50 kg/ha.jr  
Natte dep.: 9-13 kg/ha.jr  
Droge dep.: 27-37 kg/ha.jr  
Denitrificatie: 12-18 kg/ha.jr

### Veenheide een maal per jaar gemaaid

Bovengrondse  
productie: 15 kg/ha.jr

Afvoer: 12 kg/ha.jr  
Binding: 2-5 kg/ha.jr

Uitspoeling: 0 kg/ha.jr

Denitrificatie: (33%Dep + 0-2% (77%Dep + Min) x 98%

Natte depositie: 25% totale depositie (§ 5.3.1)

Bovengrondse productie: 1 ton (Gemiddelde van enkele hoogveenvegetaties, Backeus, Vasander, Bellamy en Holland, Kosonen uit Runhaar 1989)  
Percentage N in spruit: 1,5 (Hoogveenvegetatie Waughman 1980)

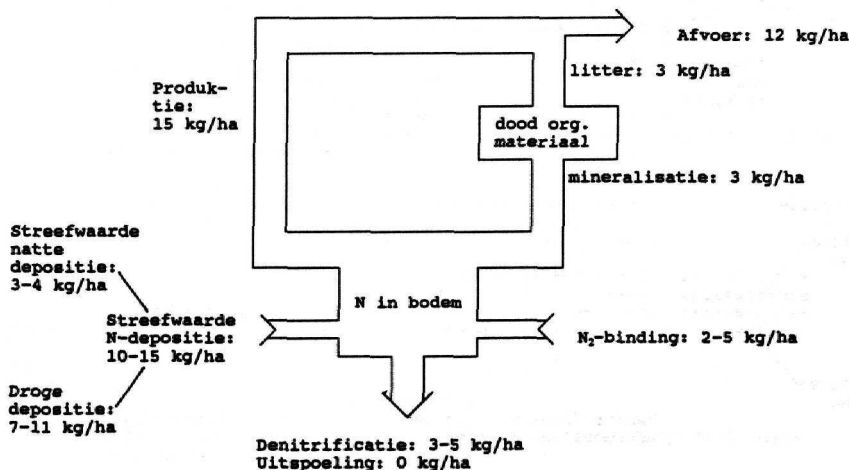
80% bovengrondse productie (§ 5.3.2)

Koerselman et al. 1989, Waughman en Bellamy in Koerselman

Zie § 5.3.6 Rapport.

Beschikbare hoeveelheid  $\text{NO}_3^-$  (§ 5.3.5 Rapport)

vermenigvuldigd met denitrificatiepercentage in veen (Breeuwsma et al. 1991).



Yerly (in Ellenberg 1977) vindt in een zeer voedselarme Sphagnetum magellanici een mineralisatie van 0 kg, Lache vindt in een zeer natte Ericetum tetralicis een mineralisatie van 29-49 kg. Deze schattingen liggen sterk uiteen. De berekende 3 kg ligt hier tussen in en lijkt dus niet erg afwijkend van de gevonden waarden.

### Veenheide een maal per twee jaar gemaaid

Afvoer: 9 kg/ha.jr

Mineralisatie: 14 kg/ha.jr

N-depositie: 6-11 kg/ha.jr

Natte dep.: 2-3 kg/ha.jr

Droge dep.: 4-8 kg/ha.jr

Denitrificatie: 2-4 kg/ha.jr

60% bovengrondse productie

Ligt tussen de gemeten waarden in.

### Berkenbroekbos zonder beheer

Bovengrondse productie: 35 kg/ha.jr

Afvoer: 0 kg/ha.jr  
Binding: 2-5 kg/ha.jr

Uitspoeling: 0 kg/ha.jr

Denitrificatie: (33%Dep + 0-2% (77%Dep + Min) x 98%

Bovengrondse productie: 2,7 ton (productie van een Berkenbos Brock el al 1988)

Percentage N in blad: 1,3 (Berkenblad Gosz 1972)

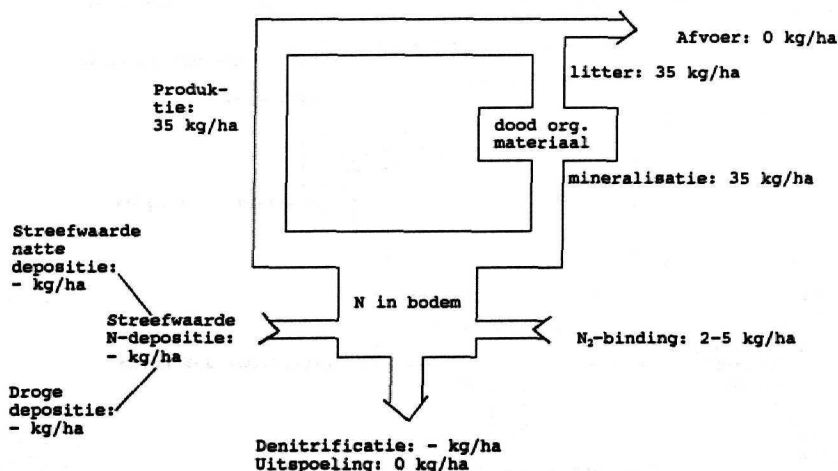
Geen beheer

Koerselman et al. 1989, Waughman en Bellamy in Koerselman

Zie § 5.3.6 Rapport.

Beschikbare hoeveelheid  $\text{NO}_3^-$  (§ 5.3.5 Rapport) vermenigvuldigd met denitrificatiepercentage in veen (Breeuwsma et al. 1991).

Natte depositie: 22% totale depositie (§ 5.3.1)



Er zijn alleen mineralisatiegegevens van een eiken-berkenbos op zeer zure bodem beschikbaar: 40-81 kg. Dit is echter geen natte bodem. Verwacht wordt dat de mineralisatie in een natte bodem iets lager ligt. De berekende 35 kg ligt in dezelfde orde van grootte.

De kringloop is zelfs met een N-toevoer van 0 kg niet sluitend. De balansmethode lijkt slecht te voldoen in een situatie zonder beheer. Zie ook opmerking 2.

## DUINEN

### Droog duingrasland, begraasd

Productie: 17 kg/ha.jr

Afvoer: 7 kg/ha.jr

Binding: 5-20 kg/ha.jr

Uitspoeling: 10-35% Dep

Denitrificatie: (33%Dep + 15-50% (77%Dep + Min) x 40%

Bovengrondse productie: 1,4 ton (Gemiddelde van enkele vochtig-droge voedselarm zwak zuur tot basische graslanden. Welchen Rawes, Warren en Johnston, Rawes en Welch, Klapp, Neubauer, Smith e.a., Boeker uit Runhaar 1989)

Percentage N in blad: 1,2 (kalkgraslandvegetatie in augustus, Bobbink 1989)

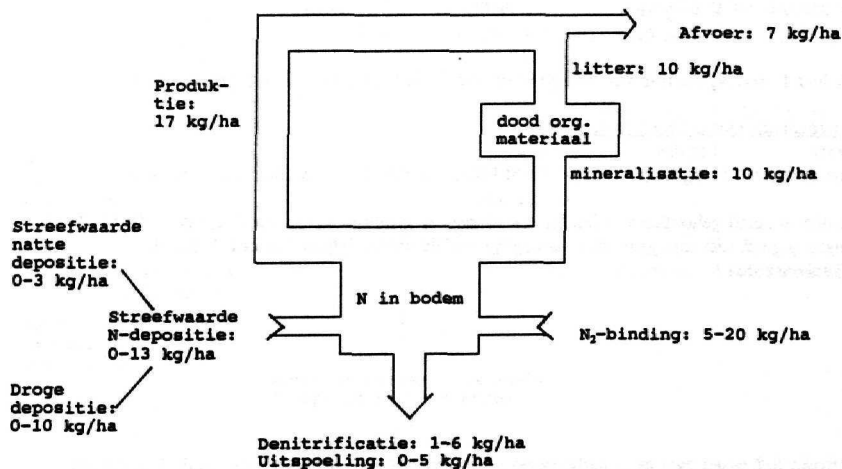
40% van de bovengrondse productie (§ 5.3.2)

Zie § 5.3.4 rapport.

Zie § 5.3.6 Rapport.

Beschikbare hoeveelheid  $\text{NO}_3^-$  (§ 5.3.5 Rapport) vermenigvuldigd met denitrificatiepercentage in droog zand (Breeuwsma et al. 1991).

Natte depositie: 25% totale depositie (§ 5.3.1)



De mineralisatie komt redelijk overeen met die gevonden door Lache (1967) in droge duingraslanden, die uiteen loopt van 11-19 kg. Zie ook opmerking 1. De N-balans kan bij een  $\text{N}_2$ -binding van 20 kg niet sluitend gemaakt worden met een positieve N-depositie. 20 kg is waarschijnlijk een vrij hoge schatting van de  $\text{N}_2$ -binding.

Als de berekeningen voor kalkarme (15-32% nitrificatie) en kalkrijke (33-50% nitrificatie) apart worden uitgevoerd worden de volgende resultaten verkregen:

**Kalkarm**

N-depositie: 0-9 kg/ha.jr  
Natte dep.: 0-2 kg/ha.jr  
Droge dep.: 0-7 kg/ha.jr  
Denitrificatie: 0-4 kg/ha.jr  
Uitspoeling: 0-3 kg/ha.jr

**Kalkrijk**

N-depositie: 0-13 kg/ha.j  
Natte dep.: 0-3 kg/ha.jr  
Droge dep.: 0-10 kg/ha.jr  
Denitrificatie: 2-6 kg/ha.jr  
Uitspoeling: 0-5 kg/ha.jr

**Duingrasland jaarlijks gemaaid**

Afvoer: 14 kg/ha.jr  
Mineralisatie: 3 kg/ha.jr

80% bovengrondse productie  
Zeer laag vergeleken met Lache, zie opmerking 1.

**Kalkarm**

N-depositie: 0-23 kg/ha.j  
Natte dep.: 0-6 kg/ha.jr  
Droge dep.: 0-17 kg/ha.jr  
Denitrificatie: 1-6 kg/ha.jr  
Uitspoeling: 0-8 kg/ha.jr

**Kalkrijk**

N-depositie: 0-31 kg/ha.jr  
Natte dep.: 0-11 kg/ha.jr  
Droge dep.: 0-20 kg/ha.jr  
Denitrificatie: 3-11 kg/ha.jr  
Uitspoeling: 0-11 kg/ha.jr

Ook hier is een N<sub>2</sub>-binding van 20 kg te veel om de kringloop te sluiten (opmerking 2).

**Duingrasland, niet beheerd of begraasd**

Afvoer: 0 kg/ha.jr  
Mineralisatie: 17 kg/ha.jr

Licht binnen de range van de door Lache gevonden waarden.

kan niet in stand gehouden worden bij een N-toevoer groter of gelijk aan 0 kg/ha.jr. De N-kringloop geeft hier dus geen juiste weergave van de werkelijkheid (zie ook N-balans berkenbroekbos)

### Nat duingrasland, begraasd

Productie: 29 kg/ha.jr

Afvoer: 12 kg/ha.jr  
Binding: 5-20 kg/ha.jr  
Uitspoeling: 10-35 % N-toevoer  
Denitrificatie: (33%Dep + 0,5-13% (77%Dep + Min) x 85%

Bovengrondse productie: 2,4 ton (Gemiddelde van enkele natte voedselarme zwak zuur tot basische zegge-gemeenschappen, Neubauer, Liedepohja, Grootjans, Boeker uit Runhaar 1989)

Percentage N in blad: 1,2 (kalkgraslandvegetatie in augustus, Bobbink 1989)

40% van de bovengrondse productie (§ 5.2.1)

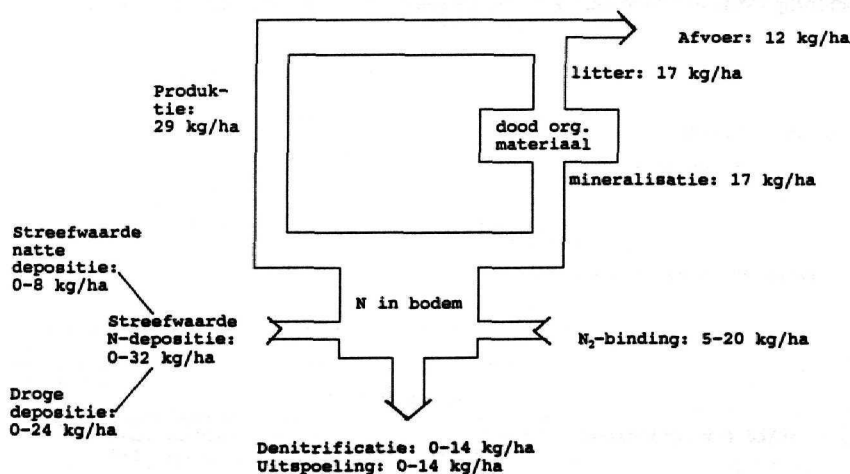
Zie § 5.3.4 Rapport.

Zie § 5.3.6 Rapport.

Beschikbare hoeveelheid  $\text{NO}_3^-$  (§ 5.3.5 Rapport) vermenigvuldigd met denitrificatiepercentage in vocvhtig zand

(Breeuwsma et al. 1991).

Natte depositie: 25% totale depositie (§ 5.3.1)



De range is hier erg groot ten gevolge van grote onzekerheden in met name het nitrificatiepercentage. Aan de hoge streefwaarden te zien is de nitrificatie te hoog ingeschat. De mineralisatie ligt niet binnen de range gevonden door Lache (1967) in natte duinheide : 29-49 kg/ha.jr. Zie opmerking 1.

Ook hier geldt dat een  $\text{N}_2$ -binding van 20 kg te hoog is om de N-kringloop sluitend te kunnen maken.

Nat duingrasland, jaarlijks gemaaid

Afvoer:	23 kg/ha.jr	80% bovengrondse productie
Mineralisatie:	6 kg/ha.jr	Zeer laag vergeleken met Lache, zie opmerking 1.
N-depositie:	5-65 kg/ha.j	
Natte dep.:	1-20 kg/ha.jr	
Droge dep.:	4-61 kg/ha.jr	
Denitrificatie:	2-25 kg/ha.jr	
Uitspoeling:	1-20 kg/ha.jr	

Nat duingrasland niet beheerd

Dit vegetatietype kan vogens de berekeningen niet in stand worden gehouden bij een N-toevoer van 0 kg/ha.jr of meer (zie ook opmerking 2).

N.B.

In duinvalleien kan sprake zijn van een extra toevoer van N via afstoming van de duinhellingen. De werkelijke toevoer is dan hoger dan de depositie per ha. Hiermee kan bij de berekening van de N-toevoer via de kringloop geen rekening gehouden worden.

## HEIDE

### Droge heide, 100% Struikheide, begraasd

Productie: 32 kg/ha.jr

Bovengrondse productie: 3,75 ton (Barclay-Estrup 1970)

Percentage N in blad: 0,9 (Gemiddelde van Chapman 1967 en Heil 1984: 1/3 spruit 1,5% en 2/3 stam 0,6%). Dit levert een jaarlijkse bovengrondse N-productie van 34 kg/ha. Chapman vindt voor heide tussen de 20 en de 3,0 jaar een bovengrondse N-productie van  $\pm 30$  kg/ha. Gemiddeld is dit dus 32 kg/ha.

Afvoer: 6 kg/ha.jr

Begrazing: 20% van de bovengrondse productie (§ 5.3.2)

Binding: 0-5 kg/ha.jr

Zie § 5.3.4 Rapport.

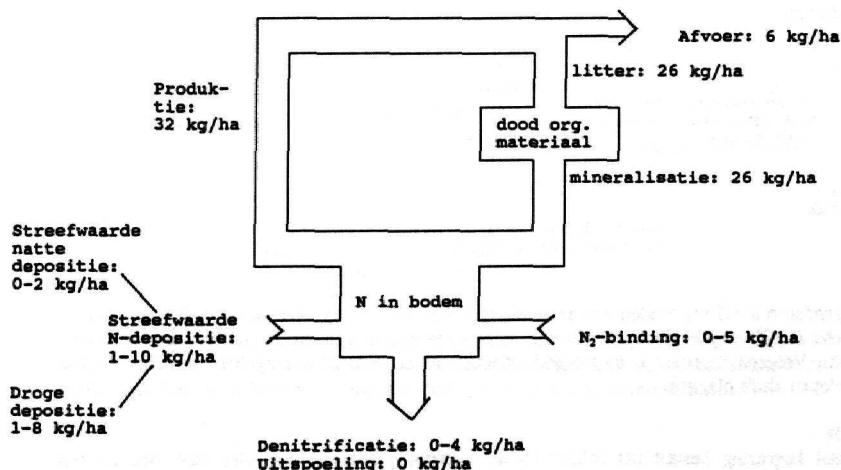
Uitspoeling: 0 kg/ha.jr

Zie § 5.3.6 Rapport.

Denitrificatie: (33%Dep + 0,5-20% (77%Dep + Min) x 40%

Beschikbare hoeveelheid  $\text{NO}_3^-$  (§ 5.3.5 Rapport) vermenigvuldigd met denitrificatiepercentage in droog zand (Breeuwsma et al. 1991).

Natte depositie: 23% totale depositie (§ 5.3.1)



Metingen van de mineralisatie door Lache (1967) in Calluna (Struikheide) vegetaties lopen uiteen van 5-32 kg. Metingen van Berendse (1990) in Calluna vegetaties liggen tussen 11 in 59 kg/ha.jr. De berekende waarden liggen binnen beide series.

**Natte heide 100% Dopheide, begraasd**

Productie: 42 kg/ha.jr  
Afvoer: 8 kg/ha.jr

Berendse e.a. 1987  
Begrazing, 20% van de bovengrondse productie (§ 5.3.2)

Binding: 0-5 kg/ha.jr

Zie § 5.3.4 Rapport.

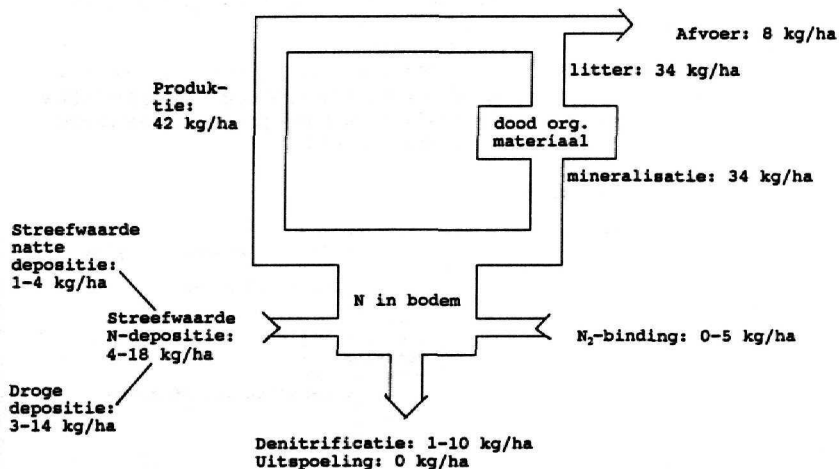
Uitspoeling: 0 kg/ha.jr

Zie § 5.3.6 Rapport.

Denitrificatie: (33%Dep + 0,5-13% (77%Dep + Min) x 85%

Beschikbare hoeveelheid NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (§ 5.3.5 Rapport) vermenigvuldigd met denitrificatiepercentage in vochtig zand (Breeuwsma et al. 1991).

Natte depositie: 22% totale depositie (§ 5.3.1)



Berendse e.a (1987) vinden een mineralisatie van 100-130 kg, Berendse (1990) van 4-5 en Lache (1967) van 29-49 kg. De metingen lopen te stek uiteen om als ijking te kunnen dienst doen. Volgens Berendse is de mineralisatiesnelheid in heide afhankelijk van de periode die is verlopen sinds plaggen.

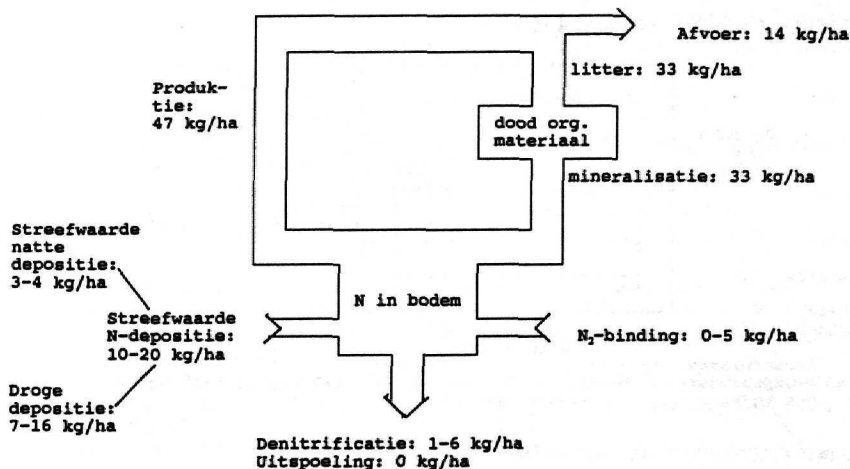
**N.B.**

Naast begrazing bestaat het beheer bij de hiervoor genoemde vegetaties vaak ook uit een plagbeheer. Dit beheer kan niet in de kringloop worden meegenomen. Het effect van één maal per 20-40 jaar plaggen is niet te vergelijken met het effect van een jaarlijkse of twee jaarlijkse afvoer. Het afvoeren van een grote hoeveelheid N na enkele tientale jaren is geen garantie voor het voortbestaan van de heide in de voorafgaande jaren.

### 50% Struikheide en 50% Pijpestrootje, begraasd

Productie:	47 kg/ha.jr	50% Struikheide, 50% Pijpestrootje, Chapman 1967, Barclay-Estrup 1970, Berendse et al. 1987
Afvoer:	14 kg/ha.jr	Begrazing: 30-% van de bovengrondse productie (helft afvoer heide en helft afvoer gras § 5.2.1)
Binding:	0-5 kg/ha.jr	Zie § 5.3.4 Rapport.
Uitspoeling:	0 kg/ha.jr	Zie § 5.3.6 Rapport.
Denitrificatie:	(33%Dep + 0,5-20% (77%Dep + Min) x 40%	Beschikbare hoeveelheid NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (§ 5.3.5 Rapport) vermenigvuldigd met denitrificatiepercentage in droog zand (Breeuwsma et al. 1991).

Natte depositie: 22% totale depositie (§ 5.3.1)

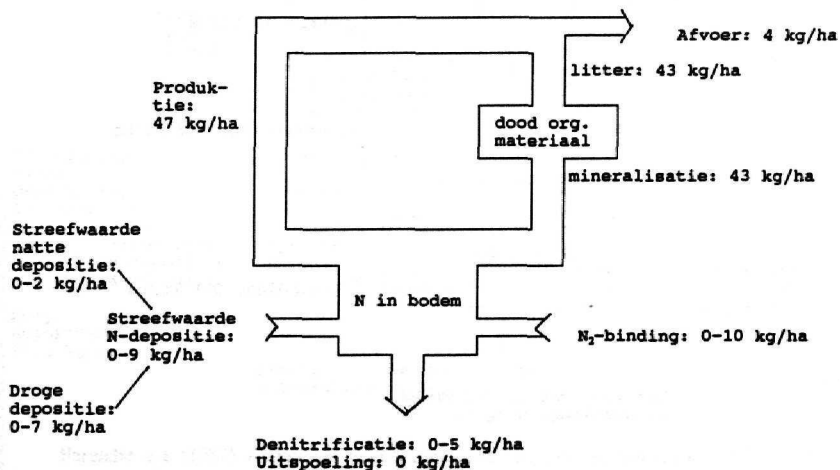


Berendse e.a. (1987) vonden in *Molinia* gedomineerde vegetaties een mineralisatie tussende 100 en 130 kg/ha. Berendse (1990) vond in gemende vegetaties een mineralisatie van 5-28 kg/ha. Ook hier geldt weer dat ijking aan deze gegevens niet goed mogelijk is.

**Ros met open plekken heide en gras (15% heide, 15% gras), begraaasd door vrijlopend vee**

Productie:	47 kg/ha.jr	15% Struikheide, 15% Pijpestrootje, 70% Berk, Chapman 1967, Barclay-Estrup 1970, Berendse et al. 1987, Brock e.a. 1988)
Afvoer:	4 kg/ha.jr	Begrazing door vrijlopende runderen: 9% van de bovengrondse productie (15% afvoer heide en 15% afvoer gras § 5.3.2)
Binding:	0-10 kg/ha.jr	o.a. Remacle 1977 (Zie § 5.3.4 Rapport).
Uitspoeling:	0 kg/ha.jr	Zie § 5.3.6 Rapport.
Denitrificatie:	(33%Dep + 0,5-20% (77%Dep + Min) x 40%	Beschikbare hoeveelheid NO <sub>3</sub> ( § 5.3.5 Rapport) vermenigvuldigd met denitrificatiepercentage in droog zand. (Breeuwsma et al. 1991).

Natte depositie: 22% totale depositie (§ 5.3.1)



Deze balans kan niet worden doorgerekend met een N<sub>2</sub>-binding hoger dan 8 kg/ha. Dit levert een streefwaarde voor de N-depositie lager dan 0 op. Zie opmerking 2.

- Barclay-Estrup, P. (1970). The description and interpretation of cyclical processes in a heath community. II Changes in biomass and shoot production during the Calluna cycle. *J. Ecol.* 58:243-249.
- Berendse, F. (1990). Organic matter accumulation and nitrogen mineralisation during secondary succession in heathland ecosystems. *J. of Ecol.* 78: 413-427.
- Berendse, F., B. Beltman, R. Bobbink, R. Kwantz en M. Schmitz (1987). Primary production and nutrient availability in wet heathland systems. *Acta. Oecol./Oecol. Plant.*, 8: 265-276.
- Bobbink, R. (1989). *Brachypodium pinnatum* and the species diversity in chalk grassland. Diss., Utrecht.
- Breeuwsma, A., J.P. Chardon, J.F. Kragt en W. de Vries (1991). Pedotransfer functions for denitrification. Uit Nitrate in Soils. Soil Groundwater Research Report 2. Luxembourg, CEC.
- Bruggink, M. (1987). Beheersadvies voor beheerders van heideterreinen in Nederland. Stichting Milieubeleid en Ecologie, Nijmegen/Vakgroep Botanische Ecologie, Utrecht.
- Brock, T. C. M., M.A.A. de la Haye en W. Tenner (1988). History, population structure and phytomass production of *Betula pubescens* in a wetland forest.
- Chapman, S.B. (1967). Nutrient budgets for a dry heath ecosystem in the south of England. *J. Ecol.*, 55: 677-689.
- Ellenberg H. (1977). Stikstof als Standortsfactor insbesondere für Mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. *Oecol. Plant.* 12: 1-22.
- Gosz, J.R., G.E. Likens en F.H. Bormann (1972). Nutrient content of litter fall on the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. *Ecol.* 53: 769-784.
- Grootjans, A.P. (1985). Changes in groundwater regime in wet meadows. Diss., Groningen.
- Heil, G.W. (1984). Nutrients and the species composition of heathland. Diss., Utrecht.
- Heil, G.W., F. van der Meulen en M.J. ten Harkel (1990). Invloed van atmosferische depositie op de ontwikkeling van droge duingraslandvegetaties. *Geografisch Tijdschrift XXIV* 5: 427-432
- Koerselman, W., H. de Caluwe en W.M. Kiese kamp (1989). Denitrification and dinitrogen fixation in two quaking fens in the Vechtplassen area, The Netherlands. *Biochem.* 8: 153-165.
- Lache, D.W. (1976). Umweltbedingungen von Binnendünen- und Heidegesellschaften im Nordwesten Mitteleuropas. Göttingen.
- Meuleman, A. F. M., R. P. de Ridder, B. Beltman en J. T. A. Verhoeven (1987). Balansstudies en het beheer van trilvenen in het Utrechtse veenweidegebied. *Landschap* 2: 123-134.
- Remacle, J. (1977). Microbial transformations of Nitrogen in forests. *Oecol. Plant.* 12: 33-43.
- Runhaar, J. (1989). Toetsing van het ecotopensysteem. CML meded. 48. Centrum voor Milieukunde Leiden.
- Vermeer, J.G. (1985). Effects of nutrient availability and ground water level on shoot biomass and species composition of mesotrophic plant communities. Diss, Utrecht.
- Waughman, G.J. (1980). Chemical aspects of the ecology of some south German peatlands. *J. of Ecol.* 68: 1025-1046.