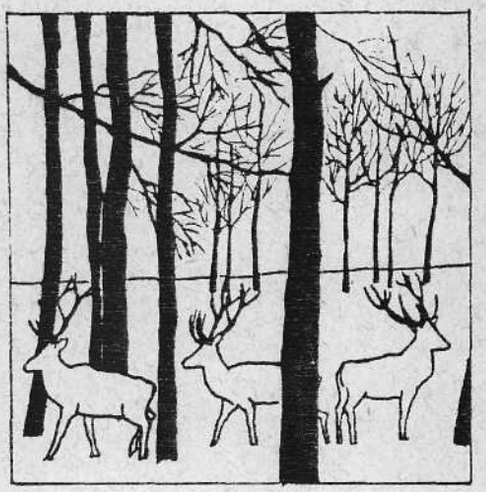
CENTRUM **VOOR ENERGIEBESPARING**

2.8.15

ude Delft 180
611 HH Delft



DE TOEKOMST VOOR HET NATUURLIJK MILIEU IN NEDERLAND

bijlage 15 bij het CE-scenario

E. van der Voet

mei 1983

2.8.15

CENTRUM VOOR MILIEUKUNDE DER RIJKSUNIVERSITEIT LEIDEN

Rapenburg 127,
2311 GM Leiden

CML-mededelingen nr. 11

D.21/E.vd.V.

DE TOEKOMST VOOR HET NATUURLIJK MILIEU IN NEDERLAND

Een vergelijking tussen de gevolgen van het CE-scenario en van het "ongewijzigd beleidsscenario" voor het natuurlijk milieu in Nederland in het kader van de Brede Maatschappelijke Discussie over het energiebeleid.

mei 1983

Door: Ester van der Voet.

Centrum voor Energiebesparing te Delft
Centrum voor Milieukunde te Leiden

CENTRUM VOOR MILIEUKUNDE
DER RIJKSUNIVERSITEIT LEIDEN

D.21/E.vd.V.

Inhoud

		blz.
1.	INLEIDING	4
1.1.	Algemene inleiding	4
1.2.	Schets van de beide scenario's	5
	1.2.1. Het CE-scenario	5
	1.2.2. Het Referentiescenario	6
	1.2.3. De vergelijking tussen beide scenario's	7
1.3.	Het natuurlijk milieu in Nederland	7
2.	ENERGIEHUISHOUDING	14
2.1.	Energie-opwekking	14
2.2.	Milieuhygiëne en afvalverwerking	16
3.	LANDBOUW	19
3.1.	Ontwikkelingen tot op heden	19
	3.1.1. Landbouw vanaf de middeleeuwen	19
	3.1.2. Ontwikkelingen sinds de industriële revolutie	21
	3.1.3. De huidige situatie	22
	3.1.4. Effecten van ingrepen op flora en fauna	24
3.2.	Het CE-scenario	33
	3.2.1. Doelstellingen	33
	3.2.2. Opzet van het CE-landbouwscenario	34
	3.2.3. Maatregelen, ontwikkelingen en hun consequenties voor het jaar 2000	35
	3.2.4. Gevolgen voor het natuurlijk milieu	39
	3.2.5. Mogelijkheden voor natuurvriendelijke maatregelen die niet in het scenario zijn opgenomen	42
3.3.	Het Referentiescenario	43
	3.3.1. Doelstellingen	43
	3.3.2. Ontwikkelingen tot het jaar 2000	43
	3.3.3. Gevolgen voor het natuurlijk milieu	46
3.4.	Vergelijking tussen de beide scenario's	49
	3.4.1. Vergelijking van de verwachte ontwikkelingen tot 2000	49
	3.4.2. Vergelijking van de gevolgen voor het natuurlijk milieu	50
4.	VERKEER EN VERVOER	56
4.1.	Ontwikkelingen tot op heden	56
	4.1.1. Ontwikkelingen in het verleden	56
	4.1.2. De huidige situatie	57
	4.1.3. Effecten op het natuurlijk milieu	58
4.2.	Het CE-scenario	64
	4.2.1. Doelstellingen	64
	4.2.2. Maatregelen, ontwikkelingen en hun consequenties voor het jaar 2000	64
	4.2.3. Gevolgen voor het natuurlijk milieu	65
4.3.	Het Referentiescenario	68
	4.3.1. Doelstellingen	68
	4.3.2. Verwachte ontwikkelingen tot het jaar 2000	68
	4.3.3. Gevolgen voor het natuurlijk milieu	69

4.4. Vergelijking tussen de scenario's 71
4.4.1. Vergelijking van de op verkeersgebied verwachte ontwikkelingen 71
4.4.2. Vergelijking van de gevolgen voor het natuurlijk milieu 72

5. WONINGBOUW 77
5.1. Ontwikkelingen tot op heden 77
5.1.1. Ontwikkelingen in het verleden 77
5.1.2. De huidige situatie 79
5.1.3. Effecten op het natuurlijk milieu 79
5.2. Het CE-scenario 83
5.2.1. Doelstellingen 83
5.2.2. Maatregelen, ontwikkelingen en hun consequenties voor het jaar 2000 83
5.2.3. Gevolgen voor het natuurlijk milieu 85
5.3. Het Referentiescenario 87
5.3.1. Doelstellingen 87
5.3.2. Verwachte ontwikkelingen tot het jaar 2000 87
5.3.3. Gevolgen voor het natuurlijk milieu 88
5.4. Vergelijking tussen de scenario's 90
5.4.1. Vergelijking van de verwachte ontwikkelingen op woningbouwgebied 90
5.4.2. Vergelijking van de verwachte gevolgen voor het natuurlijk milieu 92

6. RECREATIE 96

7. SAMENVATTING EN CONCLUSIES 98
7.1. Samenvatting 98
7.2. Conclusies 101

D.21/E.vd.V.

1. INLEIDING

1.1. Algemene inleiding

Dit rapport is opgesteld als bijdrage aan de Brede Maatschappelijke Discussie over het energiebeleid (BMD), in opdracht van het Centrum voor Energiebesparing en in samenwerking met het Centrum voor Milieukunde te Leiden.
In dit rapport worden van twee scenario's die een rol spelen bij de BMD, de gevolgen die zij met zich meebrengen voor het natuurlijk milieu met elkaar vergeleken. Het betreft hier het CE-scenario van het Centrum voor Energiebesparing en het ongewijzigd beleidsscenario ofwel het Referentiescenario zoals opgesteld door het Ministerie van Economische Zaken.
De scenario's zijn opgesteld om een beeld te geven van de energiehuishouding in ons land in het jaar 2000, uitgaande van verschillende maatschappelijke ontwikkelingen. Enerzijds laten de scenario's zien hoe de maatschappelijke ontwikkeling de vraag naar energie beïnvloedt. Anderzijds wordt een invulling van de opzet van de energievoorziening gegeven, uitgaande van de eerder geschatte vraag naar energie.

Bij de voorspelling van de gevolgen van de scenario's voor het natuurlijk milieu zijn de geschetste ontwikkelingen in de maatschappij niet alleen indirect (via de invloed op de vraag naar energie), maar juist ook direct van belang. Als voorbeelden van beleidsterreinen die niet alleen de energiehuishouding, maar vooral ook het aangezicht van de maatschappij, de ruimtelijke ordening en het natuurlijk milieu op directe wijze beïnvloeden, kunnen genoemd worden: de industriepolitiek, de landbouw, de verkeer- en vervoerssector, de woningbouw en de recreatie.
In het CE-scenario wordt aan deze beleidsterreinen uitgebreid aandacht geschonken (1). Voor het Referentiescenario geven de diverse structuurschema's en meerjarenplannen hiervan een beeld (2). (Opgemerkt moet worden, dat deze overheidsnota's helaas zéér ten dele zijn betrokken bij het opstellen van het Referentiescenario door EZ (3)).

Het is waarschijnlijk, dat de gevolgen van de scenario's voor het natuurlijk milieu niet in de voornaamste plaats afkomstig zullen zijn van de veranderingen in de energiehuishouding, maar vooral van het beleid dat in bovengenoemde sectoren gevoerd zal worden.
In dit rapport is de aandacht vooral geconcentreerd op de van deze beleidsterreinen direct afkomstige gevolgen voor het natuurlijk milieu. Op de gevolgen die afkomstig zijn van wijzigingen in de energiehuishouding zal slechts zeer beknopt worden ingegaan. In opdracht van de Stuurgroep BMD is namelijk door het Rijksinstituut voor Natuurbeheer (RIN) een vergelijking gemaakt tussen de vier scenario's die een rol spelen bij de BMD op gebied van de gevolgen voor het natuurlijk milieu, voorzover direct afkomstig van ontwikkelingen in de energiehuishouding. Voor een uitgebreidere voorspelling van deze effecten wordt daarom naar het RIN-rapport

verwezen.
In dit rapport wordt ingegaan op de gevolgen van het natuurlijk milieu, afkomstig van ontwikkelingen in de sectoren landbouw, verkeer en woningbouw. Slechts zeer in het kort zal worden ingegaan op de gevolgen van de recreatie, enerzijds wegens tijdgebrek en anderzijds wegens de grote onduidelijkheid die heerst omtrent de verwachte recreatie-ontwikkelingen in beide scenario's.
De opzet van het rapport is als volgt:
In de volgende paragraaf (1.2.) wordt een karakterisatie van beide scenario's gegeven, voorzover van belang voor het natuurlijk milieu. Daarna (1.3.) wordt in het kort ingegaan op de ontstaansgeschiedenis en de huidige situatie van het natuurlijk milieu in Nederland.
Hoofdstuk *2* bestaat uit een zeer korte schets van de verwachte gevolgen van ontwikkelingen in de energiehuishouding op het natuurlijk milieu.
In de hoofdstukken 3, 4 en 5 worden de belangrijkste effectvoorspellingen weergegeven. Daarbij wordt de situatie zoals die in 2000 verwacht wordt voor beide scenario's steeds vergeleken met de toestand in 1980.
Door de enorme omvang van het vraagstuk is vanzelfsprekend de graad van detail van de effectvoorspellingen zeer gering. Zij moeten worden beschouwd als een karakterisering van de effecten die in werkelijkheid op zullen treden. In de meeste gevallen wordt alleen een kwalitatieve voorspelling gedaan. Waal wél kwantitatieve resultaten worden gegeven, moeten de getallen eerder worden beschouwd als indicaties over de omvang van de effecten, dan als een weergave van exacte verwachtingen. De gegeven voorspellingen zijn gebaseerd op bestaande literatuur over ingreep-effect-relaties, niet op eigen onderzoek.
In hoofdstuk 3 komt de landbouw aan de orde, in hoofdstuk 4 het verkeer en in hoofdstuk 5 wordt de woningbouw behandeld.
In hoofdstuk 6 wordt zeer beknopt ingegaan op recreatieontwikkelingen en hun mogelijke gevolgen voor het natuurlijk milieu.
Hoofdstuk 7 tenslotte geeft nog eens een overzicht van de belangrijkste conclusies.
Van dit rapport is een samenvatting als hoofdstuk 13 in het rapport over het CE-scenario opgenomen.

1.2. Schets van de beide scenario's

1.2.1. Het CE-scenario (1)

Het CE-scenario is gericht op een ombuiging van de huidige maatschappelijke ontwikkelingen in een richting, die gaat naar een duurzamer "welvaart" dan de huidige. Het is gebaseerd op de gedachte, dat een voortgaande verspilling van energie en grondstoffen en aantasting van het milieu op de duur onherroepelijk tot ernstige gevolgen leidt. Grondstoffenschaarste moet worden voorkomen of opgevangen; milieuverontreiniging moet worden teruggedrongen.
In dat kader wordt in het CE-scenario expliciet aandacht

geschonken aan beheer en behoud van het natuurlijk milieu. In elke sector wordt ernaar gestreefd de schade aan het natuurlijk milieu zoveel mogelijk te beperken of te voorkomen. Toch is het scenario niet uitsluitend daarop gericht en wordt evenzeer met andere maatschappelijke doeleinden rekening gehouden.

Het energiebeleid in het CE-scenario is primair gericht op energiebesparing en inzet van alternatieve energiebronnen. In 2000 kan het totaal energieverbruik gedaald zijn tot ca. 82% van het verbruik in 1980, het energieverbruik uit fossiele brandstoffen zelfs tot 75%. Van inzet van kernenergie wordt afgezien. Inzet van steenkool zal alleen op "schone" manieren mogen plaatsvinden. Vooral aan mogelijkheden voor warmte-kracht-koppeling wordt aandacht geschonken.
Ook op andere gebieden worden in het CE-scenario ombuigingen voorzien.
In de landbouw wordt expliciet rekening gehouden met weidevogels door realisering van 340.000 ha extensief beheerde weidegrond, gekoppeld aan een contingentering van de melkproduktie. Verder verlies van landbouwgrond zal beperkt gehouden worden.
Op verkeersgebied wordt een vermindering van het autogebruik met ca. 15% voorspeld, gekoppeld aan een toename van langzaam verkeer en openbaar vervoer. Aanleg van nieuwe wegen zal beperkt gehouden worden.
In de woningbouw zal door een op re-urbanisatie gericht beleid en door toepassing van mogelijkheden tot verdichtingsbouw de inbeslagname van het landelijk gebied worden beperkt.

1.2.2. Het Referentiescenario (3)

Het Referentiescenario is gebaseerd op het doortrekken van de beleidslijnen uit 1980 en houdt dus in principe geen ombuigingen in.
Toch houdt ook het Referentiescenario rekening met de noodzaak tot beperking van de milieuverontreiniging. Grondstoffenschaarste wordt vooralsnog niet als een probleem gezien. Met schaarste aan energiedragers, in het bijzonder aardolie en aardgas, wordt alleen om politieke redenen gerekend.
Natuurbehoud is ook in het Referentiescenario een doelstelling. Vaak komt deze echter in gedrang wanneer ook andere doelstellingen een rol spelen.

Het totale energieverbruik zal in het Referentiescenario stijgen tot 115% van het huidige. Het gebruik van fossiele brandstoffen stijgt iets minder sterk, tot 105%, waarbij verbruik van gas en olie dalen en het kolengebruik sterk toeneemt. Het gebruik van kernenergie zal stijgen. Ook alternatieve energiebronnen zullen in beperkte mate worden ingezet.
In de landbouw zal de huidige stijging van arbeids- en grondproduktiviteit doorgaan, waardoor verlies aan arbeidsplaatsen èn verlies van natuurwaarden zal plaatsvinden. Ook

zal nog een aanzienlijke oppervlakte landbouwgrond verloren gaan, voornamelijk door stadsuitbreiding.
Op verkeersgebied wordt een stijging van het autogebruik verwacht met ca. 13%. Ontwikkelingen in de wegenbouw worden geacht door te gaan in dezelfde mate als vóór 1980 (overigens niet geheel aansluitend op de jongste beleidsvoornemens van de regering zelf).
In de woningbouw wordt ook de lijn uit de zeventiger jaren doorgetrokken (eveneens niet aansluitend op de meest recente ontwikkelingen) waardoor nog een aanzienlijk verlies van landelijk gebied zal optreden.

1.2.3. De vergelijking tussen de beide scenario's

Het is te verwachten, dat een vergelijking op gebied van de gevolgen die de scenario's met zich meebrengen voor het natuurlijk milieu, in het voordeel van het CE-scenario zal uitvallen. De ombuigingen die in dit scenario worden voorgesteld zijn immers mede gericht op behoud van het natuurlijk milieu. Ook in het Referentiescenario is natuurbehoud een doelstelling. Het CE-scenario gaat echter veel verder in haar pogingen deze doelstelling te realiseren.

Toch is het zinvol deze vergelijking uit te voeren, omdat dan in samenhang met de vergelijkingen op andere gebieden, een duidelijker beeld ontstaat van de voor- en nadelen van beide scenario's. Ook ontstaat een beter inzicht in de omvang van de verschillen tussen de scenario's op gebied van de gevolgen voor het natuurlijk milieu, zowel in totaal als per behandelde sector.
Tenslotte is het van belang, dat aan natuurbehoudsdoelstellingen een volwaardige plaats wordt toegekend bij de afweging tussen de scenario's, en, meer in het algemeen, bij elke afweging waarbij natuurbelangen in het spel zijn. Te vaak gebeurt het dat bij een afweging tussen verschillende belangen aan het natuurbehoud een te gering belang wordt toegekend.

1.3. Het natuurlijk milieu in Nederland

Onder het begrip "natuurlijk milieu in Nederland" wordt verstaan: de levensgemeenschappen van plant- en diersoorten, zoals die spontaan in Nederland voorkomen, in relatie met hun niet-levende omgeving (bodem, water en lucht). Allerlei handelingen van de mens kunnen hierop, bedoeld of onbedoeld, van invloed zijn. In ons land is deze invloed van oudsher al groot: reeds gedurende de Middeleeuwen nam het oorspronkelijk aanwezige oerbos zeer sterk in omvang af. De invloed die de mens heeft op het natuurlijk milieu, is echter niet per definitie negatief. Zo heeft de middeleeuwse landbouw tot een aanzienlijke differentiatie van het landschap geleid: in plaats van het van oorsprong aanwezige bos ontstonden droge, natte, voedselrijke en schrale graslanden, akkers, heidevelden, zandverstuivingen en plassengebieden, waardoor ook de diversiteit aan plant- en diersoorten groter

werd (4).

Sinds het begin van deze eeuw echter neemt de diversiteit van het landschap en van de daarin aanwezige plant- en diersoorten in ons land af.
Een eerste factor is de sterke achteruitgang van het areaal "woeste grond" (dat wil zeggen, natuurlijk gebied zonder een verdere bestemming), eerst vooral door ontginningen ten behoeve van de landbouw en later (sinds de Tweede Wereldoorlog) voor het grootste gedeelte door onttrekking voor woningbouw, wegenbouw en industrie. In oppervlakte bedraagt dit areaal nog slechts een kwart van wat het begin deze eeuw was (3) (zie grafiek 1.1. en 1.2.). Het overgebleven natuurgebied bestaat meest uit kleine restanten van vroeger algemeen voorkomende elementen. Door hun geringe omvang en door negatieve invloeden van buitenaf zoals vervuiling, ontwatering, eutrofiëring en ontsluiting gaan vele van deze gebieden ook in kwaliteit sterk achteruit (6).

Een tweede factor is de intensivering van het grondgebruik in de landbouw, die extra gestimuleerd wordt door de uitvoering van ruilverkavelingen, waarbij ontwatering en ontsluiting de hoofdelementen vormen. Door deze intensivering van het grondgebruik, is er een sterke nivellering van het agrarisch gebied opgetreden. Graslanden zijn hierdoor als biotoop voor vele plant- en diersoorten, vooral voor die soorten, die gebonden zijn aan vochtiger en minder intensief gebruikte grond, ongeschikt geworden. Resultaat hiervan is een zeer sterke verarming van het agrarisch gebied. Het gebruik van bestrijdingsmiddelen in de landbouw is voor vele plant- maar vooral diersoorten, ook buiten het agrarisch gebied, desastreus geweest. Gebruik van herbiciden leidde tot een sterke achteruitgang van de flora. Hierdoor, maar ook door insekticidengebruik, zijn ook vele insektesoorten achteruitgegaan* of zelfs verdwenen. Door de accumulerende werking van deze stoffen zijn ook vele andere diersoorten hiervan het slachtoffer geworden. Onder andere vele roofvogelsoorten hebben hieronder ernstig geleden.

Tenslotte moet genoemd worden de vervuiling van bodem, water en lucht door industriële en andere afvalstoffen, waardoor het abiotisch milieu ongeschikt wordt als biotoop voor vele organismen.
Door deze ontwikkelingen wordt in ons land een groot aantal plant- en diersoorten bedreigd. Van de 1471 hogere plantsoorten die in het begin van deze eeuw in ons land nog aanwezig waren, zijn er nu 79 uitgestorven. Meer dan de helft van de nu aanwezige soorten gaat sterk in aantal achteruit en wordt in het voortbestaan bedreigd (7). Ook voor de fauna zijn dergelijke ontwikkelingen merkbaar: een aantal vogelsoorten zijn in de loop van deze eeuw uit ons land verdwenen, onder andere de raaf, een aantal bijna, onder andere de ooievaar, en een aantal lopen nu gevaar daarvoor, onder andere sommige weidevogelsoorten en uilen (8).

Behalve de genoemde ontwikkelingen is ook de vervolging van bepaalde diersoorten ervoor verantwoordelijk geweest dat zij sterk in aantal achteruit zijn gegaan. In het verleden was bijvoorbeeld de fuut hiervan het slachtoffer.
Wat de zoogdieren betreft: van de 64 van oorsprong in" ons land aanwezige soorten zijn er op dit moment nog 50 aanwezig. Sinds de Tweede Wereldoorlog neemt echter een deel van deze soorten enorm in aantal af. Naar verwachting zal over enkele decennia het aantal soorten tot minder dan de helft zijn teruggebracht: 23.
Het sterkst bedreigd worden de in het water levende zoogdieren, zoals bijvoorbeeld de zeehond en de otter, vooral door de vervuiling van de zee en door de enorme recreatiedrukte op de zoete wateren. Ook met de vleermuizen gaat het erg slecht. Van de *17* soorten zijn er 3 uit ons land verdwenen en 4 staan op het punt te verdwijnen.
Maar ook zoogdieren die hun biotoop in agrarisch landschap hebben, worden ernstig bedreigd, enerzijds door de intensivering van het bodemgebruik en anderzijds door het verdwijnen van steeds meer landschapselementen zoals bosjes, houtkaden e.d. Voorbeelden hiervan: de haas. diverse muizensoorten en hun predatoren bunzing, hermelijn, steenmarter en das.
Bos-zoogdieren handhaven zich over het algemeen redelijk. Toch zijn er ook in deze categorie diersoorten die niet tegen de toegenomen bezoekersaantallen kunnen, bijv. de boommarter.
In het verleden is ook voor sommige zoogdieren de vervolging erg schadelijk geweest. Tegenwoordig speelt dit geen rol van betekenis meer (9).
Toch zijn er, vooral de laatste tijd, enkele ontwikkelingen in positieve zin gaande. Met name onder de vogels zijn er soorten, die zich weten uit te breiden. De voornaamste oorzaken hiervan zijn het verbod op een aantal persistente bestrijdingsmiddelen (onder andere roofvogels hebben hiervan geprofiteerd) en het stoppen van vervolging. De drooglegging van Zuid-Flevoland heeft ook een positieve invloed gehad, vooral op grotere moeras-, riet- en watervogels zoals de lepelaar, de kiekendief en de grauwe gans. Door ingebruikname van de polder als agrarisch gebied zal dit "Flevo-effect" echter weer voor een deel wegvallen. Gelukkig blijft een deel als natuurreservaat gehandhaafd. Uitbreiding van het areaal is ook te zien bij een aantal vogelsoorten die zich hebben kunnen aanpassen aan het stedelijk milieu. Recente voorbeelden hiervan zijn blauwe reiger, fuut en turkse tortel (8).

Juist in een dichtbevolkt, vrijwel geheel in cultuur gebracht land als het onze is het van belang dat aandacht wordt besteed aan natuurbehoud. Over het algemeen wint het inzicht veld, dat de natuur een waardevol goed is. Steeds meer wordt men zich bewust van de vele functies die het natuurlijk milieu voor de mens kan hebben, naast de waarde die de natuur op zich zelf vertegenwoordigt.
Bij het opstellen en afwegen van (inrichtings-)plannen wordt

echter vaak nog niet voldoende rekening gehouden met natuurwaarden. In de toekomst is vooralsnog geen belangrijke wijziging van deze situatie ten gunste van het natuurlijk milieu te verwachten. Aan economische belangen wordt, vooral in tijden van recessie, een groot gewicht toegekend. Het risico bestaat, dat natuurwaarden hierdoor bij elke afweging van plannen sterk in het gedrang komen. Voor het behoud van de toch al zeer schaarse resten natuur in ons land is het noodzakelijk dat er meer, en vooral ook op een meer consequente manier, aandacht aan wordt geschonken bij het opstellen en afwegen van plannen dan tot nu toe het geval is geweest.

D.21/E.vd.V.

LITERATUURVERWIJZINGEN

1. BECHT, H.Y. en Th. Potma
Het CE-scenario, een realistisch alternatief
(tussentijds rapport), december 1981.

2. a) CRM: Structuurschema Natuur- en Landschapsbehoud, 1981
b) CRM: Structuurschema Openluchtrecreatie, 1981
c) Verkeer en Waterstaat: Structuurschema Verkeer en Vervoer, 1977
d) Verkeer en Waterstaat: Meerjarenplan personenvervoer, 1979
e) Landbouw & Visserij en Volkshuisvesting & Ruimtelijke Ordening: Structuurschema Landinrichting.

3. a) EZ: Een "ongewijzigd beleidsscenario" voor de energievoorziening van Nederland tot het jaar 2000, 1982
KENDALL, P. e.a.
Environmental consequences for economie and energyscenario's to year 2000, 1980.

4. BAAIJENS, G.J. en H.W. de Vroome
Het oude Nederlandse cultuurlandschap: de grote eenheden
en:
Huppes, G. en N. v. Brussel
De geschiedenis van de landbouw in West-Europa en in Nederland.
CML, 1979.
en:
Spectrum
Atlas van de Nederlandse landschappen, 1979.
en:
Westhoff, V. e.a.
Wilde planten
NM, 1973.

5. CBS
Bodemstatistieken.

6. Rijksinstituut voor Natuurbeheer
Natuurbeheer in Nederland: levensgemeenschappen.
Pudoc, 1979.
en:
Brussaard, L. en W. v.d. Weijden
Biogeografie van eilanden
Intermediair 18/19, 1980.

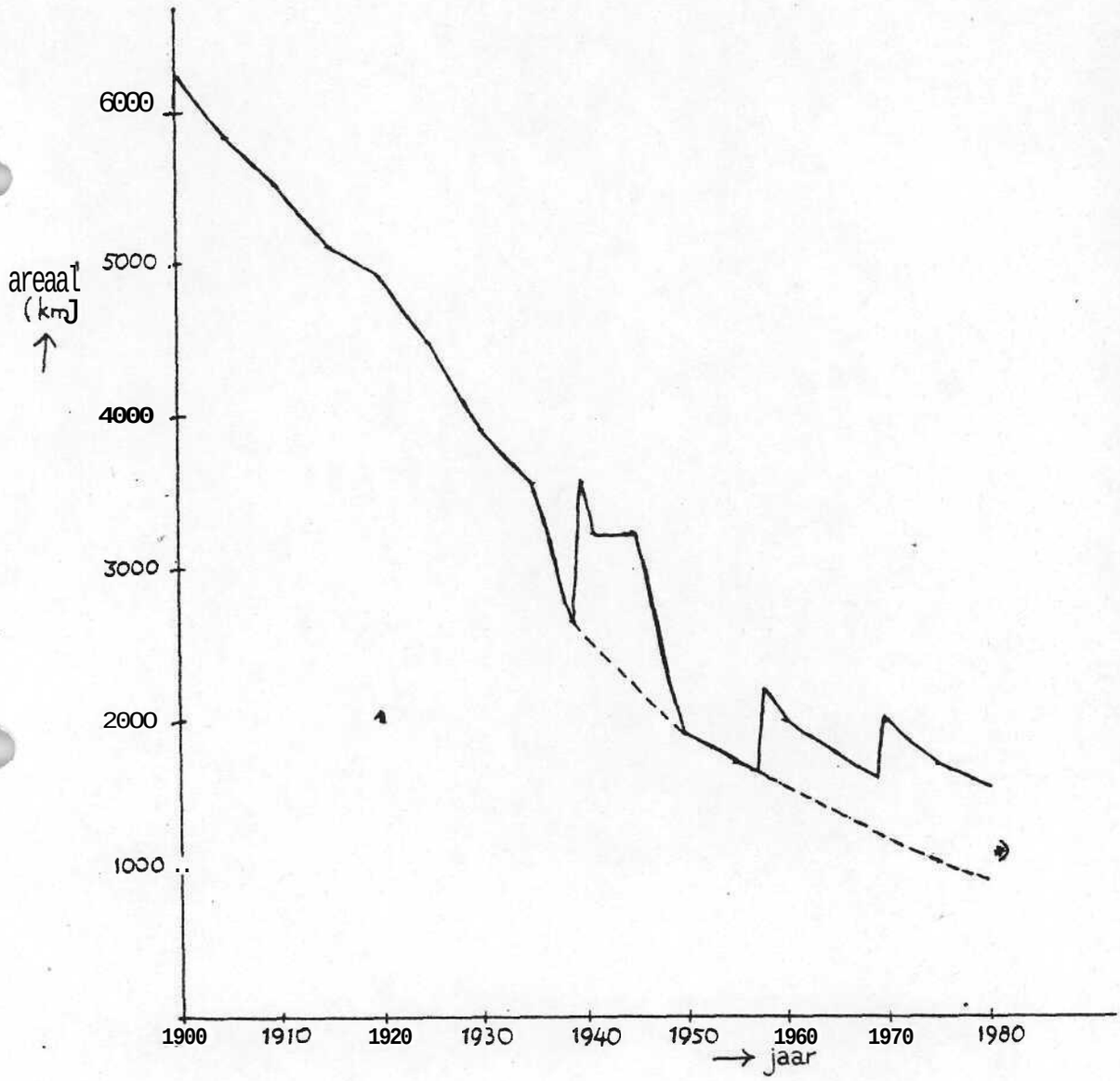
7. ARNOLDS, E.J.M. en R. v.d. Meijden
Standaardlijst van de Nederlandse flora
Rijksherbarium, 1976.

8. TEIXEIRA, R.M.
Atlas van de Nederlandse broedvogels
NM, 1979.

D.21/E.vd.V.

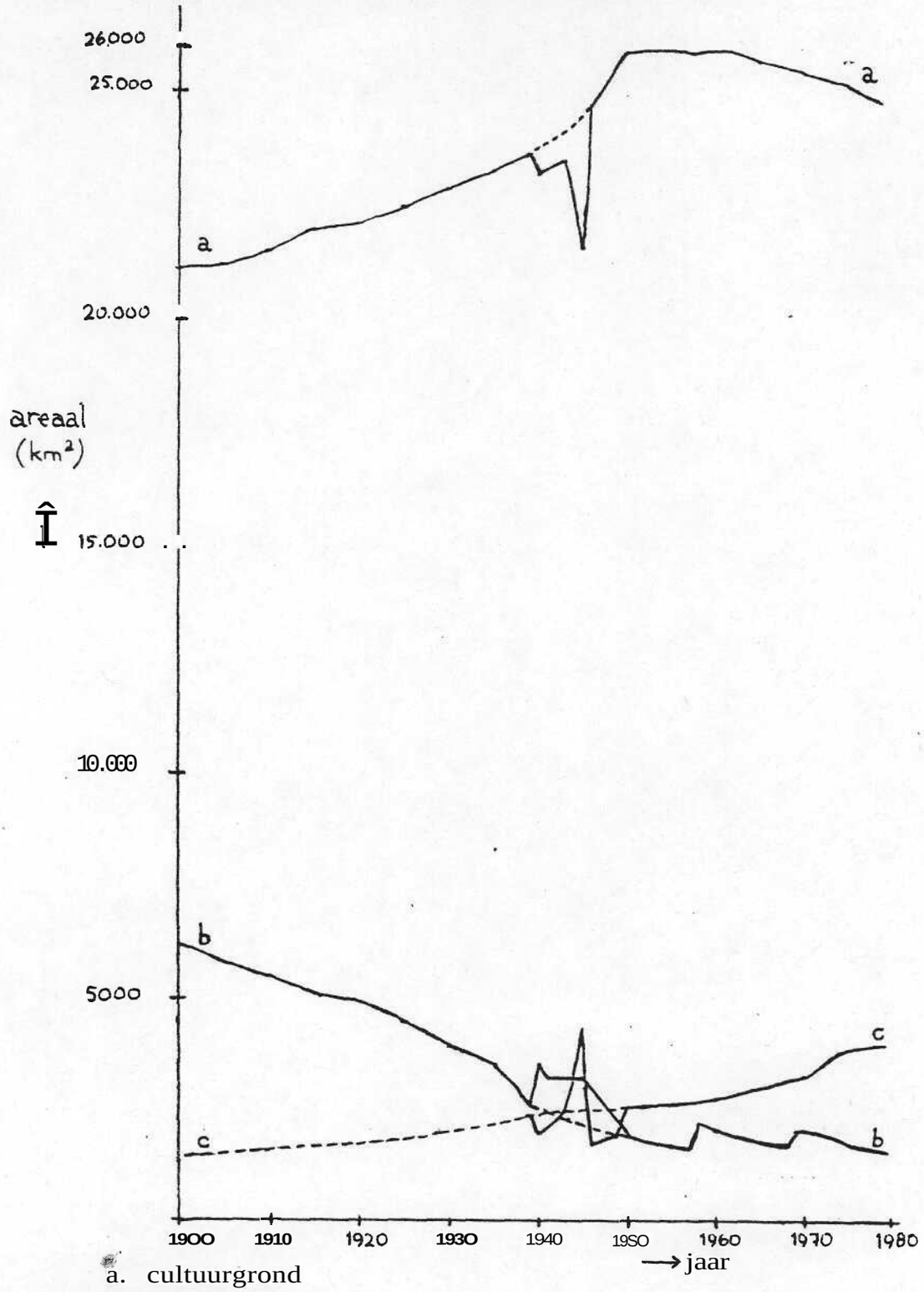
9. VAN WIJNGAARDEN, A.
Verarming en verrijking van de zoogdierfauna
Natuur en Milieu, december 1982.

Grafiek 1.1. Ontwikkelingen m.b.t. het areaal "woeste grond" in Nederland sinds 1900 (bron: CBS-bodemstatistieken)



*) Vermoedelijke ontwikkelingen zonder drooglegging van de Ijsselmeerpolders

Grafiek 1.2. Arealen cultuurgrond, natuurgrond en "overige gronden" *) Sinds 1900 (bron: CBS-bodemstatistieken)



a. cultuurgrond
b. natuurgrond
c. overige gronden*)

*) bebouwd gebied, wegen, recreatieterreinen, militair terrein

2. ENERGIEHUISHOUDING

2.1. Energie-opwekking

De gevolgen van energie-opwekking voor het natuurlijk milieu in Nederland zijn afkomstig van de winning van energiedragers, van het transport ervan, en van de opwekking en het transport van elektriciteit.

De winning van energiedragers geschiedt voornamelijk in het buitenland. Binnen onze grenzen moet genoemd worden:

- de aardgaswinning op het land (o.a. Groningen en Ameland). De gevolgen voor het natuurlijk milieu bestaan uit het vernielen en verstoren van de plaatselijke levensgemeenschappen. In het geval van de Amelandse duinen bijvoorbeeld kan dit het verlies betekenen van waardevolle elementen van de festgaabonrag§h milieuNoordzee. Ook hierbij bestaan de gevolgen voor het natuurlijk milieu uit vernietiging en verstoring van de plaatselijke flora en fauna. Daarnaast is er kans dat vervuiling van zeebodem en -water met olie plaatsvindt.

De gevolgen van de winning van energiedragers zullen voor beide scenario's niet of nauwelijks verschillen. De winning van brandstoffen in ons eigen land zal in beide scenario's ongeveer op hetzelfde peil liggen.

Als gevolg van het transport van energiedragers kunnen worden genoemd:

- het optreden van olierampen op zee, waarbij in grote hoeveelheden olie in het zeewater en op het strand terecht komt. Vele vogels, vissen en andere organismen kunnen hiervan het slachtoffer worden;
- de aanleg van havens en van op- *en* overslagruimte, die ten koste gaat van het areaal landelijk gebied, waardoor biotoopverlies optreedt;
- het leggen van pijpleidingen, zowel in zee als op land, hetgeen gepaard gaat met vergraving en -verstoring en mogelijk met bodemverontreiniging. (Een recent voorbeeld hiervan is de geplande pijpleiding door de Waddenzee. Natuurbeschermingsorganisaties maken zich bezorgd over de mogelijkheid dat lekkage zal optreden na aanvaring van de pijpleiding. Wanneer dat gebeurt, zullen de gevolgen voor de levende organismen in de Waddenzee waarschijnlijk desastreus zijn);
- wegtransport van kolen en olie draagt bij tot verkeershinder (zie paragraag 4.1.3.);
- transport van kolen over waterwegen door middel van duwvaart kan de noodzaak tot aanpassing van waterlopen met zich meebrengen: vergraving van oevers en/of uitdiepen van de bodem.

Over het algemeen kan gesteld worden, dat in het CE-scenario dit transport in mindere mate zal plaatsvinden, waardoor ook de gevolgen voor het natuurlijk milieu minder ernstig zullen zijn. In het CE-scenario wordt immers het verbruik van deze

brandstoffen op een lager niveau ingeschat dan in het Referentiescenario.

Elektriciteitsopwekking kan voor het natuurlijk milieu de volgende consequenties hebben:

- door de bouw van centrales treedt biotoopverlies op; -
- van het plaatsen van windmolens kan een negatief effect uitgaan. Bij grote windmolens is er, afhankelijk van de locatie, kans dat er slachtoffers vallen onder trekvogels. (Het plan-Lievense kan om die reden ernstige gevolgen hebben voor de vogelstand, ook buiten Nederland, gezien het grote belang van het IJssel- en Markermeer als rustplaats voor trekvogels). Voor kleine windmolens, vooral wanneer ze gelocaliseerd zijn bij boerderijen, geldt dit niet of nauwelijks. Naast de verstoring die boerderijen op zich al met zich meebrengen zal de extra verstoring van de windmolens waarschijnlijk gering zijn. Voor trekvogels zijn kleine windmolens door hun relatief geringe hoogte waarschijnlijk geen bedreiging.
  Hierover is echter nog weinig bekend.
- Bij het proces van elektriciteitsopwekking komt een hoeveelheid afvalwarmte vrij. Deze wordt gewoonlijk met het koelwater geloosd op het oppervlaktewater, hetgeen plaatselijk een stijging van de watertemperatuur veroorzaakt: zogenaamde thermische verontreiniging. Naast grappige effecten, zoals het zich handhaven van guppies in het verversingskanaal in Den Haag, brengt dit ook ernstige effecten met zich mee: het zuurstofgehalte van het water daalt, waardoor sterfte van organismen kan plaatsvinden. Ook wordt het botulisme, een ziekte die vele slachtoffers onder watervogels maakt, er door bevorderd: deze bacteriën ontwikkelen zich alleen in vrij warm (vanaf 22°C) zuurstofarm water.
- Bij verwerking van fossiele brandstoffen komen grote hoeveelheden vaste en gasvormige afvalstoffen vrij: zie par. 2.2.
- Door elektriciteitsopwekking in kerncentrales ontstaat radioactief afval: zie par. 2.2.

In het Referentiescenario worden 6 grote elektriciteitscentrales bijgebouwd, in het CE-scenario geen. Biotoopverlies als gevolg hiervan treedt dus alleen op in het Referentiescenario. In het CE-scenario worden 10 kleine watercentrales gebouwd. De gevolgen hiervan voor het natuurlijk milieu zullen waarschijnlijk vrij beperkt zijn.
Het aantal kleine windmolens dat geplaatst zal worden is veel groter in het CE-scenario, maar het aantal grote windmolens is kleiner: 500 in het CE-scenario tegenover 1000 in het Referentiescenario. Het mogelijk negatief effect op de vogels is dus in principe groter in het Referentiescenario,
* maar dit hangt vooral af van de locatie.
De hoeveelheid koelwaterlozingen zal in het Referentiescenario niet afnemen. In het CE-scenario zal dat teruglopen tot ca. 1/3 van het huidige niveau, waardoor de negatieve effecten op het natuurlijk milieu alleen in het CE-scenario

zullen afnemen.

Het elektriciteitstransport door hoogspanningsleidingen tenslotte is de oorzaak van vele slachtoffers onder vogels. In het Referentiescenario zal nog ca. 600 km hoogspanningsleidingen worden aangelegd. In het CE-scenario wordt het bestaande net voldoende uitgebreid geacht.

2.2. Milieuhygiëne en afvalverwerking

In deze paragraaf wordt alleen ingegaan op de gevolgen voor het natuurlijk milieu van de milieuhygiënische problemen die zich voordoen als gevolg van elektriciteitsopwekking en energieverbruik. De voornaamste problemen zijn gelegen in het ontstaan van vaste en gasvormige afvalstoffen bij gebruik van fossiele brandstoffen en van radioactief afval bij opwekking van kernenergie. Op het verschijnsel van thermische verontreiniging is in de vorige paragraaf (2.1.) ingegaan.

De hoeveelheid vast afval die ontstaat bij gebruik van fossiele brandstoffen is alleen bij inzet van steenkool aanzienlijk. Het bestaat uit vliegas, as en slakken. Dit afval bevat giftige stoffen: o.a. sommige schadelijke zware metalen en radioactieve elementen. Bij stort van dit afval op het land komen deze stoffen in de bodem terecht. Er zijn duidelijke aanwijzingen dat dit, bij hogere concentraties van met name verse vliegas, schadelijk is voor het bodemleven. Ook zullen, vooral bij stort in grindgaten e.d., de stoffen in het grond- en oppervlaktewater terecht komen. Hierdoor, maar in nog veel sterkere mate wanneer het een directe lozing op het water betreft, treedt er een verhoging van de pH van het water op. Ter plaatse kan daardoor de bodemfauna geheel verdwijnen en kan vissterfte plaatsvinden. Negatieve invloeden in de vorm van een reductie van soorten en aantallen organismen zijn soms nog op tientallen kilometers merkbaar.
In het CE-scenario wordt de te storten hoeveelheid vast afval naar schatting minstens gehalveerd. Vaste afvalstoffen zullen bijvoorbeeld in bouwmaterialen verwerkt worden. In het beleid staat reductie van deze afvalstromen voorop. In het Referentiescenario zal hoogstwaarschijnlijk geen daling van de hoeveelheden vast afval plaatsvinden, onder andere door de forse verhoging van het kolengebruik.

Een groot probleem is de emissie van gasvormige afvalstoffen die vooral vrijkomen bij verbranding van steenkool en aardolie. Hiervan zijn SO_x en NO_x de belangrijkste. Behalve dat deze stoffen direct schadelijk zijn voor de gezondheid van mens en dier (zij tasten de slijmvliezen aan), zijn zij onder meer ook medeveroorzakers van de zogenaamde zure regen. Transport van deze stoffen door de lucht vindt vaak over grote afstanden plaats: de in ons land geproduceerde SO_x en NO_x is er mede de oorzaak van, dat in Scandinavië in een aantal meren een zodanige verzuring heeft plaatsgevonden

dat vrijwel alle leven eruit is verdwenen. Zure regen lijkt er ook de oorzaak van te zijn dat daar schade aan naaldbomen optreedt.
Ook in ons eigen land wordt een aantal negatieve verschijnselen door zure regen veroorzaakt, zoals de achteruitgang van een aantal korstmossen. De achteruitgang van de salamander- en kikkerstand kan er ook mee te maken hebben. Ook wordt de eutrofiëring van voedselarme biotopen door zure regen bevorderd, hetgeen achteruitgang en zelfs verlies van een aantal plant- en mogelijk ook diersoorten met zich meebrengt.
De halvering van de emissies van deze stoffen in het CE-scenario zal ten opzichte van het Referentiescenario tot een beperking van de schade aan het natuurlijk milieu leiden.

Een op mondiale schaal spelend probleem bij verbranding van fossiele brandstoffen is de enorme hoeveelheid CO_2 die erbij vrijkomt. CO_2 is op zich geen giftige stof, maar wordt in zodanig grote hoeveelheden in de atmosfeer gebracht, dat het gehalte ervan merkbaar stijgt. Vorige eeuw was dat gehalte ca. 290 ppm, nu is dat opgelopen tot 340 ppm. Volgens de verwachting zal midden volgende eeuw een verdubbeling van het huidige gehalte hebben plaatsgevonden. De meest gangbare voorspellingen van de effecten hiervan wijzen op het optreden van het zogenaamde broeikaseffect: de gemiddelde temperatuur aan het aardoppervlak zal stijgen, waardoor op aarde enorme klimaatsveranderingen kunnen plaatsvinden. Zekerheid is er op dit punt niet. Op dit moment zijn er nog geen gevolgen merkbaar, dat wil zeggen te onderscheiden van de natuurlijke klimaatschommelingen.

Tenslotte is er nog het probleem van het radioactieve kernafval. Voor de berging van dit afval is tot nog toe geen bevredigende oplossing gevonden. Berging op land is riskant vanwege het gevaar voor vrijkomende straling, die erfelijke afwijkingen en kanker kan veroorzaken.
Storten in zee leidt echter op de duur waarschijnlijk ook tot problemen, waaraan dan door de onbereikbaarheid niets meer te doen valt. De hoeveelheid radioactiviteit die vrij kan komen is weliswaar niet hoog vergeleken bij die van de totale waterhoeveelheid, maar komt geconcentreerd vrij. Bovendien treedt accumulatie op, waardoor bij organismen die aan het eind van een voedselketen staan, een relatief veel hoger gehalte aan radioactiviteit te verwachten is.
Bij veilige opslag zijn de gevolgen voor plant- en diersoorten verwaarloosbaar, afgezien van het ruimtebeslag, maar tot nu toe is het de vraag of dit ooit tot de mogelijkheden zal behoren.
De hoeveelheid kernafval zal in het CE-scenario sterk verminderen, omdat beide kerncentrales zullen worden gesloten. In het Referentiescenario zal de hoeveelheid toenemen, omdat er nog een kerncentrale zal worden geopend.

LITERATUUR

1. MENTINK, J.
Verkennend onderzoek inzake milieu-aspecten van vliegas, in het bijzonder de invloed van vliegas op bodemarthropoden
Doct. scriptie CML/RIN, 1982.

2. BUIJSMAN, E. en H.F. Reijnders
Neerslag verzuurt ons leven
Intermediair 16/29, 1980.

3. HERMANS, L.J.F.
Natuurwetenschappelijke aspecten van de energieproblematiek
RUL, 1982.

Met dank aan de heer H. Eijsakkers voor commentaar op dit hoofdstuk.

3. LANDBOUW

Voor de beschrijving van de effecten van de scenario's op het natuurlijk milieu is de landbouw een heel belangrijk onderdeel. De invloed van de landbouw op het natuurlijk milieu in Nederland is immers van oudsher al zeer groot. Ook nu nog bepaalt de landbouw een belangrijk deel van het bodemgebruik.
In dit hoofdstuk zal het volgende worden besproken: ten eerste, de ontwikkelingen in de landbouw zoals die vroeger hebben plaatsgevonden, resulterend in de huidige situatie, en ten tweede, de toekomstige landbouw zoals die er uitziet in de beide scenario's en een vergelijking daartussen; dit alles uiteraard bezien in relatie tot het natuurlijk milieu in Nederland.

3.1. Ontwikkelingen tot op heden

3.1.1. Landbouw vanaf de Middeleeuwen

Ongeveer tot het jaar 700 was de landbouw weinig produktief en slechts van locale betekenis. In de periode van 700-1300 nam haar betekenis sterk toe : nieuwe technieken deden hun intrede, zodat meer land ontgonnen en ook efficiënter gebruikt kan worden. In aanvang was de akkerbouw de belangrijkste vorm van landbouw, de veeteelt stond grotendeels in dienst daarvan als mestleverancier, behalve in gebieden waar de grond niet (meer) geschikt was voor akkerbouw.

De ontwikkelingen in de twee belangrijkste gebieden van Nederland, de zandgronden in Hoog-Nederland en de veen- en kleigebieden van Laag-Nederland, kunnen als volgt worden samengevat :
Op de zandgronden in Hoog-Nederland (Drente, Oost-Overijssel, Gelderland, Brabant) zag de landbouw er als volgt uit: In de beekdalen waren weiden gelocaliseerd voor rundvee en paarden, waarbij het nattere grasland werd gebruikt als weiland en het drogere als hooiland. Hogerop, buiten bereik van overstromingen, lagen de akkers, de zogenaamde essen (groot) of kanpen (klein), waarop allerlei produkten werden verbouwd. Akkers en weiden waren veelal omgeven door houtwallen en -singels. Als bemesting werd gebruik gemaakt van plaggenmest, dat wil zeggen, heideplaggen gemengd met schapemest. Voor elke akker was dus een aanzienlijke hoeveelheid heide nodig (twee tot zeven maal zoveel als akkergrond) die onderhouden werd door er schapen op te houden en nu en dan af te branden. De (geringe) hoeveelheid bos werd gebruikt voor de houtvoorziening.

De middeleeuwse landbouw heeft op plantengroei en landschap in dit gebied sterk diversificerend gewerkt. Op heide, akkers en in hooi- en weiland waren een grote rijkdom aan diversiteit aan levensgemeenschappen ontstaan, die er vóór die tijd nog niet waren. Voor de fauna geldt dit niet zonder meer. Tegenover een toename van het aantal diersoorten door

vergroting van het aantal biotopen staat een afname: door de sterke afname van het areaal oerbos zijn vele diersoorten, met name grotere zoogdieren, verdwenen.

In Laag-Nederland (Groningen, Friesland, N-W Overijssel, Noord- en Zuid Holland) bestaat de bodem grotendeels uit veen en klei. De ontginningen zijn begonnen rond ca. het jaar 1000. Vanaf de hoger gelegen, kleiïge oeverwallen is men de grond gaan ontginnen in lange, smalle, parallel lopende kavels (zogenaamde stroken of slagen), gewoonlijk begrensd door een houtkade. Al heel snel deed zich de noodzaak tot ontwatering voor, doordat de bodem begon te zakken door inklinking. Van die tijd dateren de eerste polders. Ontwatering vond plaats door bij lage waterstand sluisjes te openen. Een revolutie deed zich voor bij de uitvinding van de windmolen in de 15e eeuw: ontwateren kon sindsdien veel efficiënter geschieden.
Aanvankelijk werd op deze klei- en veengronden akkerbouw gepleegd. Gebrek aan meststoffen deed de bodem al snel uitputten. Vanaf die tijd is men op deze gronden vee gaan houden, en wel voornamelijk rundvee.
Van de lange kavels was het dichtst bij de bebouwde rivierwal gelegen gedeelte vrij voedselrijk en werd gebruik als weiland. Het verderweg gelegen gedeelte was van nature vaak voedselarm. Het werd gebruikt als hooiland en werd daardoor nog voedselarmer. Deze gradiënt van voedselrijk naar voedselarm, samengaand met en gradiënt van matig vochtig tot nat, heeft geleid tot een grote diversiteit in plantengroei, die er voor die tijd nog niet was. Ook de geschiktheid van dit gebied als broedisotoop voor weidevogels dateert uit die tijd. Door afgravingen ten behoeve van turfwinning zijn in die tijd vele van de West-Nederlandse plassen ontstaan, die grote betekenis hebben voor met name allerlei vogelsoorten.

We zien dus, dat in de Middeleeuwen de structuur is ontstaan, die nu nog steeds wordt beschouwd als kenmerkend voor deze gebieden. De landbouw uit deze tijd heeft gezorgd voor een vergroting van het aantal biotopen en dus voor een vergroting van de diversiteit van flora en fauna.

Was oorspronkelijk de akkerbouw de belangrijkste vorm van landbouw, later is dat veranderd. De boeren uit laag-Nederland, waar men later naast veeteelt ook tuinbouw ging bedrijven, werden zeer welvarend vergeleken met hun collega's op de zandgronden. Om een idee te geven: eind 17e eeuw was de gemiddelde veebezetting ca. l GVE/hectare (is nu bijna 3 GVE/ha). Begin 18e eeuw was de melkgift per koe ongeveer 800 kg/jaar. Een eeuw later was die gestegen tot maximaal 1500-2000 kg/jaar. Op dit moment is de melkgift per koe ongeveer 5000 kg/jaar. In de akkerbouw veranderde niet veel in die tijd: de mest was de beperkende factor. Op veel plaatsen trad overexploitatie op van de heide als mestbron. Het gevolg daarvan was het ontstaan van zandverstuivingen. Dit was de oorzaak van de achterstand van de zandgronden.
(lit. l, *2,* 3).

3.1.2. Ontwikkelingen sinds de industriële revolutie ,

De ware revolutie voor de landbouw was ongetwijfeld de uitvinding van de kunstmest, eind 19e eeuw, waardoor mest als beperkende factor geen rol meer speelde. Samen met de verbeterde transportmogelijkheden gaf dit een nieuwe impuls aan de landbouw.
In deze tijd is men, naast de ontginning van woeste gronden, opnieuw begonnen met de landaanwinning door droogmaking: in 1852 is als eerste het Haarlemmermeer drooggelegd. Sindsdien is op grote schaal landaanwinning blijven plaatsvinden op deze manier, met als sluitstuk de IJsselmeerpolders in de 30-er en 50-er jaren van deze eeuw.
Begin 20e eeuw zien we voor het eerst een afname van de agrarische beroepsbevolking, mogelijk gemaakt door de arbeidsproduktiviteitsstijging, een ontwikkeling die nog volop in gang is. De Ruilverkavelingswet is van kracht geworden in 1924; de oprichting van de Cultuurtechnische Dienst dateert uit 1935: de overheid begon een steeds actievere rol te spelen in de landbouwontwikkelingen.
Sinds die tijd is er sprake van een conflict tussen landbouw en natuur : kunstmest, ontwateringswerken en inrichtingsmaatregelen doet de verschillen tussen gebieden onderling en ook de gradiënt binnen een gebied verdwijnen, waardoor ook de diversiteit aan biotopen en daarmee de diversiteit aan plant- en diersoorten sterk afneemt.
Na de 2e Wereldoorlog zien we een versnelling van deze ontwikkelingen, veroorzaakt door het EEG-markt- en prijsbeleid en het nationale landinrichtingsbeleid. De nadruk wordt steeds meer gelegd op produktiviteitsverhoging per man en per hectare grond, door middel van:

- inrichtingswerken: ontsluiting van gebieden, boederijverplaatsing en waterbeheersing;
- afvloei van onrendabele (= kleine en ouderwetse) bedrijven;
- moderne bedrijfsvoering: mechanisering, gebruik van krachtvoer, kunstmest en bestrijdingsmiddelen.

Tenslotte vindt een steeds groter wordende afname van het landbouwareaal plaats ten behoeve van stedebouw, industrie, verkeer en recreatie, een afname die tegenwoordig niet meer wordt gecompenseerd door landaanwinning of ontginning.
(lit. l, 3, 4).

TABEL 3.1. Bodemgebruik in Nederland van 1900-1978
(gemeentelijk ingedeelde grond)

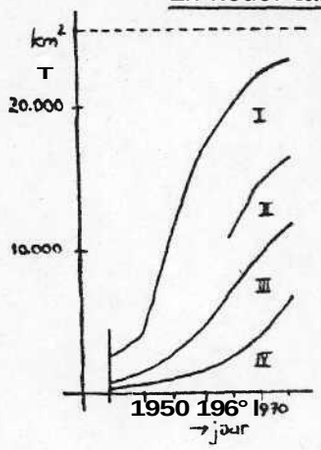
Jaar	Totaal areaal (km2)	Land-bouw	Bos	Natuur	Overige *
1900	32.550	21.155	2.605	6.185	2.605
1950	35.500	25.560	2.840	1.775	4.970
1970	36.620	25.635	2.930	1.830	6.225
1978	36.950	24.865	3.105	1.590	7.390
1980	37.190	24.500	3.110	1.570	7.810

* Overige: water + bebouwd gebied (steden, wegen, industrie).

3.1.3. De huidige situatie

De huidige situatie is het resultaat van de gebeurtenissen uit het verleden. De door de middeleeuwse landbouw gecreëerde diversiteit aan biotopen is door de moderne ontwikkelingen snel aan het verdwijnen.
Op de zandgronden zijn de beken gekanaliseerd en diep ontwaterd. Er wordt nu veel snijmais verbouwd, evenals op de voormalige essen en kampen. De oorspronkelijke essen- en kampenstructuur is, evenals het verschil in gebruik met de beekdalen, goeddeels verdwenen door het neerhalen van de omringende houtwallen. De ontwatering heeft ook invloed op bos en heide: door verdroging is de samenstelling daarvan veranderd en de diversiteit aan biotopen verminderd, terwijl de oorspronkelijke functie geheel verloren is gegaan.
Op de zandgronden is men op grote schaal overgegaan op de intensieve veehouderij.
In de veen- en kleigebieden is door de intensivering, gepaard aan de ontsluiting en boerderij-verplaatsing, de gradiënt vrijwel verdwenen. De waterstandsverlaging heeft grote invloed gehad op de bedrijfsvoering: de grasproduktie is dankzij de kunstmest enorm verhoogd. De gemiddelde veebezetting is nu 2,6 GVE/ha, de melkgift per koe ca. 5100 kg, de eerste maaidatum, oorspronkelijk eind juni of begin juli, of zelfs nog later, is vervroegd naar half mei of soms nog eerder.
De oppervlakte ruilverkaveld gebied groeit nog steeds snel: zie grafiek 3.1. Ook de afname van werkgelegenheid in de agrarische sector gaat nog steeds voort door de produktiviteitsstijging die nodig is om een enigszins redelijk inkomen te handhaven, mede omdat ten opzichte van andere produkten de prijs van voedsel soms kunstmatig laag wordt gehouden.

GRAFIEK 3.1. Stand van zaken wat betreft ruilverkavelingen in Nederland



I : oppervlakte grond waarvoor een ruilverkaveling is aangevraagd
II : oppervlakte grond waar een ruilverkaveling in voorbereiding is
III : oppervlakte grond waar een ruilverkaveling in uitvoering is
IV : oppervlakte grond waar een ruilverkaveling heeft plaatsgevonden

Van de eens rijke flora is alleen hier en daar (meestal in natuurreservaten) een relict over.
De weidevogels, in ons grasland gekomen dankzij de landbouw, worden nu door de landbouw bedreigd. Op de effecten van bepaalde ingrepen op flora en fauna wordt ingegaan in paragraaf 3.1.4.

De ontwikkelingen zoals die vooral sinds de 2e Wereldoorlog hebben plaatsgevonden, gaan nu dus nog steeds voort. Aan de andere kant zijn er in die tijd allerlei tegenstromingen ontstaan: Talrijke natuurbeschermingsorganisaties protesteren tegen de aantasting van natuur en landschap. Ook onder de boeren zelf gaat protest op: men is geen boer meer, maar ondernemer. De hoge investeringen gaan gepaard met grote schuldenlasten. Het energiegebruik in de landbouw is met sprongen toegenomen en leidt vooral sinds de energiecrisis tot hoge energielasten. Bovendien *is* het de vraag of verder verhogen van grond- en arbeidsproduktiviteit zinvol is, waar enerzijds de EEG met overschotten te kampen heeft en anderzijds de werkloosheid snel stijgt.
Wat betreft de nadelige ontwikkelingen voor het natuurlijk milieu worden nu van allerlei kanten, ook van overheidszijde, pogingen gedaan om nog iets te redden van de resterende natuurwaarden. In de opvattingen over de manier waarop dat moet gebeuren zijn twee stromingen te onderkennen:

1) Segregatie: scheiding van landbouw en natuur. Natuur en landschap worden bewaard in reservaten en landschapsparken, terwijl elders de landbouwontwikkelingen onbelemmerd voortgang kunnen vinden. Een dergelijk beleid wordt voorgestaan door de overheid: een klein gedeelte van de cultuurgrond (oorspronkelijk ca. 8%, nu minder) krijgt de status van "nationaal landschap" (o.i.d.), terwijl voor 100.000 ha agrarisch grasland beheersovereenkomsten afgesloten moeten worden met oog op behoud van weidevogels. (Relatienotagebied). In 1980 was van deze 100.000 ha nog slechts 1450 ha gerealiseerd. Het is, vooral in deze tijd van bezuinigingen, niet te verwachten dat in 2000 voor zelfs maar een redelijk deel van 100.000 ha deze overeenkomsten gesloten zijn.

Nadelen van het segregatiebeleid zijn:
- het ontstaan van een "bloempotcultuur";
- de kans dat de kleine stukjes natuur door invloed van buitenaf èn door hun geringe omvang op zich toch nog aanzienlijk in waarde achteruitgaan (eilandentheorie);
- boeren voelen zich niet geroepen om museumboer te worden: iemand die tegen subsidie zijn bedrijf onrendabel maakt;
- beheersovereenkomsten brengen hoge kosten met zich mee, hetgeen in deze tijd een vrijwel onoverkomelijk bezwaar is.

2) Integratie: verenigen van landbouw en natuur. De boeren moeten, waar ze kunnen, rekening houden met de natuur. Het streven hierbij is naar maatregelen, die weinig produktieverlies met zich meebrengen, wanneer zij weldoordacht worden uitgevoerd.
Er is een redelijk aantal bedrijven, dat het in deze richting zoekt. Men denke hierbij aan de alternatieve landbouw. Deze kan echter in de meeste gevallen alleen rendabel produceren door dat tegen hogere prijzen te doen dan de gangbare landbouw. De alternatieve landbouw heeft een geheel eigen deelmarkt en het is niet te verwachten, dat deze boven een aandeel van enkele procenten van de totale landbouwmarkt uitgroeit.
Van een beleid dat in de richting van integratie werkt is echter geen sprake: van overheidszijde voelt men er weinig voor, maar ook de natuurbeschermers staan er gereserveerd tegenover. Er is immers het risico, dat wanneer nu geen reservaten met strenge beheersregels worden aangewezen, er binnen afzienbare tijd geen natuur meer over is om te beschermen. Voor de meest kwetsbare gebieden en gevoelige soorten lijken reservaten een blijvende noodzaak (lit. 5,6,7).

3.1.4. Effecten van ingrepen op flora en fauna

A. FLORA

Bij de bedrijving van de effecten van de landbouwscenario's op de flora wordt vooral aandacht besteed aan de flora van grasland, slootkanten en sloten van het weidegebied.
De plantesoorten die voorkomen in het tegenwoordige grasland zijn, op enkele belangrijke uitzonderingen na, typerend voor het voedselrijk grasland-ecotoop. Zoals al eerder is opgemerkt, is de oorspronkelijke gradiënt (voedselrijk weideland bij de boerderijen, matig voedselrijk hooiland wat verder weg, en voedselarm schraalland of nat blauwgrasland het verst van de boerderijen) vrijwel verdwenen.
Voedselarm schraalland, met als karakteristieke planten onder andere talrijke zeggesoorten en diverse Orchissoorten, is alleen nog in reservaatsituaties te vinden. Door invloeden van buitenaf èn door de geringe omvang van deze reservaten treedt daar echter een sterke verarming op.
In het agrarisch gebruikt grasland gaat de eerste categorie (voedselrijk weiland) steeds meer overheersen: de minder

voedselrijke, bloemrijke hooilanden met soorten als koekoeksbloem en pinksterbloem dreigen nu ook te verdwijnen. Binnen het steeds meer overheersende voedselrijk grasland-ecotoop zijn echter ook nog verschillen in kwaliteit aan te duiden: het is duidelijk, dat in pas ingezaaide kunstweiden de kwaliteit van de graslandvegetatie uit oogpunt van - natuurbehoud laag is: er zijn slechts enkele, niet van oudsher in het ecotoop aanwezige plantesoorten. Van betekenis voor de kwaliteit is de rijkdom aan plantesoorten, die typerend zijn voor grasland. Hoe groter de diversiteit van deze soorten, des te hoger kan men de kwaliteit van het grasland noemen uit oogpunt van natuurbehoud.

Voor sloten geldt in grote trekken hetzelfde. Ook hier is de oorspronkelijk aanwezige gradiënt van voedselrijke wateren dicht bij de boerderij tot vrij voedselarme wateren het verst er vandaan bijna geheel verdwenen. (Van belang hierbij is niet zozeer de geografische ligging van de sloot, maar vooral de graad van isolatie ten opzichte van de boerderij in het stelsel van waterlopen). Plaatselijk zijn nog mesotrofe (= matig voedselrijke) sloten met een rijke vegetatie aanwezig. Voor het overgrote deel is de vegetatie in sloten echter kenmerkend voor het eutrofe (= voedselrijke) water-ecotoop. Binnen het ecotoop zijn nog wel duidelijke kwaliteitsverschillen aanwezig. Er is een aantal soorten dat een goede waterkwaliteit indiceert, zoals bijvoorbeeld waterviolier, zwanebloem en kikkerbeet; er zijn soorten die bij een beperkte mate van organische vervuiling (saprobie) nog stand kunnen houden, zoals gele plomp, pijlkruid en puntkroos; en er zijn soorten die bij een niet al te grote mate van saprobie juist floreren; voorbeelden hiervan zijn bultkroos en waterpest. In sommige sloten is de graad van voedselrijkdom zó hoog, dat er in het geheel geen vegetatie meer in aanwezig is ((hypertrofiëring). Vlak bij boerderijen komt dit steeds meer voor, onder andere door mestlozingen.

De verschillen in waterkwaliteit bepalen de verschillen in plantegroei. Op hun beurt worden zij bepaald door de mate van saprobiëring van het water. Deze organische vervuiling ontstaat veelal doordat het in een sloot bestaande evenwicht bij een bepaalde graad van voedselrijkdom wordt verstoord, bijvoorbeeld door een mestlozing of door de inlaat van boezemwater *in* droge tijden.

Op slootkanten komen, naast echte oeverplanten, ook graslandplanten voor. Slootkanten hebben door hun hogere vochtigheidsgraad en hun geringere beheersintensiteit vaak een refugiumfunctie voor graslandplanten, die uit het grasland verdreven worden.

V Hieronder volgt een overzicht van de voornaamste landbouwkundige ingrepen en hun mogelijke effecten op de plantegroei in het agrarisch gebied, toegespitst op grasland-, oever- en slootvegetaties.

I Effecten van inrichtingswerkzaamheden

1) Ontsluiting: wegaanleg en boerderijverplaatsing. Behalve het direct biotoopverlies geeft ontsluiting gewoonlijk een verhoging van de gebruiksintensiteit van tot dusverre niet zo intensief gebruikte grond. Hierdoor verdwijnt een aantal graslandplantesoorten die gebonden zijn aan een relatief voedselarm, weinig verstoord milieu. Er zullen tredplanten voor in de plaats komen. Voor sloten geldt, dat de mate van isolatie ten opzichte van boerderijen zal veranderen, in de meeste gevallen verminderen, waardoor de waterkwaliteit mogelijk zal afnemen en daardoor mogelijk plantesoorten verdwijnen.

2) Waterbeheersing: in met name veengebieden ontstaat bij verlaging van de waterstand, wanneer die plaatsvindt in het vroege voorjaar, een snellere ontwikkeling van de vegetatie door een sneller opwarmen en doorluchten van de bodem. Ook ontstaat een verhoging van de voedselrijkdom van de bodem door de hiermee samengaande toename van de mineralisatie. Dit betekent, dat soorten die gebonden zijn aan relatief koude, natte en voedselarme omstandigheden zullen verdwijnen of in aantal zullen verminderen. Verder heeft het verlagen van de waterstand tot gevolg, dat het grasland intensiever kan worden gebruikt. Ook heeft waterpeilverlaging invloed op de waterkwaliteit: in de zomer is gewoonlijk inlaat van boezemwater noodzakelijk. De kwaliteit van dit boezemwater is over het algemeen slechter dan die van de sloten. Dit heeft een verarmende werking op de slootvegetaties. Bij kleigrond is de relatie tussen waterpeil en bodemvochtvoorziening niet zo duidelijk. Het verdrogen van grasland zal in mindere mate plaatsvinden. De afname van de waterkwaliteit geldt op kleigrond in dezelfde mate.

4

3) Vergraving: vergraving op grote schaal, bijvoorbeeld in het kader van een ruilverkaveling, is desastreus voor de vegetatie. Alle aanwezige plantegroei verdwijnt, en de terugkeer van met name de kwetsbaardere soorten in de nieuwe kunstweiden is uiterst dubieus.

II Effecten van bedrijfsvoeringsactiviteiten

4) Grasmatverbetering: hieronder vallen scheuren en inzaaien, vergraven en egaliseren. Ook hierbij verdwijnt de hele vegetatie. De kansen op terugkeer van plantesoorten is iets beter dan bij vergravingen op grote schaal. Er is naar schatting een periode van 10 jaar voor nodig, om het behandelde perceel weer de vegetatiesamenstelling te geven van de omringende grasvelden. Voor de kwetsbare soorten is echter in de meeste gevallen ook vergraving op kleine schaal voldoende om ze voorgoed uit het perceel te doen verdwijnen.

6) Maaien: **vroeg maaien geeft laatbloeiers een verminderde kans op zaadvorming.**

7) Bemesten: doet planten die gebonden zijn aan een relatief voedselarm milieu verdwijnen. Hoe hoger de mestgift, des te meer plantesoorten zullen verdwijnen. Ook hier geldt, dat dit effect minder sterk is aan slootkanten dan , op grasland, waarschijnlijk door de verhoogde uitspoeling. Het is ook mogelijk dat de bemesting hier minder sterk is.

8) Slootonderhoud: een voor slootplanten optimaal onderhoud houdt in: één maal per jaar schonen, liefst in het najaar. Wanneer over te grote stukken tegelijk wordt geschoond, hebben slootplanten een verminderde kans om het jaar erop terug te keren. Dat geldt ook voor te diep uitbaggeren, wat bij mechanisch schonen al vrij snel gebeurt.
Gebruik van onkruidverdelgers is uiteraard uit den boze. (Lit. 5,8,9,10,11,12,13,14,15).

B. FAUNA

Bij de effectbeschrijving wat betreft landbouw op de fauna, wordt hier vooral aandacht geschonken aan de weidevogels. Een definitie van het begrip "weidevogel" is: weidevogels zijn die vogels, waarvan een belangrijk deel van de populatie in het broedseizoen afhankelijk is van agrarisch grasland, doordat zij daar broeden en daar, of in aanwezige sloten, foerageren. (Beintema, 1980). Er zijn echter ook andere, met name ruimere definities van het begrip weidevogel. Weidevogels zijn gekozen als belangrijkste faunavertegenwoordigers, omdat:
a) zij karakteristiek zijn voor het Nederlandse grasland;
b) Nederland een West-Europese verantwoordelijkheid draagt voor weidevogels (bijvoorbeeld van alle grutto's in West-Europa broedt 80 à 90% in Nederland);
c) er relatief veel onderzoek naar en inventarisatie van weidevogels is gedaan, zodat er vrij veel over bekend is in vergelijking met andere faunagroepen.

Weidevogels worden onderscheiden in kritische en minder kritische soorten, waarbij de kritische soorten hogere eisen stellen aan het broedbiotoop.

De eisen die elke weidevogelsoort stelt aan zijn broedbiotoop zijn veelal afkomstig van de oorspronkelijke biotoop, uit de tijd dat er nog geen agrarisch grasland aanwezig was. Hieronder volgt een overzicht van het voorkomen van enkele belangrijke weidevogelsoorten, gerangschikt van meer naar minder kritisch:

TABEL 3.2. Weidevogels en broedbiotoop

Vogelsoort	Aantal broed-paren in Ned.	Oorspronkelijke biotoop	Terrein-eisen broedbiotoop
Kemphaan	1.500	voedselarme mostoendra	schraal hooiland
Watersnip	5.500	moeras	nat, dus hoge grondwaterstand
Tureluur	20.000	kwelder	nat, en liefst brak en slikkig
Grutto	120.000	hoogveen, zeggemoeras	vrij hoge vegetatie, oneffen
Scholekster	50.000	kust	kaal en plat
Kievit	120.000	steppe	korte vegetatie

Alle weidevogels hebben gemeen, dat zij erg gesteld zijn op rust, openheid en een hoge waterstand, waarbij dit laatste voor sommige vogels een noodzaak is, voor andere echter niet.
Hieronder volgt een lijst met veel voorkomende ingrepen met hun mogelijke of waarschijnlijke effect op weidevogels.

I Effecten van inrichtingsmaatregelen

1) Ontsluiting: wegaanleg al dan niet met boerderij-verplaatsing. Een weg levert een bepaalde mate van verstoring op, waardoor vogels in de buurt niet of minder tot broeden komen. Dit geldt ook voor boerderijen. De mate van verstoring is afhankelijk van de aard van de weg. De gevoeligheid voor verstoring is verschillend per vogelsoort. Het broedbiotoopverlies ten gevolge van een weg is groter, naarmate het gebied opener is. Een indicatie: een landbouwweg heeft ruwweg een zône van 200 m aan elke kant, waarin geen vogels broeden. voor een 4-baanssnelweg is dat een zône van 2 km, waarbij verstoring merkbaar is. Binnen een afstand van l km wordt niet of nauwelijks gebroed.

2) Waterbeheersing: een verlaging van het waterpeil, vooral in het vroege voorjaar, heeft invloed op de samenstelling van de vegetatie en op het tijdstip van ontwikkelen ervan. Dit hangt weer samen met de ontwikkeling van de bodemfauna. Het grasland kan hierdoor minder geschikt worden als foerageergebied. Dit scheelt per vogelsoort:

de kritische soorten zijn hiervoor veel gevoeliger. Dit scheelt ook per grondsoort: bij veengrond is de relatie tussen bodemvochtvoorziening en slootpeil veel duidelijker dan bij kleigrond. Door waterpeilverlaging wordt het grasland bovendien beter geschikt voor bewerkingen, kunnen hogere veedichtheden en grotere grasprodukties gehaald worden en kan er dus eerder en vaker gemaaid worden. Dit effect is voor alle weidevogelsoorten van belang en overtreft het vorige in belangrijkheid, maar is wel per soort verschillend. Het is dus heel moeilijk om directe relaties te vinden tussen slootpeil en weidevogeldichtheden, omdat allerlei andere factoren een rol meespelen. Een poging tot kwantificering op grond van een combinatie van een aantal onderzoeken van het effect van waterstandsverlaging alleen is voor een aantal soorten gedaan door J. Winkelman (CML, 1982) in het kader van het Integraal onderzoek Drinkwatervoorziening Zuid Holland (IODZH). De getallen geven marges aan: het te verwachten effect ligt ergens tussen deze percentages en nul (geen effect).

TABEL 3.3. Procentuele afname in dichtheid bij droger worden van het grasland

	nat	tamelijk nat	normaal
Kemphaan	100	75	35
Watersnip	100	75	40
Grutto	100	85	50
Tureluur	100	50	35

3) Vergraving: tijdens vergravingen worden alle weidevogels verjaagd. Of zij daarna weer terugkeren hangt af van de toestand. Na ruilverkavelingen wordt vaak in het hele gebied de waterstand verlaagd en volgt een intensiever bodemgebruik, waardoor de kansen voor weidevogels sterk afnemen.

II Effecten van bedrijfsvoeringsactiviteiten

4) Grasmatverbetering: heeft geen grote invloed, omdat dit meestal buiten het broedseizoen geschiedt.

5) Beweiding: een hoge veebezetting heeft een aantal negatieve invloeden op de vogelstand. Een direct invloed is de mate van vertrapping van nesten. In tabel 3.4. staat een overzicht van de invloed hiervan, zoals berekend door de Stichting Beheer Landbouwgronden , op grond van verzamelde gegevens.
We zien dat:
- jongvee meer vertrapt dan volwassen koeien, met uitzondering van de scholekster-nesten;

- het niet uitmaakt of veel vee gedurende korte tijd of minder vee gedurende langere tijd op het grasland staat;
- het erop lijkt, dat de vertrappingspercentages van de kritischer soorten hoger zijn dan die van de niet-kritische.

Bij een hoge veebezetting lijken er toch mogelijkheden te zijn door een aangepast omweidingssysteem de schade aan nesten door vertrapping te beperken.

TABEL 3.4. Percentage van de legsels dat gemiddeld vertrapt wordt bij beweiding met 5, 10 en 20 koeien, pinken en schapen per ha gedurende 4 dagen, 1 week en 2 weken

Veesoort	koeien			pinken			schapen		
Aantal dieren per ha	5	10	20	5	10	20	5	10	20
Beweidingsduur 4 dagen									
Scholekster	-	41	65	-	32	54	-	5	9
Kievit	-	31	53	-	57	81	-	14	26
Grutto	-	48	72	-	84	97	-	23	41
Tureluur	-	67	89	-	84	98	-	23	41
Beweidingsduur 1 week									
Scholekster	37	61	84	29	49	74	4	8	15
Kievit	28	48	73	52	77	95"	12	23	40
Grutto	43	68	90	80	96	100	21	37	60
Tureluur	62	85	98	80	96	100	21	37	60
Beweidingsduur 2 weken									
Scholekster	61	84	-	49	74	-	8	15	29
Kievit	48	73	-	77	95	-	23	40	65
Grutto	68	90	-	96	100	-	37	60	84
Tureluur	85	98	-	96	100	-	37	60	84

Een indirecte invloed is de grotere mate van intensiteit van het graslandgebruik dat nodig is om de grotere veestapel te kunnen onderhouden. Er zal beter ontwaterd, meer gemest en eerder en vaker gemaaid worden. Er is dan ook een duidelijke relatie tussen veebezetting en vogelstand, die in feite een relatie tussen intensiteit van het graslandgebruik en vogelstand is.
In tabel 3.5. staat voor een aantal weidevogelsoorten vermeld, welke beweidingsdruk zij kunnen verdragen bij diverse inscharingsdata.

TABEL 3.5. Maximaal getolereerde beweidingsdruk bij perm. beweiding met volwassen koeien resp. GVE's (Beintema, 1982).

Vogelsoort	Inscharing 5-5		Inscharing 15-5		Inscharing 25-5	
	koeien	GVE's	koeien	GVE's	koeien	GVE's
Kemphaan	1	0,6	1	0,6	2	1,2
Watersnip	1	0,6	2	1,2	hoog *	hoog *
Tureluur	1	0,6	2	1,2	3	1,8
Grutto	2	1,2	3	1,8	hoog *	hoog *
Scholekster	3	3	3	3.	3	3
Kievit	5	3	8	4,8	hoog *	hoog *

* Op deze datum is de broedtijd voor deze soorten al vergevorderd, zodat weinig vertrappingsschade meer kan ontstaan.

6) Maaien: wanneer een perceel in de broedtijd wordt gemaaid, zijn op dat betreffende perceel alle nesten vernietigd. Weidevogels hebben dus een bepaalde, aaneengesloten periode nodig waarin niet gemaaid wordt. De duur van deze periode en de aanvangs- en beëindigingsdatum verschilt per vogelsoort. Wanneer zij deze periode niet krijgen, worden geen nakomelingen geproduceerd.

TABEL 3.6. Broedperiode voor diverse weidevogelsoorten (Eieren leggen + broeden)

Vogelsoort	Vroegste aanvangs datum	Laatste aanvangsdatum	Minimale duur
Kemphaan	ca. 2 - 5	ca. 20 - 6	ca. 26 dagen
Watersnip	ca. 3 - 4	ca. 1 - 6	ca. 25 dagen
Tureluur	ca. 18 - 4	ca. 10 - 6	ca. 29 dagen
Grutto	ca. 3 - 4	ca. 5 - 6	ca. 29 dagen
Scholekster	ca. 15 - 4	ca. 15 - 6	ca. 32 dagen
Kievit	ca. 25 - 3	ca. 10 - 6	ca. 33 dagen

Voor het vliegvlug worden van de jongen komt er nog eens ca. 3 weken bij.
Het is bekend, dat weidevogels, wanneer hun nest wordt vernietigd, een vervolglegsel kunnen produceren.
Hieruit volgt dat het er niet zoveel toe doet, wanneer de storingsvrije periode van ca. een maand precies valt. Het voornaamste is, dat de periode er is.
Toch moet het belang van een eerste maaidatum niet worden onderschat. Wanneer eenmaal het grasland een keer gemaaid is, zal er geregeld weer gemaaid worden. De periode tussen twee maaibeurten is gewoonlijk te kort (3 à 4

weken) om alsnog tot broedsucces te komen. Wanneer de eerste maaidatum op een laat tijdstip gesteld wordt, kan vóór die tijd al broedsucces opgetreden zijn en kan daarna de graslandproduktie gemaximaliseerd worden.

7) Bemesten: bemesting heeft nauwelijks directe invloed op weidevogels. Er wordt daarom niet verder op ingegaan.

Zowel voor weidevogels als voor planten geldt, dat de effecten van bovengenoemde ingrepen niet los van elkaar mogen worden gezien. De mechanismen van al of niet verdwijnen van bepaalde ecosystemen of soorten zijn niet afhankelijk van één bepaalde ingreep, maar van een samenspel van ingrepen. Dit samenspel is vrij complex en grotendeels nog onontwarbaar, zeker wat betreft de flora.
Een voorbeeld hiervan: er blijkt voor een aantal Zuidhollandse graslanden een duidelijke relatie te bestaan tussen de vochtvoorziening en de bemestingsdruk van het grasland (Meiman, i.V.). De mogelijke verklaring hiervan: een te nat grasland is niet geschikt voor bewerkingen in het vroege voorjaar, dus wordt er pas later bemest. Als gevolg daarvan komt de grasproduktie pas laat op gang, waardoor er ook pas laat gemaaid kan worden: hieruit blijkt, dat verschillende bedrijfsvoeringsactiviteiten allemaal van elkaar afhankelijk zijn.
Ook voor weidevogels geldt dit. De laatste tijd echter lijkt er wat meer inzicht te ontstaan in de mogelijke mechanismen die de weidevogelstand bepalen (Beintema, 1982). In het algemeen kan gesteld worden, dat weidevogels in principe positief reageren op beheer. Wanneer het beheer in een gebied een bepaalde intensiteit, die voor elke soort anders ligt, heeft bereikt, dan gaat het bergafwaarts en is de soort gedoemd te verdwijnen uit het gebied. Veebezetting kan als maat gebruikt worden voor de gebruiksintensiteit van grasland, wanneer het gaat om een globale effectvoorspelling. Als er een meer gedetailleerde effectvoorspelling gemaakt moet worden, is de veebezetting als maat niet voldoende, maar zijn daarnaast gegevens nodig betreffende omweidingssysteem en maairegime (lit. 5, 16, 17, 18 19, 20, 21, 22).

C. OVERIGE FLORA EN FAUNA

Flora. Een nog niet genoemd onderdeel van de flora van het agrarisch gebied is de akkerflora: wilde plantesoorten die spontaan voorkomen op akkers. Deze plantesoorten zijn over het algemeen minder gevoelig voor bedrijfsvoeringsactiviteiten dan graslandplanten en stellen heel andere milieu-eisen. De waterstand van akkers is gewoonlijk laag en het bemestingsniveau hoog. Van de grootste invloed is wel het feit, dat akkers ieder jaar geploegd worden. De akkerflora (zoals kamille, klaproos en korenbloem), bestaat dan ook voor het grootste deel uit éénjarige, minder vaak tweejarige onkruiden die niet gevoelig zijn voor ingrepen als waterstandsverlaging, bemesting en vergraving.

Toch gaat het de laatste jaren met de wilde akkerflora erg slecht. De voornaamste oorzaak hiervan is het gebruik van onkruidverdelgende middelen, die alle tweezaadlobbige planten uitroeit. Het graan, eenzaadlobbig, blijft dan alleen over, hooguit geflankeerd door enkele grassoorten. Vele wilde akkerplanten zijn dan ook zeer sterk in aantal achteruit gegaan (lit. 3, 22).

Fauna. Faunagroepen die beïnvloed worden door de landbouw zijn vrij talrijk.
Om te beginnen zijn er diersoorten, die evenals de weidevogels door bedrijfsvoerings- en inrichtingswerken uit grasland verdreven worden: onder andere vele insektesoorten verdwijnen samen met diverse plantesoorten. Ook de hazenstand staat sterk achteruit.
Maar ook onder dieren vallen veel slachtoffers door het gebruik van bestrijdingsmiddelen. Door insekticidengebruik verdwijnen insekten èn hun predatoren, zoals bijvoorbeeld de kikker. Door herbicidengebruik verdwijnen plantesoorten en daarmee de dieren die van deze plantesoorten afhankelijk zijn.
Het roofvogelbestand in ons land is schrikbarend achteruit gegaan door bestrijdingsmiddelen: zij hebben veelal kleine zaadeters als prooi, die door het eten van bespoten voedsel een dosis bestrijdingsmiddelen in zich opslaan. Door de accumulerende werking van deze middelen wordt de dosis voor dieren die aan het eind van een voedselketen staan, zoals roofvogels, te hoog.
Verdelgers die (door lozing of per ongeluk) in het water terecht gekomen zijn, worden via de waterwegen uiteindelijk in de Noordzee geloosd. Vooral in de Waddenzee, waar zij met de golfstroom mee in terecht komen, is daardoor grote schade ontstaan onder vissen en viseters zoals sterns en zeehonden. Tegenwoordig geldt voor een aantal van de gevaarlijkste bestrijdingsmiddelen een verbod, waardoor de schade ten dele weer is afgenomen (lit. 19, 20, 23).

3.2. Het CE-scenario

3.2.1. Doelstellingen

Beleidsdoelstellingen in het CE-scenario met betrekking tot de landbouw zijn als volgt geformuleerd:
- het handhaven en vergroten van de landschappelijke kwaliteit en het in stand houden van levensgemeenschappen van planten en dieren;
- het behoud van werkgelegenheid *in* de agrarische sector;
- het streven naar een op langere termijn continueerbaar produktieniveau door minder gebruik van milieuvreemde stoffen en fossiele brandstoffen en beperking van de mestoverschotten;

Ook algemenere doelstellingen van het CE-scenario zijn uiteraard van toepassing op de landbouw, voor formulering daarvan wordt verwezen naar het hoofdrapport van de CE-scenariostudie.

3.2.2. Opzet van het CE-landbouwscenario

Het CE-landbouwscenario is uitgewerkt door het Milieukundig Studiecentrum te Groningen, die hierover een rapport hebben uitgebracht (een samenvatting hiervan is verwerkt als hoofdstuk 9 in het hoofdrapport).
De werkwijze is als volgt geweest: men heeft berekend, wat de opbrengst van de landbouw in 2000 zou zijn, wanneer een zogenaamde milieuvriendelijke landbouwvariant van toepassing zou zijn. Als basis hiervoor is onder andere een aantal doelstellingen genomen die door de Stichting Natuur en Milieu zijn genoemd in hun publicatie "milieuvriendelijke landbouw". Deze doelstellingen hebben voornamelijk betrekking op de veehouderij, maar hebben zijdelings ook invloed op akker- en tuinbouw:

- bij rundveehouderij een maximale veebezetting van 2 GVE/ha;
- voor grasland een maximale stikstofgift uit kunstmest van 200 kg N/ha per jaar;
- voor de gehele landbouw: streven naar een fosfaatbalans, waarbij niet méér P (= fosfaat) uit organische mest geleverd wordt door rundveehouderij en intensieve veehouderij dan verwerkt kan worden op akker-, tuinbouw- en weidegrond, om uitspoeling te voorkomen.

Bij strikte toepassing van de richtlijnen krijgen we het volgende beeld van de landbouw:

TABEL 3.7. "Milieuvriendelijke landbouw"

Sector	Aantal stuks vee x 1000		Areaal (km2)		Produktiewaarde (x milj. fl.)	
	1980	2000	1980	2000	1980	2000
Rundveehouderij	2.356	1.540	11.980	11.180	9.135	5.549
Intensieve veehouderij						
- varkens	10.138	3.430	n.v.t.		3.700	1.258
- kippen leg-	37.400	11.500	n.v.t.		1.190	386
slacht-	43.700	15.950	n.v.t.		930	340
- kalveren	582	220	n.v.t.		1.040	392
Totaal					6.860	2.376
Akkerbouw	n.v.t.		*6.950 **5.560	7.105 5.105	2.937	3.200
Tuinbouw	n.v.t.		1.130	1.130	6.000	6.130
Totaal	n.v.t.	n.v.t.	20.200	19.550	24.932	17.255

* inclusief mais
** exclusief mais

We zien dat de produktiewaarde in de veehouderij-sector zeer sterk terugloopt. De N-richtlijn en de maximale veebezetting van 2 GVE/ha zijn ervoor verantwoordelijk dat de grasproduktie en de rundveestapel sterk in omvang afnemen". De P-richtlijn maakt het dan ook nog onmogelijk de melkproduktie per koe op te voeren, doordat de krachtvoergift aan sterke banden gelegd moet worden. De produktiedaling in de intensieve veehouderij is geheel toe te schrijven aan de P-richtlijn.

Het is duidelijk, dat een dergelijke invulling van het scenario een even onwenselijke als onhaalbare zaak is. Een verzachting van de richtlijnen is dus nodig.
Wat betreft de P-richtlijn:
De overschotten die vooral op de zandgronden groot zijn, worden geleidelijk aan beperkt. Dat geldt ook voor de (momenteel veel grotere) P-belasting door huishoudens en industrieën. Zie verder paragraaf 3.2.3.
De andere twee richtlijnen (veebezetting en stikstofgift) worden nu in het CE-scenario op een deel van het landbouwareaal gerealiseerd. We zien dus een scheiding (segregatie) tussen de landbouw- en de natuurbelangen, maar niet in de gebruikelijke vorm van reservaten of aaneengesloten beheersgebieden. De bedoeling is, dat elke boer de mogelijkheid heeft een beheersovereenkomst af *te* sluiten voor een deel van zijn grond, zodat intensief en extensief gebruikte grond in elk gebied ruimtelijk zal zijn verweven. Er is hier dus sprake van segregatie op bedrijfsniveau, maar integratie op gebiedsniveau.

3.2.3. Maatregelen en cijfers voor het jaar 2000

In het CE-scenario zijn dus delen uit het "milieuvriendelijke" scenario verwerkt in een aantal beleidsmaatregelen, die voor het grootste deel betrekking hebben op de veehouderijsector.

Voor de rundveehouderij gelden:

1. Contingentering van de melkproduktie. Elk bedrijf mag gemiddeld niet meer dan 12.500 kg melk per hectare per jaar produceren;
2. De melkprijs in het CE-landbouwscenario zal jaarlijks reëel stijgen met 0,5 à *1%.* Dit is bedoeld om de tweede beleidsdoelstelling, het behoud van arbeidsplaatsen, te realiseren. Toch zal dit niet geheel lukken, verwacht wordt dat het aantal arbeidsplaatsen terugloopt van 277.000 nu tot 250.000 in 2000 (Referentiescenario: 225.000). In het algemeen kan gesteld worden, dat de intensiteit van het grondgebruik stijgt naarmate er meer mensen van moeten leven. In dit geval stelt de contingentering een bovengrens.
3. Beheersvergoedingen voor extensief gebruikte grond. elke boer krijgt de mogelijkheid voor een deel van zijn grond een beheersovereenkomst af te sluiten. Voor dit gebied

gelden dan de volgende beperkingen:
- maximale N-gift van 200 kg/ha uit kunstmest;
- maximale veebezetting van 2 GVE/ha;
- eerste maaidatum van 15 juni.

De beheersvergoeding bedraagt fl. 500,- per hectare per jaar. Er wordt vanuit gegaan, dat in totaal voor 340.000 ha verspreid liggende grond een beheersovereenkomst wordt aangegaan. (Met de - te elfder ure toegevoegde - 160.000 ha "aangepast beheer"-gebied wordt geen rekening gehouden).
Zie paragraaf 3.2.5. voor enkele kanttekeningen bij deze maatregel.
Van toepassing op de gehele landbouwsector zijn de volgende maatregelen:

4. Het landinrichtingsbeleid zal meer op lichte vormen van inrichting worden ingesteld. In totaal zal de overheid er fl. 150 miljoen per jaar minder in steken (het jaarlijks bedrag wordt dus meer dan gehalveerd). Van deze fl. 150 miljoen worden de beheersovereenkomsten betaald. Veel ruilverkavelingen zullen naar verwachting of achterwege blijven, of een "lichter" karakter hebben, waarbij de toestand van het gebied niet ingrijpend zal worden gewijzigd (dat wil zeggen, zo min mogelijk schaalvergroting, boerderij-verplaatsing, wegaanleg en algehele waterstandsverlaging), en waarbij rekening zal worden gehouden met landschappelijke en natuurlijke waarden.
5. Beperking van de fosfaatoverschotten met behulp van de volgende maatregelen:
   - geen P als kunstmest aan de bodem toevoegen;
   - stimuleren van mestbanken, waarbij afzetmogelijkheden voor organische mest worden gecreëerd in vooral klei- en veengebieden (waar minder snel uitspoeling op zal treden), in combinatie met gecentraliseerde mestvergisting om het transport minder onrendabel te maken;
   - P-verwijdering uit afvalwater door derdetraps zuivering en beperken van P-gebruik in huishoudens, met name door P-houdende wasmiddelen te verbieden;
   - stimuleren van fosfaatzuivering in EEG-verband.
6. Landschapsonderhoud: hiervoor zullen 6.000 arbeidsplaatsen beschikbaar komen, zodat achterstallig onderhoud aan landschapselementen kan worden ingehaald en een goed onderhoud kan worden gecontinueerd. De boeren kunnen dit zelf doen, het kan ook vanuit de overheid gebeuren, of gemengd.
7. Energiebesparing en inzet van alternatieve bronnen: besparing vooral in de tuinbouw en intensieve veehouderij, inzet van alternatieve bronnen in de vorm van kleine windmolens en biogas-installaties. Hierop wordt in dit hoofdstuk verder niet ingegaan.

Voor de akkerbouw geldt, dat gestreefd zal worden naar een beperking van het bestrijdingsmiddelen-gebruik.
Zonder nadere specificatie wordt verwacht, dat het gebruik van deze middelen in 2000 gehalveerd zal zijn.
Tenslotte zal voor de tuinbouw een aanzet worden gegeven

voor de beperking van de produktie van nitraatrijke bladgroente.

Voor de maatregelen 1,3,4 en 5 bepalen in sterke mate, hoe de rundveehouderij er in het CE-scenario uit zal zien. Maatregel l en 5 bepalen de gemiddelde veebezetting, maatregel 3 bepaalt de verdeling hiervan over het gebied . en maatregel 4 bepaalt de inrichting. We krijgen dan het volgende beeld: Op de 340.000 ha verspreid gelegen beheersgebied wordt uitgegaan van een gemiddelde veebezetting van 1,8 GVE/ha (om het maximum van 2 GVE/ha niet te overschrijden). Wanneer we uitgaan van een melkgift per koe van 6.250 kg/jaar is er een gemiddelde veebezetting nodig van 2,4 GVE/ha om een produktie van 12.500 kg melk/jaar/ha te halen. Als op de 3.400 km2 beheersgebied de veebezetting gemiddeld 1,8 GVE/ha is, moet in de rest van het gebied (7.780 km2) de veebezetting gemiddeld 2,7 GVE/ha zijn. In vergelijking met de huidige situatie:

TABEL 3.8. Rundveehouderij in 1980 en 2000 volgens het CE-scenario

	1980	2000-CE
Areaal grasland (km2)*		
totaal	11.980	11.180
intensief	n.v.t.	7.780
extensief	n.v.t.	3.400
Produktie totaal (kg/jr)	11.600 milj.	14.100 milj.
Produktie per ha (kg/jr)	9.682	12.500
Melkgift/koe (kg/jr)	5.100	6.250
Gemidd. veebez. (GVE/ha)	2,6	2,4
Idem intensief (id)	n.v.t.	2,7
Idem extensief (id)	n.v.t.	1,8

* Arealen gebaseerd op CBS-landbouwstatistieken

Akkerbouw en tuinbouw in het CE-scenario blijven ongewijzigd ten opzichte van de getallen zoals gegeven in tabel 3.7. en in paragraaf 3.2.2.
De intensieve veehouderij zal iets in omvang afnemen ten opzichte van 1980 door toepassing van de fosfaatrichtlijnen.

In de rundveehouderij-sector zien we een verlaging van de gemiddelde veebezetting van 2,6 GVE/ha tot 2,4.
Deze verlaging gaat echter gepaard aan een produktieverhoging doordat de melkgift per koe stijgt. Daardoor zal ook de grasproduktie moeten stijgen. Aangenomen dat de grasproduktie recht evenredig zal stijgen met de melkproduktie, zal in 2000 de grasproduktie per GVE 1,31 x zo groot zijn als in 1980. Op het beheersgedeelte betekent dit een totale gras-

produktie die 0,91 x de huidige is, een verlaging dus. Op het intensief gebruikte gedeelte zal de grasproduktie 1,36 x zo groot zijn als de huidige.
Op het beheergebied zal dus een scherpe verlaging van de veebezetting gepaard gaan aan een minder scherpe verlaging van de grasproduktie, terwijl op het intensief gebruikte gedeelte een lichte verhoging van de veebezetting (van 2,6 tot 2,7 GVE/ha) samen zal gaan met een wat sterkere verhoging van de graslandproduktie.
Gemiddeld daalt de veebezetting, maar stijgt de grasproduktie tot 1,22 x de huidige.

Tenslotte is het nog van belang, welke oppervlakte landbouwgrond nog een ruilverkaveling zal ondergaan: alle ruilverkavelingen die op het moment in uitvoering zijn, ca. 5.360 km2, gaan uiteraard door zoals ze zijn gepland. Ruilverkavelingen in voorbereiding zullen in het CE-scenario alle een "lichte" invulling krijgen. Dit geldt ook voor ruilverkavelingen in aanvraag, maar deze laatste kunnen ook nog helemaal niet doorgaan. Bij elkaar is dit een gebied van ± 10.700 km2, door het hele land verspreid liggend. Dan is er een gebied van ca. 7.600 km2, waar de ruilverkavelingen gereed zijn en tenslotte is er een gebied van 1.140 km2 waarvoor in het geheel geen ruilverkaveling is aangevraagd.
In tabel 3.10 staat een samenvatting hiervan» die geldt voor 1979 en gebaseerd is op CBS-bodemstatistieken.

TABEL 3.10. Stand van zaken wat betreft ruilverkavelingen in Nederland, 1979, en hun verwachte invulling in het CE-scenario

Areaal gereed	7.660 km2
Areaal in uitvoering	5.360 km2
Totaal "zwaar"	13.020 km2
Areaal in voorbereiding	3.865 km2
Areaal in aanvraag	6.835 km2
Totaal "licht"	10.700 km2
Geen aanvraag	1.140 km2

(Lit. 4, 24, 25, 26, 27).

3.2.4. Gevolgen voor het natuurlijk milieu

A. BIOTOOPVERLIES

Tot 2000 zal een oppervlakte van ca. 1.000 km2 onttrokken worden aan het agrarisch grasland om gebruikt te worden ten behoeve van andere doeleinden, zoals maisteelt, verkeer, woningbouw, recreatie en industrie. Voor het totale agrarische gebied is dat een oppervlakte van ca. 800 km2.

B. FLORA

Grasland. In het gebied waar ruilverkavelingen in uitvoering zijn (ca. 3.100 km2) zal door de verbeteringswerkzaamheden de graslandkwaliteit achteruitgaan. Ontsluiting, vergraving en ontwatering zullen een weiland van zeer beperkte grassamenstelling opleveren. Een gedeelte van deze grond zal echter in extensief beheer genomen worden (ca. 900 km2). Op deze grond zal na de aanvankelijke verslechtering weer een verbetering op kunnen treden. De effecten van waterstandsverlaging zijn echter blijvend.
In het gebied waar al een ruilverkaveling heeft plaatsgevonden (ca. 4.500 km2) *is* de kwaliteit van de graslandvegetatie uit natuurbehoudsoogpunt meestal op dit moment reeds bedroevend. Van verslechtering zal, ook bij een lichte intensivering van het graslandgebruik, nauwelijks sprake zijn. In het gedeelte dat onder de beheersvoorwaarden zal vallen (ca. 1.300 km2), kan een lichte verbetering verwacht worden. Ook hier geldt echter, dat de effecten van waterstandsverlaging blijvend zijn.
In gebieden waar geen of slechts een lichte vorm van ruilverkaveling te gebeuren staat (ca. 7.000 km2), zal op het gedeelte waarvoor geen beperkingen gelden de gebruiksintensiteit van het grasland iets stijgen. De kwaliteit van de graslandvegetatie zal daarom vermoedelijk achteruitgaan, zij het minder sterk dan in gebieden die nog een zware ruilverkaveling te wachten staat. Op de percelen waarvoor beheersovereenkomsten gesloten worden (ca. 1.900 km2) kan een verbetering optreden. Op deze percelen bestaat de kans, dat de in paragraaf 3.1.4. genoemde categorie van matig voedselrijke, bloemrijke hooilanden, nu ernstig bedreigd, zich kan handhaven of mogelijk zelfs uitbreiden. Voor de mechanismen die verslechtering of verbetering bewerkstelligen, wordt verwezen naar paragraaf 3.1.4.
Samenvattend de volgende tabel, waarbij opgemerkt moet worden, dat de getallen zijn afgerond op 100 km2.

TABEL 3.11. Effecten van het CE-landbouwscenario op de kwaliteit van de graslandvegetatie ten opzichte van 1980*

Achteruitgang	3.100 km2
Lichte achteruitgang	5.100 km2
Geen wijziging	3.200 km2
Lichte vooruitgang	1.300 km2
Vooruitgang	1.900 km2

* Arealen gebaseerd op CBS-bodemstatistieken

Sloten. In de gebieden waar nog een zware ruilverkaveling zal plaatsvinden (ca. 3.100 km2) zal een achteruitgang van de slootvegetatie te zien zijn, enerzijds door de waterstandsverlaging die een verhoogde inlaat van boezemwater met zich mee brengt, en anderzijds door de boerderij-verplaatsingen waardoor tot dan toe geïsoleerd liggende sloten nu veel dichter bij de boerderijen komen te liggen.
In de gebieden waar al een ruilverkaveling heeft plaatsgevonden (ca. 4.500 km2), is het waarschijnlijk dat ten opzichte van de verslechtering die in het verleden al heeft plaatsgevonden, geen verdere verslechtering zal plaatsvinden.
Ook in de gebieden waar geen of een lichte vorm van ruilverkaveling zal plaatsvinden, zal de toestand ongeveer gelijk blijven aan de huidige (ca. 7.000 km2). Hert lijkt niet waarschijnlijk, dat het al of niet aangaan van een beheersovereenkomst invloed zal hebben op de slootvegetatie. (Misschien zal er iets minder mest in de sloten terecht komen door de beperking die wordt opgelegd aan de mestgift: dit effect wordt vanwege de grote mate van onzekerheid verwaarloosd).
Wanneer het fosfaatgehalte van het boezemwater door de in paragraaf 3.2.3. genoemde maatregelen zal verminderen, is er kans dat inlaat daarvan in sloten een minder zwaar negatief effect zal hebben. het is ook mogelijk, dat er geen verschil zal zijn, doordat fosfaat lang niet overal meer de beperkende factor is voor algengroei. Verlaging van het nitraatgehalte zou dan meer effect hebben.

C. FAUNA

De gevolgen van de in paragraaf 3.2.3. genoemde maatregelen voor de weidevogels:
- in het areaal beheersgebied, dat is gelegen binnen het areaal "zwaar" verkavelde grond (2.200 km2), zijn de omstandigheden wat betreft beheersintensiteit vrij goed te noemen: een veebezetting van 1,8 met een 1e maaidatum van 15 juni garandeert in elk geval een goede vogelstand voor de minder kritische soorten (kievit, grutto en scholekster). De kritische soorten hebben volgens tabel 5 paragraaf 3.1.4. een nog lagere veebezetting nodig. Met een

aangepast beweidingssysteem in combinatie met de 1e maaidatum zou echter de veebezetting van 1,8 ook voor de kritische soorten overkomelijk kunnen zijn, maar in dit areaal is tevens sprake van een verlaagde waterstand, wat juist voor de kritische soorten een bezwaar is.
Kortom: in dit areaal zal de weidevogelstand wat betreft de minder kritische soorten goed zijn, maar voor de kritische soorten matig tot slecht.

- in het areaal beheersgebied, dat is gelegen binnen het areaal "licht" of niet-verkavelde grond (1.900 km2) zijn ook de beheersintensiteitsomstandigheden vrij goed, maar daarnaast is de waterstand er niet verlaagd.
  Afhankelijk van de ligging van het gebied (in drogere of nattere streken) is de vochtvoorzieningssituatie er goed of minder goed voor de kritische soorten. In elk geval is de situatie er goed voor de niet-kritische soorten.
- in het areaal zwaar-verkavelde grond waarvoor geen beperkingen gelden (5.200 km2) zijn de weidevogelomstandigheden wat betreft graslandbeheer ongunstig. Ten opzichte van de huidige situatie wordt de veebezetting evenals de graslandopbrengst verhoogd. Omdat ook sprake is van een verlaagde waterstand en een goede ontsluiting zal de toestand in dit areaal voor niet-kritische weidevogelsoorten slecht zijn. Alleen de kievit en de scholekster kunnen zich misschien in lage dichtheden handhaven. Kritische weidevogelsoorten mogen in dit areaal niet verwacht worden.
- Tenslotte: in het areaal licht- of niet-verkavelde grond, waarvoor geen beperkingen gelden (4.100 km2), zijn ook de omstandigheden voor weidevogels wat betreft graslandbeheer ongunstig: gemiddelde veebezetting van 2,7 GVE/ha en een verhoogde grasproduktie. Zonder verdere beperkingen zullen alleen kievit en scholekster in dit areaal voorkomen. Omdat de ontsluiting en de ontwatering in dit areaal niet optimaal zullen zijn uit landbouwkundig oogpunt, zijn er toch wel gunstige uitgangspunten met betrekking tot de vogelstand. In dit areaal zouden bepaalde weidevogelvriendelijke maatregelen, zoals aanpassen van het beweidingsschema, en zoals de maatregelen genoemd in de volgende paragraaf, 3.2.5., er toe bij kunnen dragen ondanks de verhoogde produktie toch een redelijke vogelstand te handhaven of te verkrijgen. Juist vanwege de niet-optimale verkavelings- en ontwateringssituatie is dit areaal geschikt voor dergelijke maatregelen.
  Er wordt echter bij de effectbeschrijving van uitgegaan, dat geen aanvullende maatregelen worden genomen. In dat geval zal in dit areaal de toestand voor kritische soorten slecht zijn en voor niet-kritische soorten matig tot redelijk.

* In onderstaande tabel, tabel 3.12., wordt een vergelijking gegeven tussen de toestand in 1980 en de verwachte toestand in 2000 van het grasland als broedbiotoop voor weidevogels. De getallen zijn afgerond op 100 km2.

TABEL 3.12. Potentiële geschiktheid van agrarisch grasland als broedbiotoop voor weidevogels*

	1980	2000-CE
Niet-kritische soorten		
Slecht	) 7.700	5.200
Matig		) 4.100
Redelijk	) 6.800	
Goed		4.100
Kritische soorten		
Zeer slecht	) 7.700	5.200
Slecht		4.100
Matig	) 6.800	2.200
Redelijk		) 1.900
Goed	-	

* Arealen gebaseerd op CBS-bodemstatistieken

D. OVERIGE FLORA EN FAUNA

Het verminderd gebruik van bestrijdingsmiddelen heeft mogelijk een positief effect op diverse plant- en diersoorten. Doordat de vermindering in gebruik niet nader gespecificeerd is geworden, kan er verder eigenlijk niets over gezegd worden.

3.2.5. Mogelijkheden voor natuurvriendelijke maatregelen die niet in het scenario zijn opgenomen

Er zijn maatregelen denkbaar, die, omdat zij gericht werken, een belangrijk voordeel kunnen opleveren voor de natuur, terwijl ze niet duur hoeven zijn (zoals beheersvergoedingen) en ook weinig produktieverlies met zich mee hoeven brengen. Het betreft hier maatregelen ter bescherming van weidevogelnesten. Bij het streven naar integratie van landbouw en natuur zijn dergelijke maatregelen wellicht meer op hun plaats dan beheersovereenkomsten.
Een eerste mogelijkheid is het plaatsen van nestbeschermers in het grasland, zodat de koeien het nest niet vertrappen en de boer er bij het maaien rekening mee kan houden. In Friesland is hiermee succesvol geëxperimenteerd door de Friese vogelwacht. In het kader van de integratiegedachte zou de boer het zelf kunnen doen, waarbij gedacht zou kunnen worden aan een geringe vergoeding voor elk nest dat op deze wijze beschermd wordt.
Een tweede mogelijkheid is het rekening houden met weidevogels bij het maaien, door de nesten te markeren. Ook hierbij zou gedacht kunnen worden aan een vergoeding per nest. Verder zijn er ook maatregelen mogelijk, zoals een bepaald perceel pas laat te maaien, de perceelsranden over te slaan bij de eerste keer maaien of anderzins een bepaald gedeelte

na een eerste keer maaien gedurende langere tijd niet te maaien.
Op deze manier kan mogelijk beter tot een integratie van landbouw en natuur gekomen worden dan door het aangaan van beheersovereenkomsten. Wel moet dan opgemerkt worden, dat minder kritische weidevogelsoorten hier méér van zullen profiteren (hun nesten zijn gemakkelijker te vinden) dan de kritische. Bovendien is er geen enkele verbetering te verwachten voor de flora van grasland en slootkanten.

Iets anders dat zeer zeker het vermelden waard is, is de mogelijkheid tot exploitatie van houtwallen. Het Centrum voor Landbouw en Milieu geeft mogelijkheden daarvoor aan. Wanneer dit mogelijk is, lijkt het (uit oogpunt van de wenselijkheid van integratie van natuur en landbouw) een aantrekkelijker mogelijkheid van landschapsonderhoud dan wanneer er arbeidsplaatsen voor gecreëerd worden, zoals in het scenario wordt voorgestaan.

Deze en dergelijke maatregelen kunnen in principe zonder veel problemen in het scenario worden opgenomen; de effecten zijn op dit moment echter nog moeilijk aan te geven.
Zij dragen bij tot de mogelijkheden van integratie van landbouw en natuur en zijn als zodanig wenselijk (lit. 18, 27, 28).

3.3. Het Referentiescenario

3.3.1. Doelstellingen

Het Referentiescenario is een voortzetting van het huidig overheidsbeleid. Doelstellingen met betrekking tot landbouw en de inrichting van het landelijk gebied zijn verwoord in de diverse nota's, structuurvisies en structuurschema's, en zijn erop gericht de ontwikkelingen met betrekking tot produktiviteitsverhoging door te laten gaan. Voor natuur- en landschapsbescherming is de doelstelling de inrichting van 100.000 ha natuurreservaat (voor het grootste deel gelegen in niet-agrarisch gebied) en het afsluiten van beheersovereenkomsten voor nog eens 100.000 ha.

3.3.2. Ontwikkelingen tot cijfers voor het jaar 2000

Het totale landbouwareaal zal sterker afnemen dan bij het CE-scenario door in beslagname hiervan voor andere doeleinden. Binnen het landbouwareaal wordt eenzelfde verschuiving verwacht als in het CE-scenario: een toename van het maisareaal, gelijk blijven van het tuinbouwareaal en afname van het areaal grasland en akkerbouw. Zie onderstaande tabel.

TABEL *3.13.* Landbouwarealen in 1980 en in 2000 volgens het Referentiescenario in km2*

	1980	2000-Ref.
Totaal	20.000	18.560
Grasland	11.980	10.590
Akkerbouw	5.560	4.810
Mais	1.390	1.900
Tuinbouw	1.130	1.130

* Gebaseerd op CBS-landbouwstatistieken

In vergelijking met het CE-scenario gelden de volgende ontwikkelingen voor de rundveehouderij.

1) Produktie: hieraan worden geen beperkingen opgelegd. Verwacht wordt een jaarlijkse produktiestijging van 1,5 à *2%* voor de totale landbouw,
2) De melkprijs in het Referentiescenario zal gelijk blijven. Het aantal arbeidsplaatsen zal teruglopen tot 225.000.
   Er is geen sprake van aanvullende maatregelen ten gunste van het natuur- en landschapsbehoud of de werkgelegenheid.
3) Natuurbehoud: het is zeer de vraag of vóór 2000 de geplande 100.000 ha in beheer zijn genomen, vooral wanneer de afsluiting van beheersovereenkomsten op basis van vrijwilligheid geschiedt. Het Relatienotabeleid komt uiterst traag op gang. Van de geplande 1.000 km2 waren er in 1980 nog slechts 14,5 daadwerkelijk in beheer genomen. Ook de 100.000 ha reservaatsgrond zullen naar alle waarschijnlijkheid niet voor 2000 gerealiseerd worden, hoewel het daarmee iets voorspoediger loopt dan met de beheersgebieden. Voorzover het agrarisch grasland betreft (en dat zal slechts een zeer gering deel zijn), zal het na verkrijgen van de reservaatsstatus niet meer onder het agrarisch gebied geclassificeerd kunnen worden.

Op de gehele landbouwsector is van toepassing:

4) Landinrichtingswerken gaan door zoals gepland, met verbeteringen in de vorm van ontsluiting, boerderij-verplaatsing en ontwatering, waardoor de intensivering voort kan schrijden.
5) Er worden geen richtlijnen gegeven voor fosfaatbeperking in de landbouw. Wel zal de P-belasting van het oppervlaktewater door huishoudens en industrieën worden beperkt.
6) Landschapsonderhoud zal vooral door vrijwilligers moeten gebeuren.
7) Geen richtlijnen worden gegeven voor energiebesparing en inzet van alternatieve bronnen.

Ook voor bestrijdingsmiddelen-gebruik in de akkerbouw en voor de produktie van nitraatrijke bladgroente worden geen

beperkingen gegeven.

Bij het opstellen van het rundveehouderij-plaatje voor het jaar 2000 wordt er van uit gegaan, dat de 100.000 ha beheersgebied gerealiseerd zal worden. Aangezien dit niet waarschijnlijk is, zal de vergelijking tussen beide scenario's op gebied van de gevolgen voor het natuurlijk milieu te gunstig uitvallen voor het Referentiescenario.
Voorts wordt uitgegaan van een melkgift per koe van 7.100 kg melk/jaar, een grotere stijging dus dan in het CE-scenario. Verwacht wordt, dat de gemiddelde veebezetting 3,3 GVE/ha zal zijn. Wanneer op de 1.000 km2 beheersgebied een veebezetting van 2 GVE/ha van toepassing is, moet in de rest van het gebied de veebezetting 3,4 GVE/ha zijn.
In tabel 3.14. staat een overzicht van de rundveehouderij in 2000 in vergelijking met 1980.
Ook in de andere landbouwsectoren zal de produktie stijgen, het sterkst bij de tuinbouw.

In het Referentiescenario stijgt de gemiddelde veebezetting dus van 2,6 GVE/ha tot 3,3 GVE/ha. De grasproduktie per GVE zal echter ook stijgen. Wanneer de stijging recht evenredig is met de stijging in de melkproduktie, zal de grasproduktie per GVE 1,27 x de produktie in 1980 zijn. Op het beheersgebied zal de grasproduktie 0,98 x de huidige zijn, een minimale afname dus, gepaard aan een duidelijke afname van de veebezetting. Op de rest van het grasland stijgt de grasproduktie tot 1,69 x de huidige hoogte, en ook de veebezetting stijgt flink:

TABEL 3.14. Rundveehouderij in 1980 en in 2000 volgens het Referentiescenario

	1980	2000-Ref.
Areaal grasland (km2)*		
Totaal	11.980	10.590
Intensief	n.v.t.	9.590
Extensief	n.v.t.	1.000
Produktie totaal (kg/jr)	11.600 milj.	18.500 milj.
Produktie per ha (kg/jr)	9.682	17.500
Melkgift per koe (kg/jr)	5.100	7.100
Gemidd. veebez. (GVE/ha)	2,6	3,3
Idem intensief (GVE/ha)	n.v.t.	3,4
Idem extensief (GVE/ha)	n.v.t.	2,0

* Gebaseerd op CBS-landbouwstatistieken

Tenslotte de arealen "zwaar" en "licht" ruilverkaveld gebied: het lijkt niet waarschijnlijk, dat alle ruilverkavelingen in voorbereiding en in aanvraag volgens het oude,

zware patroon uitgevoerd zullen worden. Vooral die gebieden, waar de knelpunten niet erg groot zijn, zullen in aanmerking kunnen komen voor een lichtere vorm van inrichting. De grootste knelpunten die gewoonlijk ook met de hoogste natuur- en landschapswaarden samengaan, zullen echter toch wel altijd opgelost moeten worden. Daarom lijkt het zinnig om voor een deel van de ruilverkavelingen in voorbereiding en in aanvraag aan te nemen, dat zij een tussenvorm zullen zijn tussen de eerder onderscheiden zware en lichte vorm. Een gedeelte zal zwaar zijn, een gedeelte licht en een gedeelte er tussen in ("half zwaar").

TABEL 3.15. Ruilverkavelingen en hun verwachte invulling in het Referentiescenario*

Areaal gereed	7.660
Areaal in uitvoering	5.360
1/3 deel v.h. areaal in voorbereiding + aanvraag	3.570
Totaal "zwaar"	16.590
1/3 deel v.h. areaal in voorbereiding + aanvraag	3.570
Totaal "half zwaar"	3.570
1/3 deel v.d. areaal in voorbereiding + aanvraag	3.570
Areaal niets	1.140
Totaal "licht"	4.710

(Lit. 4, 29, 30, 31, 32, 33, 34).
* Gebaseerd op CBS-bodemstatistieken

3.3.3. Gevolgen voor het natuurlijk milieu

A. BIOTOOPVERLIES

Er zal aan het agrarisch gebied in totaal ca. 2.000 km2 worden onttrokken. Voor het grasland is dat ca. 1.700 km2.

B. FLORA

Grasland. In de gebieden waar nog een zware ruilverkaveling te gebeuren staat (4.600 km2) zal de graslandvegetatie door de verbeteringswerkzaamheden in kwaliteit sterk achteruitgaan. Op het gedeelte waarvoor geen beheersovereenkomsten zullen worden afgesloten, zal de sterke intensivering er de oorzaak van zijn, dat het grasland uit oogpunt van natuurbehoud nauwelijks meer enige waarde zal hebben. Op het gedeelte waarvoor wel een beheersovereenkomst zal worden afgesloten (ca. 400 km2) zal geen intensivering plaatsvinden. De

achteruitgang door de ontsluiting, vergraving en ontwatering zal ook daar echter merkbaar zijn.
In iets mindere mate geldt dit voor de gebieden waar een "half zware" vorm van ruilverkaveling zal plaatsvinden (1.800 km2). Door de ook daar optredende intensivering zullen ook daar de kwetsbaardere soorten uit het grasland verdwijnen. Waar beheersovereenkomsten worden afgesloten (ca. 200 km2) zal geen intensivering plaatsvinden. Wel zullen door de met ruilverkaveling samengaande maatregelen de graslandvegetatie in kwaliteit doen afnemen, zij het minder dan waar zware ruilverkavelingen plaats zullen vinden.
In gebieden waar al een ruilverkaveling heeft plaatsgevonden (4.000 km2) is de vegetatiesamenstelling van het grasland gewoonlijk al van weinig waarde uit natuurbehoudsoogpunt. De intensivering die ook daar nog zal plaatsvinden, zal hooguit een lichte verslechtering met zich mee kunnen brengen. Waar beheersovereenkomsten afgesloten worden (ca. 400 km2), blijft de gebruiksintensiteit van het grasland ongeveer gelijk, zodat de graslandvegetatie ook min of meer ongewijzigd zal blijven.
In gebieden waar geen of slechts een lichte vorm van ruilverkaveling zal plaatsvinden (ca. 2.400 km2) blijven de negatieve gevolgen van ontsluiting, boerderij-verplaatsing en waterstandsverlaging grotendeels achterwege. Wel vindt ook hier een aanzienlijke intensivering plaats, waardoor toch de graslandvegetatie in kwaliteit zal achteruitgaan. Waar beheersovereenkomsten gesloten worden (ca. 200 km2), zal geen wijziging optreden doordat ook de gebruiksintensiteit ongeveer gelijk blijft.
Samenvattend de volgende tabel:

TABEL 3.16. Effecten van het ongewijzigd beleidsscenario op de kwaliteit van de graslandvegetatie ten opzichte van 1980*

	Zware achteruitgang	4.200 km2
Achteruitgang		4.400 km2
	Lichte achteruitgang	4.200 km2
	Geen wijziging	600 km2
	Vooruitgang	-

* Arealen gebaseerd op CBS-bodemstatistieken

Sloten. In gebieden waar al een ruilverkaveling heeft plaatsgevonden, is het waarschijnlijk dat ten opzichte van de verslechtering die in het verleden al heeft plaatsgevonden, zich geen verdere verslechtering zal voordoen.
In gebieden waar nog een zware ruilverkaveling te wachten staat, zal waarschijnlijk, door de verhoogde noodzaak tot inlaat van boezemwater en een geringere mate van isolatie van sloten ten opzichte van de boerderij, de slootvegetatie in kwaliteit achteruit gaan. In gebieden waar geen of een lichte vorm van ruilverkaveling zal plaatsvinden, zal de

toestand voor de slootvegetatie vermoedelijk ongeveer gelijk blijven. De "half zware" ruilverkavelingen nemen een tussenpositie in.
Evenals bij het CE-scenario geldt, dat het al dan niet afsluiten van een beheersovereenkomst vermoedelijk weinig invloed zal hebben op de slootvegetatie.

Eveneens als bij het CE-scenario geldt, dat vermindering van het fosfaatgehalte van het boezemwater mogelijk een verbetering van de toestand met zich mee zal brengen, maar mogelijk ook niet, omdat P niet meer algemeen als beperkende factor voor algenbloei optreedt.

C. FAUNA

De gevolgen van het ongewijzigd beleidsscenario voor de weidevogels:
Wat betreft het areaal zwaar-verkavelde grond, verreweg het grootste deel van de totale graslandoppervlakte (8.600 km2): het intensieve beheer (veebezetting gemiddeld 3,3 GVE/ha, zie tabel 15) gekoppeld aan de ontsluiting en de lage waterstand, maken dit gebied ongeschikt als broedbiotoop voor weidevogels. Kritische weidevogelsoorten zullen in dit areaal niet voorkomen. Ook voor niet-kritische weidevogelsoorten is de toestand ongunstig, zelfs kievit en scholekster zullen hier slechts in lage dichtheden voor kunnen komen. Op dat gedeelte, waarvoor beheersovereenkomsten worden afgesloten (ca. 800 km2) is de situatie wat gunstiger. Niet-kritische soorten zullen hier redelijke dichtheden kunnen halen. Voor kritische soorten zijn de lage waterstand en de ontsluiting echter bezwaarlijk, zodat zij ook in de behhersgebieden nauwelijks voor zullen komen.
Op het areaal half zwaar-, licht- en niet-verkavelde grond (bij elkaar ca. 4.200 km2) is de situatie iets gunstiger, wat betreft ontsluitings- en ontwateringstoestand. Door de sterke intensivering zullen echter vooral de kritischer soorten nauwelijks voorkomen. In het gedeelte waarvoor beheersovereenkomsten worden aangegaan (400 km2), zijn de voorwaarden in elk geval voor de minder kritische soorten goed. Ook voor de kritische soorten mag echter een verbetering verwacht worden.

De voorspellingen worden samengevat in onderstaande tabel, waarbij opgemerkt moet worden, dat alle getallen zijn afgerond op 100 km2.

TABEL 3.17. Potentiële geschiktheid van agrarisch grasland als broedbiotoop voor weidevogels*

	1980	2000-Ref
Niet-kritische soorten		
Slecht	) 7.700	7.800
Matig		3.800
Redelijk	) 6.800	-
Goed		1.200
Kritische soorten		
Zeer slecht	) 7.700	7.800
Slecht		3.800
Matig	) 6.800	800
Redelijk		) 400
Goed	-	

* Arealen gebaseerd op CBS-bodemstatistieken

D. OVERIGE FLORA EN FAUNA

Hierover kan weinig gezegd worden. Voor de akkerflora zal de situatie waarschijnlijk niet veel veranderen.
Voor diersoorten die direct of indirect beïnvloed worden door de intensiteit van het graslandgebruik zal de toestand evenredig daarmee verslechteren.

3.4. Vergelijking tussen de beide scenario's

In deze paragraaf zullen eerst de cijfers en maatregelen voor het jaar 2000 zoals die voor beide scenario's gelden, vergeleken worden. Vervolgens wordt een vergelijking gemaakt voor wat betreft de gevolgen voor het natuurlijk milieu.

3.4.1. Vergelijking van de verwachte ontwikkelingen tot 2000

Het duidelijkst is een vergelijking in een tabel:

TABEL 3.18. Algemene gegevens met betrekking tot de landbouw

	1980	2000-CE	2000-Ref
Areaal landbouwgr.*	20.200 km2	19.550 km2	18.560 km2
Areaal grasland	11.980 km2	11.180 km2	10.590 km2
Areaal mais	1.390 km2	2.000 km2	1.900 km2
Areaal akkerbouw	5.560 km2	5.105 km2	4.810 km2
Areaal tuinbouw	1.130 km2	1.130 km2	1.130 km2
Rundveehouderij			
Produktie totaal	11.600 milj/jr	14.100 milj	18.500 milj
Produktie per ha	9.682 kg/jr	12.500 kg/jr	17.500 kg/jr
Arbeidsplaatsen	277.000	250.000	225.000
Gemidd. veebezet.	2,6 GVE/ha	2,4 GVE/ha	3,3 GVE/ha
Melkgift per koe	5.100 kg/jr	6.250 kg/jr	7.100 kg/jr
Maatregelen mbt natuurbescherming			
Beheersgebied	1.450 ha	340.000 ha	100.000 ha max.
Landschapsonderhoud	vrijwilligers	6.000 arb.pl.	vrijwilligers
Landinrichting (fl/jr)	f. 280 milj.	f. 130 milj.	f. 280 milj.

* Arealen gebaseerd op CBS-landbouwstatistieken

Over het algemeen zien we bij het Referentiescenario een groter areaalverlies, een groter verlies aan arbeidsplaatsen en een hogere produktie dan bij het CE-scenario. Wat daarvan de gevolgen zijn voor het natuurlijk milieu, zien we in de volgende paragraaf.

3.4.2. Vergelijking tussen de gevolgen voor het natuurlijk milieu

A. BIOTOOPVERLIES

Het biotoopverlies in het CE-scenario is geringer dan in het Referentiescenario. Voor het totale landbouwareaal is het verlies in het CE-scenario ca. 800 km2 en in het Referentiescenario ca. 2.000 km2. Voor het graslandareaal is dat 1.000 km2 respectievelijk 1.700 km2.

B. FLORA

Grasland. Hierbij wordt terugverwezen naar de tabellen 3.11. en 3.16. en naar paragraaf 3.1.4. Een vergelijking levert het volgende beeld op:

TABEL 3.19. Vergelijking tussen de effecten van de beide scenario's op de graslandvegetatie-kwaliteit ten opzichte van 1980

Areaal (km2)*	2000-CE	2000-Ref
Zware achteruitgang	-	4.200
Achteruitgang	3.100	4.400
Lichte achteruitgang	5.100	4.200
Geen wijziging	3.200	600
Lichte vooruitgang	1.300	-
Vooruitgang	1.900	-

* Gebaseerd op CBS-bodemstatistieken

In het Referentiescenario zien we een veel sterkere achteruitgang dan in het CE-scenario. Oorzaak hiervan is de sterkere intensivering in het Referentiescenario en de zwaardere vormen van ruilverkaveling die in dat scenario verwacht worden. Beide scenario's betekenen echter een achteruitgang voor de graslandvegetatie.

Sloten. Ook voor de sloten geldt, dat beide scenario's een achteruitgang met zich meebrengen voor de kwaliteit van de vegetatie. Deze achteruitgang is echter veel sterker in het Referentiescenario. zie paragraaf 3.2.4.B en 3.3.3.B. De oorzaak hiervan is gelegen in het grotere areaal dat in het Referentiescenario een zware ruilverkaveling zal ondergaan.

C. FAUNA

Dan volgt nu een vergelijking van de gevolgen van beide scenario's, met een terugverwijzing naar paragraaf 3.1.4. en de tabellen 3.12. en 3.17.

TABEL 3.20. Vergelijking van de potentiële geschiktheid van agrarisch grasland als biotoop voor weidevogels in beide scenario's en in 1980 *
(arealen in km2)

	1980	2000-CE	2000-Ref
Niet-kritische soorten			
Slecht	7.700	5.200	7.800
Matig		4.100	3.800
Redelijk	6.800		-
Goed		4.100	1.200
kritische soorten			
Zeer slecht	7.700	5.200	7.800
Slecht		4.100	3.800
Matig	6.800	2.200	800
Redelijk		1.900	400
Goed	-		

* Gebseerd op CBS-bodemstatistieken

Uit de tabel blijkt, dat in het CE-scenario de weidevogels meer kans hebben dan in het Referentiescenario. Oorzaken zijn de zwaardere ruilverkavelingen en het intensiever grondgebruik bij het Referentiescenario en de speciaal met oog op weidevogels gekozen maatregelen op 340.000 ha grond in het CE-scenario.
Ondanks de produktieverhoging betekent het CE-scenario voor weidevogels slechts een beperkte achteruitgang. In het Referentiescenario wordt daarentegen een sterke achteruitgang verwacht, waarbij weidevogels eigenlijk alleen nog maar in de beheersgebieden kunnen broeden. Wanneer deze beheersgebieden niet gerealiseerd worden (en het lijkt erop dat dat inderdaad zal gebeuren), ziet het er in ons land voor de weidevogels erg somber uit.

Er is slechts een beperkt deel behandeld van de flora en fauna. Wel kan gezegd worden, dat het een representatief deel is om twee redenen.
Ten eerste betreft het dat deel van de flora en fauna, dat het meest beïnvloed zal worden door de ontwikkelingen in de landbouw.
Ten tweede gaat het om zeer karakteristieke soorten en ecosystemen, die ook buiten Nederland gezien het beschermen waard zijn, zowel wat betreft flora als wat betreft fauna.

D.21/E.vd.V.

LITERATUUR

1. BAAIJENS & De Vroome
"Het oude Nederlandse cultuurlandschap"

2. HUPPES, G. & N. van Brussel
"De geschiedenis van de landbouw in Nederland en in West-Europa"
1977

3. WESTHOFF, V. e.a.
"Wilde planten" deel 2 en 3
1973

4. CBS: bodemstatistieken en landbouwstatistieken

5. Doctoraalverslag CML: Bodengraven-Noord *I* , 1979
Idem : Bodengraven-Noord II, 1980

6. WEIJDEN, W. v.d. e.a.
"Het dilemma van de nationale landschapsparken"
1977

7. BOOM, J. e.a.
"Alternatieve landbouw"
1980

8. CLAUSMAN, J. en A. den Held
"Vergelijkingen in de tijd in het kader van het vegetatie-onderzoek van de provincie Zuid-Holland"
1982

9. HEUKELS, H. en S. v. Ooststroom
"Flora van Nederland"
1975

10. ARNOLDS, E. en R. v.d. Meijden
"Standaardlijst van de Nederlandse flora"
1975

11. WESTHOFF, V. en A. den Held
"Plantegemeenschappen in Nederland"
1969

12. ZONDERWIJK, P.
"Een schone sloot is niet zo mooi"
1976

13. KEMMERS, R.H.
"Invloed van het grondwaterregime op een vegetatie van een komgrondenreservaat"
1979.

14. MELMAN, D. (in prep.)
Vermoedelijke titel; "Invloed van drinkwaterwinningsprojecten zoals beschouwd in het IODZH op de vegetatie"

15. Werkgroep Biologische Waterbeoordeling
"Biologische Waterbeoordeling"
1979.

16. BEINTEMA, A.J. en G. Müskens
"De invloed van beheer op de produktiviteit van weidevogels"
1982

17. BEINTEMA, A.J.
"Weidevogels in een veranderd land"
1975

18. KLOMP, e.a.
"Weidevogels in de verdrukking"
1980

19. Avifauna West-Nederland
"Randstad en broedvogels"
1980

20. TEIXEIRA, R.W.
"Atlas van de Nederlandse broedvogels"
1979

21. WINKELMAN, J. en H. Udo de Haas
"Methode voor de beschrijving van de effecten op de broedvogelstand van de in het IODZH te beschouwen drinkwaterwinningsprojecten"
1982

22. Stichting Beheer Landbouwgronden
Jaarverslag 1981

23. ZONDERWIJK, P.
"Akkeronkruiden"
1973

24. BECHT, H.Y. en Th. Potma
"Het CE-scenario, een realistisch alternatief"
(tussentijds rapport)
1981

25. Stichting Natuur en Milieu
"Naar een milieuvriendelijke landbouw"
1981

26. BOERSEMA, J., C. Procé en W. Huizinga
"Notitie milieuvriendelijke landbouw"
1982

27. . LONL
"Ontwerpbeleidsplan van het LONL"
1981

28. OMMEREN, C. v.
"Houtwallen als mogelijke bron van inkomsten"
1982

29. KENDALL, P. e.a.
"Environmental consequences for economie and energy scenario's to year 2000"
1981

30. EZ
"Een ongewijzigd beleidsscenario voor de energievoorziening van Nederland tot het jaar 2000"
1982

31. WRR
"De komende 25 jaar"
1977

32. CRM en V & RO
"Structuurschema natuur- en landschapsbehoud" .
1981

33. L & V
"Structuurschema voor de landinrichting"
1980

34. LID Utrecht
"Studierapport met betrekking tot het structuurschema voor de landinrichting"
1981

4. VERKEER EN VERVOER

In een dichtbevolkt land als Nederland met een zeer uitgebreid wegennet is de invloed die het verkeer op het natuurlijk milieu heeft, aanzienlijk. Bij een voorspelling van de gevolgen van beide scenario's voor het natuurlijk milieu is deze sector een belangrijke factor.
In dit hoofdstuk wordt geen aandacht besteed aan luchtverontreinigingsaspecten. Ook aan geluidshinder en aan de invloed op het stedelijk leefmilieu wordt hier geen aandacht besteed. Wel wordt ingegaan op de gevolgen van rijdend verkeer voor de fauna in het landelijk gebied. Ook worden enige opmerkingen gemaakt inzake het beheer van wegbermen en spoordijken. Om tot een enigszins gekwantificeerde eindvergelijking te komen, is echter slechts in zeer beperkte mate mogelijk gebleken.
In paragraaf 4.1. wordt eerst een kort overzicht gegeven over de ontwikkelingen op verkeersgebied tot op heden en worden de effecten van het verkeer op het natuurlijk milieu behandeld. In paragraaf 4.2. en paragraaf 4.3. wordt op de beide scenario's afzonderlijk ingegaan. In paragraaf 4.4. tenslotte wordt een vergelijking gemaakt tussen beide scenario 's.

4.1. Ontwikkelingen tot op heden

4.1.1. Ontwikkelingen in het verleden

In 1839 werd in ons land tussen Haarlem en Amsterdam de eerste spoorlijn geopend. Dit was het begin van een nieuw tijdperk in het vervoerswezen, waarin alle vervoer vele malen sneller en efficiënter zou kunnen plaatsvinden. Na een vrij moeizaam begin kwam de uitbreiding van het spoorwegnet goed op gang: in 1880 waren alle grote steden en alle regio's op het spoorwegnet aangesloten. Vanaf die tijd werd een aanvang gemaakt met de aanleg en exploitatie van tramlijnen (veelal stoomtrams) voor het locale vervoer. Eind vorige eeuw floreerde het railvervoer en kon zich vooral de tram in grote populariteit verheugen. Voor het goederenvervoer ontwikkelde zich in die tijd een uitgebreide dienst van binnenscheepvaart.
Het wegvervoer (postkoets, diligence) liep door de opmars van de spoorwegen aanvankelijk sterk terug. Na 1900 keerde zich deze ontwikkeling: de eerste auto's deden hun intrede en ook het gebruik van de fiets nam enorm toe.
Het gevolg van dit alles was, dat in vele - tot dan toe geïsoleerde - regionen de industrialisatie op gang kon komen, zodat een sterke verstedelijking plaatsvond, mede veroorzaakt door de slappe tijden in de landbouw. Ook kwam er een beperkte suburbanisatie op gang: rijkere lieden gingen zich langs de spoorlijnen in het buitengebied vestigen, bijvoorbeeld in Wassenaar en in 't Gooi.

In de periode tussen de beide wereldoorlogen ging het wegvervoer steeds meer de plaats innemen van het railvervoer. Het spoorwegnet is sindsdien in omvang verminderd (het bereikte zijn grootste omvang in 1929 met een totale lengte van ca. 3.540 km, zie grafiek 4.1.). Door de vele regels waaraan het openbaar vervoer gebonden was, was de concurrentiepositie ten opzichte van het particulier vervoer zwak en werd daarmee het particulier autogebruik, zowel voor goederen als voor personenvervoer, aantrekkelijker.

Na de 2e Wereldoorlog kwam het wegverkeer tot grote bloei, vooral het particulier autogebruik. De overheidsbemoeienis werd goeddeels van de spoorwegen naar het wegverkeer overgebracht. Als gevolg daarvan werd een uitgebreid net van wegen en autosnelwegen aangelegd. De automobiliteit steeg enorm snel. Het openbaar vervoer-gebruik bleef intussen op het oude peil; er heeft een lichte inkrimping van het spoorwegnet plaatsgevonden, maar er is wel gemoderniseerd (intercity, sprinter, uitgebreide reductiesystemen). (Zie ook grafiek 4.1.).

Door de enorm toegenomen automobiliteit is een aantal ontwikkelingen in gang gezet:
- een steeds verdergaande doorsnijding en ontsluiting van het landelijk gebied, waardoor versnippering van de vrije ruimte optreedt. Zo is in het gebied Leiden-Den Haag-Delft momenteel nergens meer een plaats te vinden, die een afstand heeft van 2 km of meer tot een drukke weg of spoorweg, terwijl ruim 70% van de oppervlakte dichter dan 500 m bij een drukke weg of spoorweg gelegen is. Vlak na de 2e Wereldoorlog, in 1947, waren deze getallen respectievelijk bijna 20% en bijna 40% (Udo de Haes e.a., 1977).
- een voortschrijdende suburbanisatie: behalve bovengenoemde versnippering van de vrije ruimte gaat ook steeds meer open ruimte verloren door bebouwing.
- een toenemend ruimtegebruik per inwoner, door benodigde parkeer- en rijruimte, zowel binnen als buiten het stedelijk gebied. Het in beslagnemen van het landelijk gebied gaat mede hierdoor veel sneller dan men op grond van de bevolkingsgroei zou verwachten.
- een toenemende hinder van het verkeer voor de mens : ongevallen, lawaai, ergernis, luchtverontreiniging en stank. En tenslotte
- een toenemende beïnvloeding van het natuurlijk milieu, hierop wordt ingegaan in paragraaf 4.1.3.

4.1.2. De huidige situatie

De totale oppervlakte die op dit moment in beslag wordt genomen door verkeersinfrastructuur buiten het stedelijk gebied, bedraagt 3,4% van de totale oppervlakte van Nederland (dat is bijna zoveel als het totale areaal natuurgebied, dat 4,3% van de totale oppervlakte beslaat). Deze oppervlakte bestaat voor 87% uit wegen, 8% uit spoorwegen en 5% uit vliegvelden. Het wegennet wordt nog steeds uitge-

breid, in tegenstelling tot het spoorwegnet en het aantal vliegvelden (CBS Statistieken).
Het aantal auto's bedraagt op het moment ca. 4,2 miljoen en neemt nog steeds toe. De gemiddelde autobezetting is al behoorlijk laag: 1,9 personen per auto, dalende trend. Er wordt vanuit gegaan dat de toename die het autopark nu nog zal ondergaan, voornamelijk zal bestaan uit aanschaf van tweede en volgende wagens. Het aantal autokilometers dat jaarlijks wordt afgelegd bedraagt nu 58,1 miljard en stijgt nog steeds.
Het reizen met het openbaar vervoer is jarenlang ongeveer op hetzelfde peil blijven staan: 13,7 miljard reizigerskilometers per jaar.

Pas de allerlaatste jaren komt er enige wijziging in de trends. De verslechterende economische omstandigheden en de toenemende onaantrekkelijkheid van het wegverkeer (zowel door hinder als door de hoge kosten) doet weer meer mensen gebruik maken van het openbaar vervoer. Het idee om veiligheid, een leefbaar milieu en een aantrekkelijk landschap te beschouwen als een waardevol goed, wint veld, en weegt steeds meer op tegen de voordelen van het gemotoriseerde verkeer in zijn huidige omvang.

4.3.1. Effecten op het natuurlijk milieu

A) Effecten op de flora:

1) Weg- of spoorwegaanleg kan voor de flora naast negatieve effecten ook positieve kanten hebben. De negatieve kanten ontstaan door het direct biotoopverlies doordat landelijk gebied verloren gaat ten behoeve van wegebouw, en door achteruitgang van de kwaliteit van het biotoop door ontsluiting. Wanneer de weg of spoorweg door een bos of een natuurgebied wordt aangelegd, kunnen de verliezen die optreden aanzienlijk zijn. Ontsluiting maakt, afhankelijk van het wegtype, in meer of mindere mate betreding mogelijk, waardoor allerlei plantesoorten die gebonden zijn aan een weinig verstoord milieu kans lopen te verdwijnen.
Een weg door een bos kan een bron van ellende zijn voor de bomen: er is grotere kans op stormschade en op het optreden van epidemieën. Eveneens vooral voor wegen die door een bos lopen geldt, dat veranderingen optreden in het microklimaat doordat het heersende natuurlijk evenwicht wordt verstoord. De vochthuishouding en de aard van de bodem kunnen zodanig veranderen, dat bepaalde plantesoorten verdwijnen.
Wegaanleg door agrarisch gebied heeft voor de flora niet zoveel negatieve gevolgen, behalve wanneer het een landbouwweg betreft die is aangelegd om een intensiever grondgebruik mogelijk te maken. Zie hiervoor het vorige hoofdstuk dat over landbouw handelt.

De positieve kanten van wegaanleg zijn gelegen in het ontstaan van nieuwe biotopen die vooral voor de flora van belang kunnen zijn: spoordijken en wegbermen (Zonderwijk, 1972 en 1974).
De spoordijken met hun oppervlakte van ca. 10.000" ha (inclusief rails) hebben een grote betekenis voor de flora door hun beheer: geen bemesting, niet maaien, bestrijdingsmiddelen alleen op het ballastbed, en af en toe branden:

- als refugium voor een aantal plantesoorten die het in het agrarisch gebied niet kunnen bolwerken. Het betreft' hier vooral tweejarige onkruiden van akkers en droge ruigten, maar ook een aantal planten die thuishoren in schraal hooiland.
- als "voortbewegingsmiddel". Planten kunnen via spoorlijnen hun areaal uitbreiden of ontsnappen uit een onvriendelijk geworden omgeving. Uiteraard geldt dit niet alleen binnen onze grenzen: we zien langs spoorwegen dan ook altijd een relatief groot percentage advertieven (= niet inheemse plantesoorten).

Er is een totale oppervlakte van 33.300 ha wegbermen in ons land. Ook wegbermen kunnen voor de flora van betekenis zijn. Het bermbeheer in het verleden is echter bedroevend geweest. Zinloos gebruik van grote hoeveelheden herbiciden en een maairegime van soms 6 à 10x maaien per jaar lieten slechts een flora van zeer beperkte samenstelling over. De laatste jaren is er gelukkig een verbetering te constateren: het gebruik van herbiciden is vrijwel afgeschaft en ook het maairegime is verbeterd (niet meer zo vaak). Wanneer het beheer erop is gericht, kunnen allerlei graslandplanten, en met name die van het schralere hooiland, in de bermen een refugium vinden.

2) Verkeer. Door uitlaatgassen en vervuiling met olie verdwijnen allerlei mossen, korstmossen en zwammen. Hogere planten zijn vrij goed tegen vervuiling bestand. In ons land is echter onlangs voor het eerst schade aan bladeren als gevolg van fotochemische smog geconstateerd, zoals in Californie USA al eerder het geval is geweest.
In planten van wegbermen is een sterk verhoogd loodgehalte geconstateerd, afkomstig van uitlaatgassen. Er zijn echter geen effecten als gevolg hiervan geconstateerd.
's Winters worden wegen vaak gepekeld tegen gladheid. De pekel verdroogt plantewortels, waardoor bermplanten en zelfs bomen kunnen afsterven. Ook is geconstateerd dat zoutminnende planten verschijnen waar 's winters intensief wordt gepekeld (Zonderwijk, 1974).

B. Effecten op de fauna:

1) Wegaanleg heeft om te beginnen een direct biotoopverlies tot gevolg. Ook indirect biotoopverlies vindt plaats als gevolg van barrièrewerking, verstoring en areaalversnippering. Op spoordijken en in wegbermen vinden vooral insekten, maar ook vogels en kleine zoogdieren een nieuw biotoop.
Barrièrewerking speelt vooral een rol bij kleinere zoogdieren, zoals bijvoorbeeld muizen. Aangetoond is, dat deze een weg niet over durven te steken. Van belang hierbij is niet de drukte, maar vooral de breedte van de weg. Bij een breedte van 30 meter (inclusief bermen) wordt nauwelijks meer een poging tot oversteek ondernomen, ongeacht de verkeersintensiteit (Oxley, 1974). Zo worden populaties van kleine zoogdieren als het ware ingesloten door wegen, waardoor zij geïsoleerd raken. De kans op uitsterven van de populatie is dan veel groter (Brussaard en v.d. Weijden, 1980).
Het effect van verstoring is met name bij weidevogels bestudeerd (Veen, 1973 en v.d. Zande e.a., 1980). Onderzoek heeft aangetoond, dat de aanwezigheid van een weg voor een aantal weidevogelsoorten een bron van verstoring vormt. De verkeersintensiteit van de weg is de belangrijkste factor voor de mate van verstoring die optreedt. Op een afstand van 2 km van de weg is de verstoring nog merkbaar. Betreft het een polderpad, dan bedraagt het populatieverlies over 2 km aan weerszijden van de weg 1%, bij een drukke snelweg is dat 56%.
Dit betekent, dat er op het moment in Nederland weinig plaatsen zullen zijn waar geen populatievermindering optreedt als gevolg van dit effect. In het gebied Leiden-Den Haag-Delft bijvoorbeeld, is er niet één plekje te vinden. (Dichtheidsgegevens van weidevogels lijken dat beeld te bevestigen: kieviten worden gevonden in dichtheden van 1-10 broedparen per km2, terwijl in goede weidevogelgebieden dichtheden van 100 haalbaar zijn. Natuurlijk zijn hierbij nog veel meer factoren van belang, zodat het feit op zich niet veel zegt).
Scholeksters lijken als enige weidevogelsoort niet gevoelig te zijn voor de verstorende werking van een weg.
Verstoring vindt uiteraard ook plaats onder andere diergroepen. Gegevens over verstoring onder grotere zoogdieren wijzen er echter op, dat wandelaars en fietsers een veel grotere verstoringsbron vormen dan passerende auto's (Singer, 1978).
Areaalversnippering is een bedreiging voor met name grotere zoogdieren, die een aaneengesloten leefgebied van een aanzienlijke omvang nodig hebben. In ons land worden onder andere de das en boommarter in hun voortbestaan bedreigd door areaalversnippering.
Het ontstaan van nieuwe biotopen als spoordijken en wegbermen is van belang voor met name insekten, maar ook voor kleine zoogdieren als egels en muizen en voor kleine vogels die broeden in laag, dicht struikgewas. Van vitaal

belang hierbij is uiteraard het beheer van de wegbermen en spoordijken. Te vaak maaien over te grote oppervlaktes, branden of gebruik van bestrijdingsmiddelen zijn uit den boze.

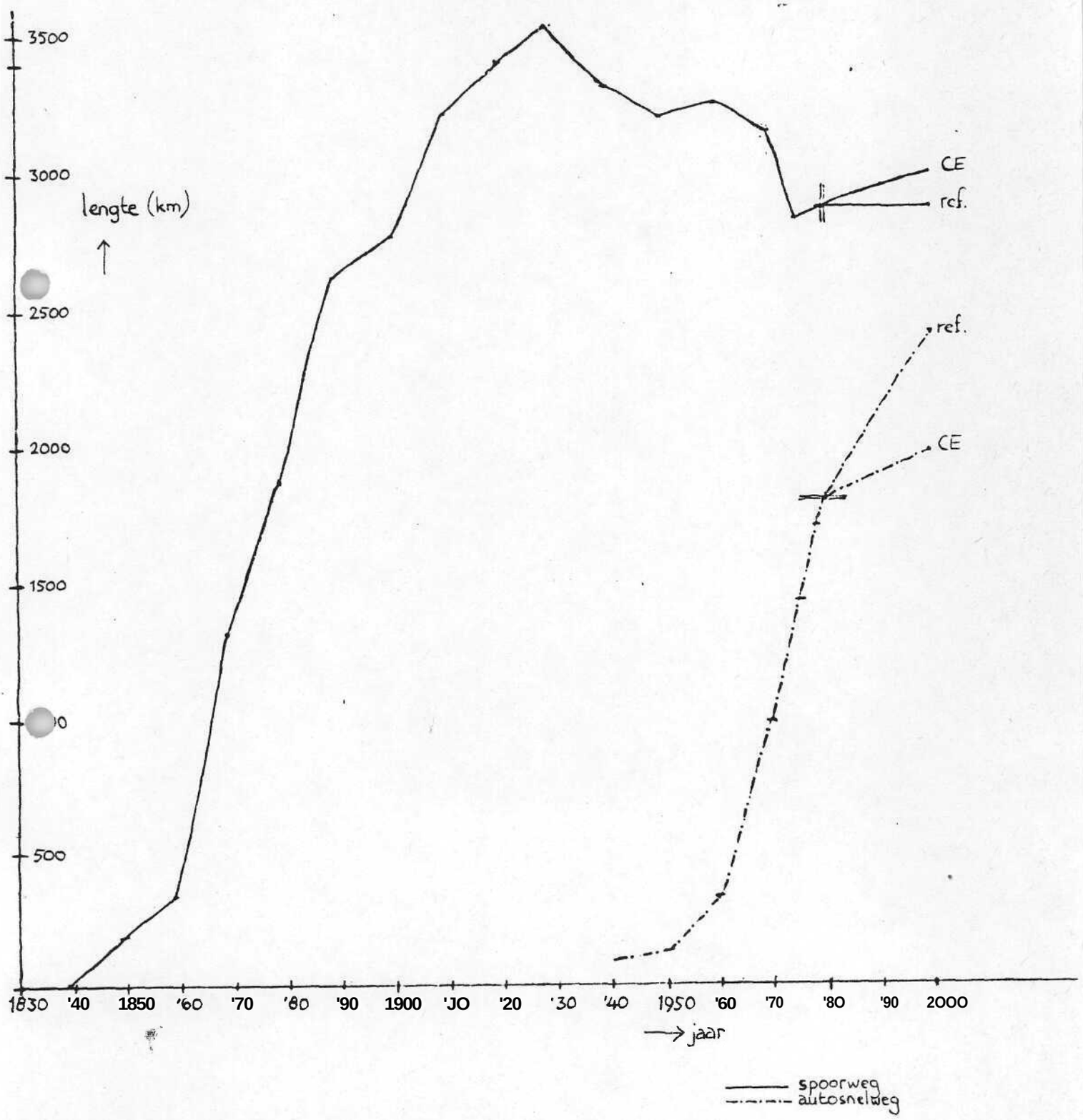
2) Verkeer. Van de effecten die rijdend verkeer heeft op de fauna, zijn de voornaamste: vervuiling, verstoring en aanrijdingen. Ten aanzien van vervuiling is bekend, dat bij zoogdieren die dicht langs een weg leven, een verhoogde concentratie lood (afkomstig van uitlaatgassen) is aangetroffen in diverse organen. Datzelfde geldt voor dieren (schapen), die hooi hebben gegeten dat afkomstig was van een snelwegberm. In de loop van de tijd blijkt ook een sterke accumulatie van het loodgehalte op te treden. Cijfers omtrent slachtoffers zijn er echter niet. De effecten van verstoring zijn al behandeld bij wegaanleg.
Het aantal slachtoffers onder dieren van aanrijdingen kan zeer aanzienlijk zijn. Sommige diersoorten worden bij uitstek hiervan het slachtoffer, andere weten er redelijk aan te ontsnappen. Zo vallen er onder kleine zoogdieren (zoals muizen) erg weinig doden: zij wagen zich niet op de weg. Onder egels vallen er juist zeer veel door hun specifieke gedrag bij gevaar: zij gaan er niet vandoor maar rollen zich op. Verkeer is mogelijk de voornaamste oorzaak van de sterke afname van de egelstand in ons land (een andere oorzaak is het gebruik van bestrijdingsmiddelen: egels zijn insekteneters).
Over slachtoffers onder grotere zoogdieren, met name herten, is vrij veel bekend. Uit een aantal, meest Amerikaanse, onderzoeken blijkt, dat het aantal verkeersslachtoffers is gerelateerd aan:
- het seizoen: meer slachtoffers tijdens de trek in voor- en najaar;
- de tijd van de dag: de meeste slachtoffers vallen tijdens de schemering, wanneer de verkeersstroom onregelmatig is en de rijsnelheid hoog;
- de verkeersintensiteit;
- de rijsnelheid van het verkeer.

Pogingen om het aantal aanrijdingen te beperken zijn meer of minder succesvol verlopen: de aanleg van wildschermen langs wegen, zodat er niet meer overgestoken wordt, is behoorlijk succesvol, mits het onderhoud goed is. De aanleg van wildtunnels (in combinatie met schermen of hekken) om de dieren toch over te kunnen laten steken, is matig succesvol: veel dieren durven er niet doorheen. Wel vindt na enige tijd gewenning plaats: in de herfst wordt vlotter overgestoken dan in het voorjaar. Uiteraard is de beste manier om aanrijdingen met grote zoogdieren te voorkomen, wegen niet dóór maar langs een bos aan te leggen.
Ook onder vogels vallen veel verkeersdoden. een factor van zeer groot belang hierbij is de rijsnelheid: slachtoffers vallen pas bij snelheden van meer dan 50 km/u. Vooral laagvliegende vogels worden hiervan de dupe: roof-

vogels die hun prooi op de grond vangen, zoals uilen, of vogels die laagvliegende insekten eten, zoals bijvoorbeeld zwaluwen.
Tenslotte is er nog het een en ander bekend over amfibieën: tijdens de trek vallen er veel slachtoffers onder padden. De belangrijkste factor hierbij is de verkeersintensiteit. Hele populaties kunnen worden weggevaagd door het verkeer. Of ook de totale paddenstand hierdoor wordt bedreigd, is niet bekend.

Door één of meer van de genoemde oorzaken worden een aantal diersoorten (mede) door het verkeer in hun voortbestaan bedreigd. Hierbij kunnen genoemd worden:
- das en boommarter (areaalversnippering);
- otter (idem);
- uilen (aanrijding);
- locale reeënpopulaties (aanrijding);
- locale paddenpopulaties (aanrijding);
- egels (aanrijding).

GRAFIEK 4.1. Ontwikkelingen wat betreft de omvang van het spoorwegnet en het autosnelwegnet in nederland



4.2. Het CE-scenario

4.2.1. Doelstellingen

Beleidsdoelstellingen van het CE-scenario met betrekking tot de verkeers- en vervoerssector zijn:
- terugdringen van de noodzaak tot gemotoriseerde verplaatsing door een op re-urbanisatie gericht beleid;
- bevorderen van de overgang van autogebruik naar langzaam verkeer en openbaar vervoer;

en als milieuhygiënische doelstelling: verlagen van emissies door motorvoertuigen door het toepassen van zuiniger en schoner motoren.
Vanzelfsprekend zijn ook algemener doelstellingen, met name met betrekking tot de ruimtelijke ordening, van toepassing op deze sector. Zie daarvoor het hoofdrapport.

4.2.2. Maatregelen met hun consequenties voor het jaar 2000

Om bovengenoemde doelstellingen te realiseren wordt een aantal maatregelen voorgesteld. Deze staan beschreven in hoofdstuk 7 van het hoofdrapport. Als gevolg van deze maatregelen wordt voorspeld
- dat het autopark zich zal stabiliseren op 4,6 miljoen personenauto's (is nu 4,2 miljoen);
- dat het aantal autokilometers terugloopt van 62,7 miljard naar 54,4 miljard per jaar;
- dat het aantal reizigerskilometer per jaar met het openbaar vervoer toeneemt tot 14,5 miljard met de trein (is nu 8,1) en 11,8 miljard met de bus (is nu 5,6).
- dat het aantal reizigerskilometers per jaar langzaam verkeer met l miljard toeneemt;
- dat de totale vervoersbehoefte per inwoner daalt.

Over het algemeen wordt dus een afname van het autogebruik voorspeld en een toename van het openbaar vervoer-gebruik en van het langzaam verkeer.

Een verdere uitbreiding van het (hoofd-)wegennet is dus in principe niet noodzakelijk. Het ruimtebeslag voor uitbreiding van het wegareaal blijft beperkt tot ca. 140 km2 voor het afmaken van reeds in uitvoering zijnde of definitief vaststaande wegenbouwprojecten en het hier en daar opheffen van knelpunten. Sommige van deze wegaanlegprojecten doorsnijden bos- of natuurgebieden en brengen grote schade met zich mee voor het natuurlijk milieu. Zij zijn in verband daarmee sterk omstreden; er gaat daarom een sterke voorkeur naar uit, waar mogelijk, alsnog alternatieven van deze wegverbindingen te vinden. Voorbeelden hiervan zijn de A27 door Amelisweerd, de A15 door de Achterhoek en de A58 door het Mastbos bij Breda.
Hierbij wordt gekozen voor het, waar mogelijk, verbreden of aanpassen van bestaande wegen in plaats van het aanleggen van nieuwe.
Door het verminderd autogebruik zal de verkeersintensiteit op de wegen afnemen.

Ook het spoorwegnet *zal* geen grote uitbreidingen krijgen. Er komt nog een geringe oppervlakte bij (ca. 10 km2) voor de aanleg van enkele nieuwe verbindingen, waarvan de belangrijkste de Flevolijn is (Weesp-Almere-Lelystad).
De vergroting van de vervoerscapaciteit moet voornamelijk geschieden door het wegnemen van knelpunten, het invoeren van dubbeldeksrijtuigen en het openen van nieuwe stations.

Bij het beheer van wegbermen en spoordijken zal gestreefd worden naar optimalisatie uit oogpunt van de waarde van deze elementen voor flora en fauna. Voor wegbermen betekent dat: geen gebruik van bestrijdingsmiddelen, en niet al te vaak (1 à 2x per jaar) en te vroeg maaien. Voor spoordijken zal het bestrijdingsmiddelengebruik beperkt blijven tot het ballastbed en de er langs liggende sintelpaden. Het korthouden van de dijkvegetatie zal mechanisch gebeuren en met een lage frequentie (minder dan eens per jaar).

De volgende tabel geeft deze ontwikkelingen nog eens weer.

TABEL 4.1. Arealen en andere verkeersvariabelen in 1980 en in 2000 volgens het CE-scenario

	1980	2000-CE
Arealen (km2)		
Verkeersinfrastructuur totaal	1.350	1.500
Wegen (incl. bermen)	1.250	1.390
(w.v. bermen)	(333)	(370)
Spoorwegen (incl. dijken)	100	110
(.v. spoordijktaluds)	(50)*	(55)*
Andere variabelen		
- Aantal auto's	4,2 miljoen	4,6 miljoen
- Aantal auto km/jr	62,7 miljard	54,4 miljard
- Idem, per km weg	4,3	3,4
Aantal reizigerskm met		
trein **	8,1 miljard	14,5 miljard
bus, tram, metro	5,6 miljard	11,8 miljard

* Geschatte oppervlakte.
** Treingebruik is de laatste jaren (sinds 1980) sterk stijgend. In 1981 zijn meer dan 9 miljard reizigerskilometers met de trein gemaakt, en voor 1982 wordt een aantal verwacht dat in de buurt van de 11 miljard zal liggen.
Het 1980-getal is dus reeds verouderd en geeft geen juiste beeld meer van de huidige situatie.

4.2.3. Gevolgen voor het natuurlijk milieu

BIOTOOPVERLIES (zie ook tabel 4.2.)

Er zal in het CE-scenario een areaal van in totaal ca. 150 km2 in beslag genomen worden voor verkeersinfrastructuur.

Van dit areaal zal naar verwachting ca. 10 km2 ten koste gaan van bos of natuurgebied, terwijl de rest, ca. 140 km2, van het agrarisch gebied moet worden afgetrokken.
Deze 150 km2 betreft niet alleen de aanleg van nieuwe wegen, maar vooral ook wegverbredingen e.d.

FLORA

Afgezien van het bovengenoemd direct biotoopverlies van ca. 150 km2, zal er een achteruitgang van de kwaliteit van het biotoop te zien zijn, wanneer nieuwe wegen door bos of natuurgebied aangelegd worden (zie paragraaf 4.1.3.). In beperkte mate zal dat nog wel gebeuren. Het betreft hier vooral nu reeds in uitvoering zijnde wegebouwprojecten of wegen waarvan nu reeds vaststaat dat zij aangelegd zullen worden. Bij wegen door het agrarisch gebied kan de indirecte schade wat betreft de flora beperkt blijven. (Voor landbouwwegen: zie hoofdstuk 3). Wanneer een weg verbreed wordt, gaan de bestaande bermen verloren. De ernst van dit verlies is afhankelijk van de kwaliteit van deze bermen, en kan vooral wanneer het bermen betreft met oude bomenrijen zeer ernstig zijn. Aan de andere kant ontstaat er bij wegaanleg nieuw biotoop in de vorm van wegbermen. Dit betreft naar schatting een oppervlakte van 37 km2. Door spoorwegaanleg komt ca. 5 km2 voor begroeiing geschikt spoordijktalud beschikbaar. Verwacht mag worden, dat de kwaliteit van dit nieuwe biotoop goed zal zijn door het daarop gerichte beheer. Ook de kwaliteit van bestaande wegbermen kan nog verbeteren, zodat de functie als refugium voor grasland- (met name hooiland-)planten versterkt wordt. Van bestaande spoordijken is de kwaliteit over het algemeen al goed.
Door het verminderd autogebruik en de schonere motoren zal minder vervuiling optreden, zodat ook verdere schade aan hiervoor gevoelige lagere planten, zoals korstmossen, mossen en zwammen, beperkt kan blijven.
Pekelgebruik kan beperkt worden door niet meer te strooien dan nodig is, en door in floristisch waardevolle gebieden pekel te vervangen door zand. Verdroging van wortels en afsterven van planten als gevolg daarvan zal dan in mindere mate optreden. Zie ook tabel 4.2.

FAUNA

De effecten van wegaanleg voor de fauna zoals beschreven in paragraaf 4.1.3. (barrièrewerking, verstoring en areaalversnippering) zullen optreden waar nieuwe wegen worden aangelegd. Bij wegen door bos of natuurgebied zijn vooral zoogdieren hiervan de dupe; bij wegen door het open agrarisch gebied speelt vooral verstoring van vogels een rol.
Waar wegverbreding plaatsvindt, treedt alleen biotoopverlies op. Indirecte effecten, die reeds zijn opgetreden bij aanleg van de weg, zullen nauwelijks een wijziging ondergaan, alleen wordt mogelijk de barrièrewerking voor kleinere zoogdieren versterkt.

Wanneer door een goed beheer wegbermen en spoordijken begroeid zijn met een rijke vegetatie, kunnen zij dienen als biotoop voor tal van insekten, kleine vogels en kleine zoogdieren, die op hun beurt weer voedsel vormen voor roofvogels en grotere carnivore zoogdieren. Het aantal slachtoffers onder dieren op bestaande wegen zal waarschijnlijk afnemen voorzover dit is gerelateerd aan de verkeersintensiteit. Dit is vooral het geval bij padden, bij egels en, in mindere mate, bij grotere zoogdieren zoals herten. Het aantal slachtoffers onder vogels, veroorzaakt door snel rijden, zal vermoedelijk niet afnemen. De verstoring van (weide-) vogels in het open gebied zal in het CE-scenario voor wat betreft bestaande wegen naar verwachting afnemen als gevolg van de verminderde verkeersintensiteit.
Waar nieuwe wegen worden aangelegd, zullen echter nieuwe slachtoffers vallen vooral in bos en natuurgebied. Bij aanleg van nieuwe wegen door open gebieden zal verstoring optreden waar dat voorheen niet het geval was.
Omdat de totale omvang van het verkeer afneemt en de aanleg van nieuwe wegen beperkt blijft, zal over het algemeen genomen het aantal slachtoffers onder dieren waarschijnlijk eerder af- dan toenemen.
In onderstaande tabel worden de verwachte ontwikkelingen nog eens samengevat.

TABEL 4.2. Gevolgen voor het natuurlijk milieu van de in het CE-scenario verwachte verkeersontwikkelingen

	CE-scenario
Biotoopverlies (km2)	
totaal	150 km2 (140 wegen, 10 spoorwegen)
w.v. door cultuurgebied	140 km2
w.v. door natuurgebied	10 km2
Biotoopwinst (km2)	
wegbermen	37 km2
spoordijken	5 km2
Indirect biotoopverlies*	Beperkt. Niet kwantificeerbaar
Slachtoffers door aanrijding (t.o.v. 1980) - grote zoogdieren	Stabiel of iets verminderd
- kleine zoogdieren	Stabiel
- egels	Verminderd
- vogels (uilen)	Stabiel
- padden	Verminderd

* Door areaalversnippering of verstoring.

totale oppervlakte van het spoorwegareaal ongeveer gelijk zal blijven.
Ook in het Referentiescenario mag verwacht worden dat het beheer van spoordijken en wegbermen optimaal zal zijn, gezien het feit dat reeds nu grote verbeteringen merkbaar zijn ten opzichte van het verleden. Het beheer zoals beschreven in paragraaf 4.2.2. voor het CE-scenario is ook van toepassing op het Referentiescenario.

In de volgende tabel staan de verwachte ontwikkelingen nog eens samengevat.

TABEL 4.3. Arealen en andere verkeersvariabelen in 1980 en in 2000 volgens het Referentiescenario

	1980	2000-Ref
Arealen (km2)		
Totaal verkeersinfrastructuur	1.350	1.920
wegen (incl. bermen)	1.250	1.770
(w.v. bermen)	(333)	(472)
spoorwegen (incl.dijken)	100	100
(w.v. dijken)	(50)*	(50)*
Andere variabelen		
Aantal auto's	4,2 miljoen	5,6 miljoen
Aantal auto km/jr	62,7 miljard	71 miljard
Idem, per km weg	4,3	3,5
Aantal reizigerskm per openbaar vervoer**	13,7 miljard	13,7 miljard

* Geschatte oppervlakte begroeide spoordijktaluds
** Het 1980-getal zowel als het 2000-getal geeft een onjuist beeld. Het huidige (1982-)getal ligt aanzienlijk hoger dan het 1980-getal en de verwachting is, dat deze lijn zich zal doortrekken.

4.3.3. Gevolgen voor het natuurlijk milieu

BIOTOOPVERLIES

Het direct biotoopverlies in het Referentiescenario bedraagt ca. 580 km2. De oppervlakte nieuwe wegen door bos of natuurgebied bedraagt naar schatting 40 km2, de overige 540 km2 betreft wegen door het agrarisch gebied. Ook hier geldt, dat deze oppervlakte niet alleen voor nieuwe wegen is bestemd, maar ook voor aanpassingen en verbredingen van bestaande wegen.
Nieuwe wegen vormen in het Referentiescenario echter wel de belangrijkste post.

FLORA

4.3. Het Referentiescenario

4.3.1. Doelstellingen

De doelstellingen van het ongewijzigd beleidsscenario met betrekking tot de verkeers- en vervoerssector staan omschreven in het Structuurschema Verkeer & Vervoer en het Rijkswegenplan. Als hoofddoelstelling wordt gehanteerd:
"Het tegemoetkomen aan de vraag naar vervoer van personen en goederen, uitsluitend voorzover de bijdrage aan het welzijn van de gemeenschap per saldo positief is".
Randvoorwaarden worden gesteld die betrekking hebben op verkeersveiligheid, instandhouding van natuur- en landschapswaarden, hinder, grondstoffenverbruik en kosten.

4.3.2. Verwachte ontwikkelingen tot het jaar 2000

De in het Referentiescenario beschreven ontwikkelingen lijken niet erg realistisch meer in het licht van de huidige economische situatie. Analoog aan paragraaf 4.2.2. worden de volgende verwachtingen gegeven:
- het autopark zal groeien tot 5,6 miljoen personenauto's;
- het aantal autokilometers zal stijgen van 62,7 miljard tot 71 miljard per jaar;
- het aantal reizigerskilometers per jaar met het openbaar vervoer blijft stabiel op het niveau van 1980;
- de totale vervoersbehoefte per inwoner zal stijgen.

In werkelijkheid zal de toename van het particulier autogebruik, wanneer die al plaatsvindt, waarschijnlijk niet zo hoog liggen als voorspeld. Aan de andere kant is het waarschijnlijk dat het openbaar vervoer-gebruik hoger zal liggen, aangezien vooral het treinverkeer de laatste jaren een sterke stijging doormaakt.

In het Referentiescenario zal het wegennet nog een aanzienlijke uitbreiding ondergaan om het toenemend autoverkeer op te vangen. Het betreft een oppervlakte van ca. 580 km2, die bestemd is voor nieuwe wegen, wegverbindingen, verbredingen en aanpassingen.
Van de nieuw aan te leggen wegen is een aantal getraceerd door bos of natuurgebied, zoals rijksweg 69 door het Dommeldal, rijksweg 50 over de Veluwe (met cerviducten om met name herten de mogelijkheid te geven over te steken) en rijksweg 73 door de Peel en Noord-Limburg. Ook zijn er wegen door het agrarisch gebied die aanzienlijke schade met zich mee kunnen brengen voor het natuurlijk milieu. Een voorbeeld hiervan is rijksweg 11 door het weidegebied tussen Leiden en Alphen aan de Rijn.
Door de uitbreiding van het wegenareaal zal de gemiddelde verkeersdichtheid in het Referentiescenario ook afnemen. Plaatselijk en tijdelijk (spitsuren) zal echter groter drukte verwacht mogen worden dan in het CE-scenario.
Het spoorwegnet zal nog een geringe uitbreiding ondergaan, die geen verschillen vertoont met het CE-scenario. Een paar onrendabele verbindingen worden echter opgeheven, zodat de

Achteruitgang van de kwaliteit van het biotoop zal te zien zijn bij aanleg van nieuwe wegen door bos of natuurgebied door veranderingen in het microklimaat en verstoring van het natuurlijk evenwicht (zie paragraaf 4.1.3.). In het Referentiescenario zal dit meer optreden dan in het CE-scenario. Bij wegen door agrarisch gebied zal de indirecte schade aan de flora niet groot zijn (voor landbouwwegen zie hoofdstuk 3).
Bij wegverbredingen gaan bestaande, mogelijk waardevolle bermen verloren. In welke mate dit zal plaatsvinden ten opzichte van het CE-scenario kan niet gezegd worden. Nieuw biotoop in de vorm van wegbermen zal in het Referentiescenario meer dan in het CE-scenario ontstaan: naar verwachting betreft dit een oppervlakte van ca. 140 km2. Het spoordijkareaal zal netto ongeveer gelijk van omvang blijven. Wegbermen en spoordijken zullen, evenals in het CE-scenario, kunnen dienen als refugium voor tal van plantesoorten die uit het agrarisch gebied verdreven worden. De noodzaak tot aanwezigheid van zo'n refugium is in het Referentiescenario ook duidelijk groter dan in het CE-scenario (zie hoofdstuk 3).
De vervuiling door motorvoertuigen zal ook in het Referentiescenario afnemen als gevolg van het gebruik van schonere motoren. Naar verwachting zal de totale emissie van verontreinigende stoffen in het Referentiescenario groter zijn dan in het CE-scenario, omdat de omvang van het gemotoriseerd verkeer groter is.

FAUNA

Aangezien er in het Referentiescenario nog een aanzienlijk aantal nieuwe wegen zal worden aangelegd, zal de fauna daarvan nog aanzienlijke negatieve consequenties ondervinden. Bij wegen door gebieden met grote natuurwaarden zijn deze consequenties (barrièrewerking, verstoring en areaalversnippering) ernstig. Een voorbeeld hiervan is de geplande aanleg van rijksweg 73 door de Peel en Noord-Limburg, die het territorium van een aantal van de toch al zeer schaars geworden dassen doorsnijdt, waardoor deze hoogstwaarschijnlijk uit het gebied zullen verdwijnen.
Bij wegaanleg door het agrarisch gebied zal verstoring leiden tot indirect biotoopverlies voor vogels van het open gebied. Voor wegverbreding geldt, dat dit nauwelijks nieuwe indirecte effecten met zich mee zal brengen, behalve dat mogelijk de barrièrewerking van de weg voor kleinere zoogdieren vergroot zal worden.
In het Referentiescenario kunnen, evenals in het CE-scenario, wegbermen en spoordijken door goed beheer dienen als biotoop voor insekten, kleine vogels en kleine zoogdieren.
Het aantal aanrijdingsslachtoffers onder dieren zal waarschijnlijk toenemen als gevolg van de uitbreiding van het wegenareaal en van de toename van het gemotoriseerd verkeer.

In tabel 4.4. staat een samenvatting van de geschetste mogelijke ontwikkelingen met betrekking tot het natuurlijk milieu.

TABEL 4.4. Gevolgen voor het natuurlijk milieu van de in het Referentiescenario verwachte verkeersontwikkelingen

	Referentiescenario
Biotoopverlies (km2)	
totaal	580 km2
cultuurgrond	540 km2
bos of natuurgebied	40 km2
Biotoopwinst (km2)	
wegbermen	140 km2
spoordijken	-
Indirect biotoopverlies*	Aanzienlijk. Niet kwantificeerbaar
Slachtoffers door aanrijding	
t.o.v. 1980 - grote zoogdieren	Toename
- kleine zoogdieren	Stabiel
- egels	Toename
- vogels (uilen)	Toename
- padden	Toename

* Door areaalversnippering of verstoring.

4.4. Vergelijking tussen de scenario's

4.4.1. Vergelijking van de verwachte ontwikkelingen op verkeersgebied

In het CE-scenario wordt een inkrimping voorspeld van het particulier autogebruik, gepaard gaande aan een uitbreiding van het langzaam verkeer en het openbaar vervoer. Voor wegaanleg wordt een oppervlakte van 150 km2 geraamd. De aanleg van nieuwe wegen zal zoveel mogelijk worden beperkt; wel zal waar nodig over worden gegaan tot aanpassing en/of verbreding van bestaande wegen. Het spoorwegnet zal nog een geringe uitbreiding ondergaan (ca. 10 km2).

In het Referentiescenario wordt daarentegen een aanzienlijke uitbreiding van het particulier autogebruik voorspeld en een openbaar vervoer-gebruik dat op het niveau van 1980 ligt. Dit lijkt overigens niet erg realistisch in het licht van de ontwikkelingen van de laatste jaren. Bij gebrek aan andere gegevens worden deze toch maar betrokken bij de vergelijking, die daardoor mogelijk te ongunstig uitvalt voor het Referentiescenario.
Aanleg van wegen zal nog ca. 580 km2 in beslag nemen. Voor een belangrijk deel betreft dit de aanleg van nieuwe wegen, waarvan een aantal door gebieden loopt die uit natuurbeschermingsoogpunt waardevol zijn. Het spoorwegareaal blijft netto constant van omvang.
De verkeersintensiteit per kilometer weg zal in beide scenario's teruglopen.

Het beheer van wegbermen en spoordijken zal in beide scenario's goed zijn. Verwacht wordt dat geen belangrijke kwalitatieve verschillen zullen optreden.

In onderstaande tabel wordt de vergelijking tussen de beide scenario's nog eens schematisch weergegeven.

TABEL 4.5. Arealen en andere verkeersvariabelen in 1980 en in 2000 volgens beide scenario's

	1980	2000-CE	
Arealen (km2)			
Totaal verkeersinfrastr.	1.350	1.500	1.920
wegen (incl.bermen)	1.250	1.390	1.770
(bermen)	(333)	(370)	(472)
spoorwegen (incl. dijken)	100	110	100
(dijken) *	(50)	(55)	(50)
Andere variabelen			
aantal auto's	4,2 mln	4,6 mln	5,6 mln
aantal auto km/jr	62,7 mld	54,4 mld	71 mld
idem, per km weg	4,3	3,4	3,5
aantal reizigerskm met openbaar vervoer	13,7 mld	26,3 mld	13,7 mld

* Geschatte oppervlakte

4.4.2. Vergelijking tussen de gevolgen voor het natuurlijk milieu van beide scenario's

BIOTOOPVERLIES

Het direct biotoopverlies in het Referentiescenario (580 km2) is bijna 4x zo groot als in het CE-scenario (150 km2). Ook het indirect biotoopverlies is groter in het Referentiescenario doordat daar meer nieuwe wegen worden aangelegd. Vooral de wegen door natuurgebieden, die in het Referentiescenario veel meer aangelegd zullen worden, zullen ernstige en onherstelbare schade veroorzaken.

FLORA

Achteruitgang van de kwaliteit van het biotoop in natuurgebieden als gevolg van wegaanleg met alle ongunstige neveneffecten van dien (zie paragraaf 4.1.3.), zal in het Referentiescenario in veel sterkere mate plaatsvinden. Verlies van bestaande bermen zal in beide scenario's optreden. Nieuwe bermen ontstaan in het Referentiescenario meer: 140 km2, tegenover 37 km2 in het CE-scenario. Bij goed beheer, wat in beide scenario's verwacht wordt, is de winst dus wat dit betreft groter in het Referentiescenario. Dit weegt echter zeker niet op tegen de 430 km2 extra biotoopverlies dat in

het Referentiescenario zal optreden. In het CE-scenario komt ca. 5 km2 nieuw spoordijktalud beschikbaar, in het Referentiescenario ook, maar daar verwijnt ± eenzelfde oppervlakte. In beide scenario's zal de vervuiling teruglopen, in het CE-scenario in sterkere mate door de geringere omvang van het verkeer. Diverse hiervoor gevoelige lagere planten, zoals korstmossen, mossen en zwammen kunnen hiervan profiteren.

FAUNA

De negatieve effecten van wegaanleg op de fauna, barrièrewerking, areaalversnippering en verstoring, zullen in het CE-scenario beperkter kunnen blijven.
Wegbermen die geschikt zijn als biotoop voor insekten, kleine vogels en kleine zoogdieren, zullen er in het Referentiescenario meer zijn, spoordijken iets meer in het CE-scenario.
In het Referentiescenario zullen meer verkeersslachtoffers onder dieren vallen door de grotere omvang van het verkeer en doordat meer nieuwe wegen aangelegd zullen worden. Vooral bij trage dieren zoals padden en egels zal verschil merkbaar zijn. Bij vogels en grotere zoogdieren zal het verschil minder groot zijn. Bij kleine zoogdieren zal nauwelijks verschil optreden. Verstoring van de fauna, met name vogels van het open gebied, zal in het CE-scenario waarschijnlijk afnemen, terwijl dit in het Referentiescenario nog aanzienlijk zal toenemen.

In tabel 4.6. wordt deze eindvergelijking nog eens geschematiseerd.

TABEL 6. Gevolgen voor het natuurlijk milieu van de verkeersontwikkelingen zoals voorzien in het CE-scenario en het Referentiescenario ten opzichte van 1980

	CE-2000	Ref-2000
Biotoopverlies (km2)		
totaal	150	580
cultuurgrond	140	540
bos of natuurgrond	10	40
biotoopwinst (km2)		
wegbermen	37	140
spoordijken	5	-
Indirect biotoopverlies*	Beperkt	Aanzienlijk
Slachtoffers door aanrijding		
t.o.v. 1980 - grote zoogdieren	Stabiel of lichte afname	Toename
- kleine zoogdieren	Stabiel	Stabiel
- egels	Afname	Toename
- vogels	Stabiel	Toename
- padden	Afname	Toename

* Indirect biotoopverlies door areaalversnippering of verstoring is niet kwantificeerbaar.

LITERATUUR

1) BECHT, H.Y., en Th. Potma
Het CE-scenario, een realistisch alternatief
(tussentijds rapport)
Dec. 1981

2) EZ
"een ongewijzigd beleidsscenario" voor de energievoorziening van Nederland tot het jaar 2000
Febr. 1982

3} KENDALL, P. e.a.
Environmental consequences for economic and energyscenario's to year 2000 (final report)
Dec. 1981

4) CBS
Diverse Statistische Handboeken

5) WRR
De komende 25 jaar
1977

6) SCHOPMAN, F.
Literatuurstudie inzake de invloed van wegen op de fauna
Doct. scriptie CML
1981

7) OXLEY, D.J., Fenton en Garmody
The effects of roads on populations of small mammals
1974 (Ecology)

8) VEEN, J.
De verstoring van weidevogelpopulaties
(In Stedebouw & Volkshuisvesting)
1973

9) SINGER, F.J.
Behavioural of mountain goats in relation to US Highway 2, Glacier National Park, Montana (Wildlife Management)
1978

10) ZANDE, A.N. v.d., W.J. Ter Keurs en W.J. v.d. Weijden
The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat-evidence of a long distance effect
1980

11) Avifauna West-Nederland
Randstad & Broedvogels
1980

12) BRUSSAARD, L. & W.J. v.d. Weijden
Biogeografie van eilanden
(Intermediair)
1980

13) UDO DE HAES, H.A.
Nationale landschapsparkten en het groeiend autoverkeer
(Stedebouw & Volkshuisvesting)
1975

14) LEEUWEN, B.H. van
Paddensterfte ten gevolge van autoverkeer
(Lucerta)
1976

15) BIERMAN, Hol & Verdenius
Overheid, verkeer en ruimtegebruik
(Plan)
1981

16) V&W, Structuurschema Verkeer & Vervoer

17) V&W, Meerjarenplan Personenvervoer 1980-1984

18) ZONDERWIJK, P.
Herleving van onze wegbermflora
(Natuurbehoud)
1973

19) ZONDERWIJK, P.
Natuurbehoud op het spoor
(Natuurbehoud)
1974

20) UDO DE HAES, H.A. e.a.
Een beschrijving en analyse van de afname van de open ruimte in het gebied Leiden-Den Haag-Delft.
1977

5. WONINGBOUW

De duidelijkste en meest voor de hand liggende invloed van woningbouw op het natuurlijk milieu is het beslag dat voor deze sector op de open ruimte gelegd wordt. Cultuur- en natuurgebied met de daarin aanwezige natuurwaarden gaan verloren ten behoeve van het zich steeds uitbreidende areaal woningbouw. Aan de andere kant kent het stedelijk leefmilieu haar eigen flora en fauna, die ook van waarde kunnen zijn. Daarbij is ook het beheer dat met betrekking tot de stedelijke natuur gevoerd wordt van betekenis.
In paragraaf 5.1. zal worden ingegaan op de ontwikkelingen die tot op heden het ruimtebeslag voor de woningbouw bepaald hebben. Ook aan de flora en fauna van het bebouwd gebied en hun mogelijkheden en bedreigingen zal aandacht geschonken worden. In paragraaf 5.2. en 5.3. worden de beide scenario's afzonderlijk besproken. In paragraaf 5.4. wordt een vergelijking gemaakt tussen beide scenario's.

5.1. Ontwikkelingen tot op heden

5.1.1. Ontwikkelingen in het verleden

Evenals voor de verkeers- en vervoerssector betekende ook voor de woningbouw de industriële revolutie een grote ommekeer. Door de industrieën die zich vestigden bij de steden èn door de malaise in de landbouw kwam een grote trek van het platteland naar de steden op gang. Aanvankelijk werd voor de fabrieksarbeiders woonruimte gecreëerd door verdichting van de bebouwing binnen de stadsmuren. De kwaliteit van deze woningen was vaak zeer slecht. Nadat in 1874 de Vestigingswet werd afgeschaft, mocht ook buiten de stadswallen worden gebouwd. Zo ontstonden de 19e eeuwse arbeiderswijken, die gekenmerkt werden door zeer hoge netto bebouwingsdichtheden (100-200 woningen/ha) en eveneens veelal slechte woonomstandigheden.
Vóór die tijd waren de bebouwingsdichtheden relatief laag. In het gebied Leiden-Den Haag-Delft was de gemiddelde bebouwingsdichtheid in 1875 niet veel hoger dan de huidige. Rond de eeuwwisseling lagen de dichtheden aanmerkelijk hoger door aanbouw van wijken zoals de Haagse Schilderswijk.
Mogelijk gemaakt door de ontwikkelingen op verkeersgebied (de uitbreiding van het spoorwegnet) kwam in die tijd ook de eerste suburbanisatie op gang. Het betrof hier rijkere mensen, die het onaangenamer geworden stedelijk milieu ontvluchtten en zich in naburige streken langs spoor- of tramlijnen vestigden (bijvoorbeeld 't Gooi en Wassenaar).
In 1901 werd de Woningwet aangenomen, waardoor de overheid greep kreeg op de sociale woningbouw. Stadsuitbreidingen sinds die tijd hebben een lagere bebouwingsdichtheid en wat meer groen.

In de periode tussen de beide wereldoorlogen zette deze ontwikkeling zich voort. Daarnaast kwam door de grotere vervoersmogelijkheden (uitbreiding van het wegennet en opkomst van de auto) de suburbanisatie goed op gang. Deze suburbanisatie kende nauwelijks structuur: lintbebouwing en wilde bebouwing van het plattelandsgebied.
Om enigszins greep te krijgen op de inrichting van gebieden die gemeentegrenzen te boven gaan werd van overheidswege in 1931 het streekplan ingevoerd, en nog later het zogenaamde Nationaal plan.
In de periode tussen de beide wereldoorlogen bleef de ruimte die per woning in beslag werd genomen, ongeveer constant. Wel was reeds toen een dalende trend in de woningbezetting merkbaar. (In het gebied Leiden-Den Haag-Delft daalde de woningbezetting in die tijd van ca. 5,5 tot ca. 4,2 inwoners per woning).

Ging vóór de 2e Wereldoorlog de inbeslagname van de vrije ruimte voor woningbouw min of meer gelijk op met de bevolkingsgroei, na die tijd is dat veranderd. sinds de 2e Wereldoorlog is de vóór die tijd reeds ingetreden woonverdunning (= afname van het aantal inwoners per bebouwde oppervlakte) sterk toegenomen. Deze woonverdunning wordt veroorzaakt door een aantal factoren:

- het aantal inwoners per woning is verder afgenomen. Oorzaken hiervan zijn onder andere het kleiner worden van gezinnen, het toenemend aantal echtscheidingen en het op jeugdiger leeftijd verlaten van het ouderlijk huis (zie grafiek 5.1.). In het gebied Leiden-Den Haag-Delft bijvoorbeeld is het aantal inwoners/woning gedaald tot iets meer dan 3;
- het ruimtebeslag per woning is toegenomen. De woningen zelf zijn groter geworden, maar ook **de** oppervlakte "voorzieningen" per woning in de vorm van parkeerruimte, wegen, openbaar groen, e.d. is toegenomen. Ook de immer voortschrijdende suburbanisatie heeft hieraan zijn bijdrage geleverd: bebouwingsdichtheden in dorpen en kleinere plaatsen zijn lager dan die in steden en stadsuitbreidingen. (In dorpen is de gemiddelde netto-bebouwingsdichtheid ca. 35 woningen/ha, in binnensteden is dat ca. 80).

Hierdoor is de inbeslagname van het landelijk gebied voor woningbouw veel sneller gegaan dan op grond van de bevolkingsgroei verwacht zou worden (zie grafiek 5.2.).
Het verkeer en de door ontwikkelingen in het verkeer mogelijk gemaakte suburbanisatie zijn er de oorzaak van, dat niet alleen het direct ruimtebeslag van de vrije ruimte enorm is toegenomen, maar dat ook een sterke versnippering van de vrije ruimte is opgetreden. Voor het natuurlijk milieu betekent dit, dat er zowel direct biotoopverlies als verlies van kwaliteit van de overblijvende biotopen is opgetreden: direct biotoopverlies door het direct ruimtebeslag, en kwaliteitsverlies van het landelijk gebied als biotoop door areaalversnippering, verstoring en betreding.

Binnen de steden zelf zijn, vooral de laatste jaren, ook enkele ontwikkelingen merkbaar. Genoemd kan onder andere worden:

- een toename van het gemotoriseerd verkeer binnen de steden;
- een toenemende scheiding van functies binnen de bebouwde kom, vooral ook veroorzaakt door het autoverkeer;
- een toename van de hoeveelheid stedelijk groen in de vorm van parken, plantsoenen, e.d.;
- (vooral de laatste tijd) toename van de stadsvernieuwings- en renovatie-activiteiten. (Lit. 1,2,3,4).

5.1.2. De huidige situatie

De oppervlakte die in 1980 door woningbouw in beslag werd genomen, bedraagt ca. 2.430 km2, dat is ca. 6,5% van de totale oppervlakte van Nederland: 1,5 maal zoveel als de oppervlakte natuurlijk gebied.
Gemiddeld komt daar jaarlijks een oppervlakte bij van ca. 80 km2, waarvan ca. 10 km2* ten koste gaat van natuurlijk gebied. De laatste jaren is vanwege de economische teruggang de nieuwbouwactiviteit wat verminderd, zodat de jaarlijks toegevoegde oppervlakte momenteel vermoedelijk wat minder is.
Ook een verschijnsel van de laatste tijd is de reeds eerder genoemde toename van stadsvernieuwings- en renovatieprojecten. Over het geheel genomen wordt er naar gestreefd het stedelijk milieu voor mensen leefbaarder en veiliger te maken: men denke aan woonerven, verkeersdrempels, fietsroute's e.d.
Ook van overheidswege wordt de laatste tijd bezwaar gemaakt tegen het voortschrijdend verlies van het landelijk gebied, hetgeen blijkt uit de aanzet tot mogelijkheden voor verdichting van de nieuwbouw die in de meest recente overheidsnota's gedaan wordt. (Lit. 4,5,6).

5.1.3. Effecten op het natuurlijk milieu

A. Effecten op de flora

1) Het landelijk gebied
Door woningnieuwbouw treedt biotoopverlies op. Zoals reeds eerder vermeld, betreft dit een gemiddelde van 80 km2 per jaar, waarvan naar schatting ca. 10 km2* ten koste gaat van natuurlijk gebied.

---

* Dit naar verhouding hoge percentage natuurlijk gebied dat jaarlijks in beslag genomen wordt voor woningbouw, is te verklaren wanneer men ziet dat bosrijke provincies als Gelderland, Brabant en Utrecht een vestigingsoverschot hebben. Men trekt weg uit de steden om in een omgeving met meer natuur te wonen.

Naast direct biotoopverlies treedt ook kwaliteitsvermindering van biotopen in de aangrenzende gebieden op als gevolg van ontsluiting en betreding. Door ontsluiting zal ook een verkeersstroom op gang komen: zie daarvoor hoofdstuk 4. In agrarisch gebied zal dit "indirect biotoopverlies" niet zo ernstig zijn, maar in natuurgebied kan de schade aanzienlijk zijn. Door de grotere bezoekersdruk zal de plantegroei aangetast worden. Tredgevoelige plantesoorten zullen verdwijnen en storingssoorten daarvoor in de plaats komen. In bossen zal de ondergroei sterk worden aangetast en plaatselijk verdwijnen. Tenslotte brengt een grotere bezoekersdruk een grotere mate van verontreiniging met zich mee. De directe invloed hiervan op de plantegroei is niet groot, maar plaatselijk kan een sterke eutrofiëring optreden, waardoor een verandering in de samenstelling van de vegetatie te verwachten is.

2) Het stedelijk gebied

Het stedelijk milieu is over het algemeen niet erg geschikt als biotoop voor wilde plantesoorten. Bijna nergens is natuurlijke bodem te vinden, en waar dat wel het geval is, is die meestal verontreinigd met puin, afval, 's winters met pekel en enigermate met olie en benzine, en staat bloot aan intensieve betreding. Ondanks dit alles is er toch wel een aantal plantesoorten te vinden in steden.

- Wateren in steden zijn gewoonlijk arm aan planten doordat zij sterk vervuild en hypertroof, dat wil zeggen, zéér voedselrijk, zijn. Vaak treft men 'slechts bultkroos aan. Waar thermische verontreiniging, olielozingen, puinstort, e.d. plaatsvindt, is helemaal geen plantegroei te vinden. Oeverplanten kunnen alleen daar worden aangetroffen, waar de oevers zich daarvoor lenen: niet-verharde oevers met een lage beschoeiing. Waar een goed direct contact is met minder verontreinigde wateren buiten de stad, kan de watervegetatie rijker en beter ontwikkeld zijn. Door een goede doorstroming worden de effecten van verontreiniging afgezwakt. Planten die redelijk bestand zijn tegen eutrofie, zoals gele plomp en waterlelie, kunnen dan worden aangetroffen.
- Plaatselijk komen op oude muren en stenen walkanten muurplanten voor. Deze hebben vaak een grote zeldzaamheidswaarde. Een voorbeeld hiervan is de muurleeuwebek. In deze tijd worden ze veelal bedreigd door het omverhalen of opnieuw voegen van deze muren. Het cement wat daarvoor tegenwoordig gebruikt wordt, is te hard voor muurplanten. Proeven om muurplanten na het opnieuw voegen van de muur met een speciaal cement terug te planten, zijn echter succesvol geweest.

- Op ruderale terreinen zoals fabrieksterreinen vestigt zich vaak een pioniervegetatie. Gewoonlijk krijgt deze niet de kans zich verder te ontwikkelen, waardoor deze terreinen door de jaren heen hun pionierskarakter blijven houden. Dit kan ook van belang zijn voor de fauna, met name voor bepaalde vogelsoorten.
- In restanten van het agrarisch buitengebied zijn vaak nog waardevolle floristische elementen aanwezig. Wanneer deze restanten niet bestemd zijn voor stedebouw, liggen de kansen voor het behoud hiervan vrij gunstig, omdat in deze restanten vaak niet het intensieve grondgebruik optreedt die zo kenmerkend is voor het overig agrarisch gebied (zie hoofdstuk 3).
- Op dijken en spoordijken kan zich een gevarieerde vegetatie in stand houden (zie ook hoofdstuk 4), wanneer het beheer niet te intensief is, dat wil zeggen: geen gebruik van bestrijdingsmiddelen en niet te vaak maaien.
- In parken, plantsoenen en andere vormen van stedelijk groen is de kwaliteit van de plantegroei uit natuurbehoudsoogpunt gewoonlijk laag door de intensieve onkruidbestrijding en de grote mate van betreding. (Anders is dat bij de zogenaamde heemtuinen of natuurtuinen, waar het beheer en de inrichting er juist op gericht zijn aan een zo groot mogelijk aantal "onkruid" soorten levensmogelijkheden te bieden in zo natuurlijk mogelijke omstandigheden).
  Een minder op nette perken gericht beheer kan ook in gewone parken of plantsoenen meer mogelijkheden tot vestiging bieden aan tal van wilde plantesoorten en daarmee ook aan allerlei diersoorten.
- In steden, en vooral havensteden, is er gewoonlijk een bijzondere rijkdom aan adventieven of zogenaamde pothoofdplanten. Van deze niet-inheemse planten komt het zaad meestal met scheepsladingen mee. Gewoonlijk houden deze plantesoorten het niet lang uit, maar sterven na één of enkele jaren weer uit. Wel is er steeds nieuwe aanvoer. (In hoofdstuk 4 wordt een andere manier van adventief-verspreiding besproken die uit oogpunt van blijvende soortsvestiging meer succesvol is: via spoorwegen). (Lit. 7.8,9,10).

B. Effecten op de fauna.

1) Het landelijk gebied

Woningbouw gaat ten koste van het areaal cultuur- en natuurgebied en brengt dus biotoopverlies met zich mee. Ontsluiting van de bouwlocatie, bewoning en verkeer leidt tot afname van de kwaliteit van het omringende gebied als biotoop voor vele diersoorten. Verstoring door de toegenomen bezoekersdruk heeft nadelige gevolgen voor diersoorten die rust nodig hebben, zoals bijvoorbeeld weidevogels in het agrarisch gebied. Verkleining van het areaal zal vooral in natuurlijke gebieden diersoorten in aantal doen afnemen of zelfs doen verdwijnen. Voor de

gevolgen die het verkeer met zich meebrengt wordt verwezen naar hoofdstuk 4.

2) Het stedelijk gebied

De stad biedt ondanks drukte en vervuiling aan vele diersoorten een leefmilieu. Het betreft hier vooral insecten en vogels. Sommige vogelsoorten broeden in steden, andere komen er alleen foerageren. Dit laatste gebeurt vooral in de winter, wanneer de kou en de voedselschaarste vele vogels naar de warmere steden drijven, waar altijd veel voedsel te vinden is in de vorm van afval (en ook door voederen door de mens). De laatste tientallen jaren is het aantal vogelsoorten dat de stad opzoekt om te foerageren of te broeden, gestegen. De oorzaak hiervan zou kunnen zijn de achteruitgang van het landelijk gebied als biotoop, zowel kwantitatief als kwalitatief. Over het algemeen kan gesteld worden, dat vogels die in het stedelijk milieu (zijn gaan) leven, meestal gekenmerkt worden door een vrij groot aanpassingsvermogen wat betreft broedplaats- en/of voedselkeus.

- Sommige watervogelsoorten doen het al langere tijd goed in de stad. Voorbeelden hiervan zijn de wilde eend (waarschijnlijk door de voedselrijkdom van de stedelijke wateren), knobbelzwaan en waterhoen. Vooral 's winters komen zij in grote getale af op de stad, waar de wateren nog open zijn nadat ze op het land al dichtgevroren zijn.
  Vogels die nog maar kort in stedelijke wateren te vinden zijn, zijn bijvoorbeeld de fuut en de blauwe reiger, die in de loop van de 20e eeuw sterk in aantal afnamen door vervolging en vergiftiging, maar zich de laatste tijd goed herstellen. Ook zilvermeeuw en kapmeeuw zijn steeds meer in steden te vinden, tegenwoordig niet alleen 's winters maar ook 's zomers, aangetrokken door de grote hoeveelheid stedelijk afval waarmee zij zich kunnen voeden.
- De gierzwaluw is een voorbeeld van een vogelsoort, die broedt in, op of bij huizen, in dit geval onder dakpannen. Sommige van deze "huizenbroeders" dreigen uit het stedelijk milieu te verdwijnen, omdat de voor hen geschikte dakpannen, richels en uitsteeksels niet meer gemaakt worden. Ook in deze categorie zijn er nieuwkomers: een voorbeeld hiervan is de scholekster, die de laatste jaren in steeds groter getale broedend wordt aangetroffen op platte daken.
- Op ruderale terreinen met een pioniervegetatie, die het grootste deel van het jaar met rust gelaten worden, zoals vele fabrieksterreinen, kunnen vogels van het open gebied tot broeden komen. Wanneer het pionierskarakter van het terrein gehandhaafd blijft, kan dit *een* blijvende vestiging zijn.

- Het stedelijk groen in de ruimste zin van het woord biedt onderkomen aan allerlei vogelsoorten. bijvoorbeeld: in bomen langs straten broeden duiven, in bomen en struikgewas in parken en plantsoenen zijn zanglijsters, merels en spreeuwen te vinden, nestkasten in tuinen worden bewoond door mezen. In parken waar wat dichter struikgewas te vinden is, broeden vogels als winterkoning, heggemus en fitis. Vooral deze laatste categorie kan uitgebreid worden wanneer daar rekening mee gehouden wordt bij aanplant en beheer. Aanplant van dicht struikgewas kan zorgen voor goede broedplaatsen; een beheer waarbij de spuit en de heggeschaar worden gespaard levert meer voedsel in de vorm van (on-)kruiden en insecten. (Lit. 7,10,11).

5.2. Het CE-scenario

5.2.1. Doelstellingen

Naast doelstellingen van algemene aard, die ook op de woningbouw van toepassing kunnen worden geacht, onderscheidt het CE-scenario nog een aantal doelstellingen met directe betrekking op de woningbouw. Genoemd kunnen worden:
- stimulering van re-urbanisatie door een verbetering van het stedelijk leefmilieu;
- beperken van de aantasting van het landelijk gebied, zowel kwantitatief als kwalitatief;
- verbeteren van de omstandigheden voor plant- en diersoorten in het stedelijk milieu.

Voor de realisering van deze doelstellingen worden verschillende maatregelen voorgesteld. Deze worden in de volgende paragraaf behandeld.

5.2.2. Maatregelen, ontwikkelingen en hun mogelijke gevolgen voor het jaar 2000

Het CE-scenario voorziet een bevolkingsgroei vanaf 1980 met 1,5 miljoen tot 2000. De bevolking bestaat dan uit 15,6 miljoen mensen.
Het totale woningbestand zal uitgebreid worden met 1.150.000 woningen tot een totaal van 5.995.000 woningen in 2000.
Er wordt in het CE-scenario echter gestreefd naar een efficiënter ruimtegebruik dan tot nog toe het geval is geweest. De voortschrijdende woonverdunning zal getracht worden zoveel mogelijk een halt toe te roepen, zonder dat de woonkwaliteit erop achteruit gaat.

Om te beginnen wil het CE-scenario de suburbanisatie afremmen, gekoppeld aan het aantrekkelijk maken van het stedelijk wonen. Dit levert een besparing op de ruimte op bij nieuwbouw: bebouwingsdichtheden in steden c.q. stadsuitbreidingen zijn hoger dan in kleine plaatsen. Om het aantrekkelijker maken van het stedelijk wonen te bevorderen wordt voorgesteld:

- stimuleren van stadsvernieuwing en renovatie: tot 2000 moeten 780.000 woningen beschikbaar komen door renovatie en 500.000 door stadsvernieuwing. Door sloop en onttrekking verdwijnen 1.440.000 woningen. (Dit soort activiteiten levert altijd een vermindering van de bebouwingsdichtheid op. Deze wordt gecompenseerd door andere maatregelen).
- afname van de verkeershinder binnen de steden door stimulatie van het openbaar vervoer-gebruik en het langzaam verkeer. Een grote rol speelt hierbij een streven naar integratie van functies, waardoor de vervoersbehoefte binnen het stedelijk gebied kan afnemen.

Binnen de steden zelf en in stadsuitbreidingen wordt gestreefd naar verdichting van de woningbouw. Om dit te bereiken worden de volgende maatregelen voorgesteld:

- Verdichting van de bebouwing van bestaande wijken door het bebouwen van gaten. Daarnaast zal gestreefd worden naar het verdichten van ruim opgezette na-oorlogse hoogbouwwijken. Hiermee wordt verwacht een winst te behalen van in totaal 130.000 woningen.
- Functieverandering ten behoeve van de woningbouw en verminderen van de leegstand. (Het aantal voor bewoning geschikte woningen dat leeg staat is gestegen van 43.500 in 1970 tot 102.500 in 1980, waarvan meer dan 40.000 woningen al langere tijd leeg staan). De winst die hiermee behaald wordt, wordt ook geschat op 130.000 woningen.

Door deze ontwikkelingen kan het aantal woningen dat nieuw gebouwd moet worden, beperkt blijven tot 1.050.000 stuks.
Ook in nieuwbouw wordt gestreefd naar relatief hogere bebouwingsdichtheden:

- Bij nieuwbouw kan een groter aandeel kleine woningen gebouwd worden, aangezien het aandeel één- en tweepersoonshuishoudens de laatste tijd sterk is toegenomen (in West-Nederland al bijna 50%). De woningbouw is hier tot nog toe onvoldoende op ingesprongen. Een groter aandeel kleine woningen maakt een hogere bebouwingsdichtheid mogelijk.
- Afname van de oppervlakte voorzieningen bij nieuwbouw. Voorbeelden hiervan zijn: het realiseren van dubbele bestemmingen door bijvoorbeeld centrale parkeervoorzieningen onder gebouwen te situeren; smallere wegen aan te leggen; het toepassen van gestapelde laagbouw, waarbij bovenop de gezinswoningen woningen voor één- en tweepersoonshuishoudens gebouwd worden. (Gebleken is, dat deze huishoudens minder behoefte hebben aan een tuin dan gezinnen, zodat de woonkwaliteit op die manier gehandhaafd kan blijven); en minder openbaar groen-voorzieningen in de vorm van parken, plantsoenen, e.d.

Als gevolg hiervan zal de totale oppervlakte die nog in beslag genomen zal worden voor woningbouw, beperkt blijven tot 300 km2. Door zorgvuldig uitkiezen van de locaties zal geen natuurgebied meer aan woningbouw ten prooi hoeven vallen. Aangezien uitbreidingen voornamelijk geschieden bij steden en niet bij dorpen, is dit realiseerbaar. In tabel 5.1. worden de resultaten nog een overzichtelijk weergegeven. (Lit. 6,12).

5.2.3. Gevolgen voor het natuurlijk milieu

BIOTOOPVERLIES

Het direct biotoopverlies in het landelijk gebied als gevolg van woningbouwactiviteiten bedraagt in het CE-scenario 300 km2. Deze 300 km2 gaat geheel ten koste van agrarisch gebied en zal voornamelijk aan de rand van grotere woonkernen gelocaliseerd zijn.

TABEL 5.1. Ontwikkelingen met betrekking tot woningbouw in het CE-scenario in vergelijking met de situatie in 1980

	1980	2000-CE
Bevolking	14,1 miljoen	15,6 miljoen
Aantal woningen	4.845.000 st,	5.995.000 st.
Netto toename	n.v.t.	1.150.000
Bruto toename	n.v.t.	2.590.000
w.v. door renovatie		780.000
w.v. door stadsvernieuwing		500.000
w.v. door gatenbebouwing		100.000
w.v. door verdichting		
Na-oorlogse wijken		30.000
Na-oorlogse functieverandering		130.000
Na-oorlogse nieuwbouw		1.050.000
Afname	n.v.t.	1.440.000
Woningbezetting	2,9 inw/woning	2,6
Netto bebouwingsdichth.		
stadsvernieuwing	100	80
stadsuitbreiding	40	60
Areaal	2.430 km2	2.730 km2
Toename areaal	n.v.t.	300 km2

FLORA

Naast het direct biotoopverlies van 300 km2 zal er voor de flora weinig kwaliteitsverlies van het aangrenzend gebied als biotoop plaatsvinden in het agrarisch gebied. (Zie paragraaf 5.1.3.). Dit zal wèl optreden wanneer aangrenzend aan natuurgebieden gebouwd worden. In het CE-scenario wordt dit echter zoveel mogelijk vermeden.

In stadsuitbreidingen zal de hoeveelheid stedelijk groen wat geringer zijn dan in de na-oorlogse stadsuitbreidingen tot nu toe, hetgeen inhoudt dat er minder potentiële vestigingsplaatsen zullen zijn voor wilde plantesoorten. Aan de andere kant wordt in het CE-scenario uitgegaan van een beheer dat gericht is op een meer natuurlijke ontwikkeling van de plantegroei in het stedelijk groen. Dit betekent, dat binnen de stedelijke gebieden toch winst voor de wilde flora te behalen is.

Gedacht kan worden aan het beheer van dijken en spoordijken en dat van parken en plantsoenen. Het gebruik van bestrijdingsmiddelen zal hierbij achterwege gelaten moeten worden. Ook moet rekening gehouden worden met waardevolle muurplanten zoals in paragraaf 5.1.3. beschreven is. Dat is in het CE-scenario zeker nodig, want vele oude muren en walkanten zullen gesloopt of opnieuw gevoegd worden in het kader van stadsvernieuwing en renovatie. Oevers van stadswateren, voorzover niet verhard, moeten op de juiste wijze beschoeid worden. Op die manier kan de kwaliteit van de biotopen voor wilde plantesoorten verbeteren.

In het CE-scenario bestaat zeker ruimte voor dergelijke maatregelen, die niet bijzonder kostbaar zijn.

FAUNA

In tegenstelling tot de flora treedt voor de fauna naast het direct biotoopverlies van 300 km2 nog wel een indirect biotoopverlies op in het agrarisch gebied. De onrust die nieuwe woonwijken met zich meebrengen, zal onder andere weidevogels uit het aangrenzend gebied verdrijven. Bij stadsuitbreidingen aangrenzend aan natuurgebieden zullen door verstoring door bezoekers en verkeer bepaalde diersoorten in aantal achteruitgaan. Bij bossen zullen dat vooral zoogdiersoorten zijn, bij duinen betreft dit voornamelijk vogelsoorten.

In het stedelijk gebied geldt ook voor de fauna, dat het areaal stedelijk groen relatief minder zal toenemen, zodat er potentieel minder ruimte is voor kleine parkvogels om zich te vestigen, dan wanneer de huidige trend zal worden doorgetrokken. Het beheer kan er echter door aanplant van meer dicht struikgewas en minder onkruidbestrijding voor zorgen dat de kwaliteit van het stedelijk groen als broedbiotoop verbetert.

Ook voor watervogels kunnen de stedelijke wateren als biotoop geschikter gemaakt worden, vooral door verbetering van de mogelijkheden voor de ontwikkeling van een oevervegetatie.

Voor vogels die op of aan huizen broeden kunnen de mogelijkheden verbeterd worden door er bij nieuwbouw en vooral bij renovatie zorg voor te dragen, dat er voldoende nestgelegenheid ontstaat c.q. gehandhaafd blijft.
Evenals voor de flora geldt, dat dergelijke maatregelen in het CE-scenario goed realiseerbaar zijn, aangezien zij vooral berusten op een verandering van opvattingen in de richting van méér rekening houden met het natuurlijk milieu, en over het algemeen weinig kostbaar zijn.

Afgezien van het direct biotoopverlies in het landelijk gebied *is* het niet mogelijk de verwachte gevolgen voor flora en fauna van het woningbouwbeleid te kwantificeren, omdat deze voor het grootste deel op veronderstellingen omtrent ingreep-effectrelaties berusten waarover geen kwantitatieve gegevens beschikbaar zijn.

5.3. Het Referentiescenario

5.3.1. Doelstellingen

In de diverse regeringsnota's staan de doelstellingen van het overheidsbeleid met betrekking tot de woningbouw omschreven. De doelstellingen hebben betrekking op woonomstandigheden, met randvoorwaarden voor andere sectoren, zoals verkeer en milieu. Het beleid wat daaruit voortvloeit is min of meer een voortzetting van het huidig beleid. Er wordt echter meer aandacht besteed aan renovatie en stadsvernieuwing, en aan de mogelijkheden tot het verhogen van de bebouwingsdichtheden in nieuwbouw. In het Referentiescenario wordt met deze dingen echter (ten onrechte) geen rekening gehouden.

5.3.2. Verwachte ontwikkelingen tot het jaar 2000

Ook het Referentiescenario voorziet een bevolkingsgroei vanaf 1980 met 1,5 miljoen tot het jaar 2000, waardoor de bevolking dan zal bestaan uit 15,6 miljoen mensen.
Evenals in het CE-scenario zal het totale woningbestand uitgebreid worden tot 5.995.000 woningen in 2000, een stijging met 1.150.000 vanaf 1980.
De in het Referentiescenario omschreven ontwikkelingen ten aanzien van het ruimtegebruik laten een trend zien die een rechtstreeks vervolg is op de ontwikkelingen uit de zeventiger jaren. Uit recente overheidsnota's blijkt, dat deze door het Ministerie van Economische Zaken voorspelde ontwikkelingen niet geheel overeenkomen met het werkelijke beleid: wel degelijk wordt van overheidszijde gestreefd naar een verminderd beslag op de open ruimte ten behoeve van de woningbouw. Een op re-urbanisatie gericht beleid is dit echter niet zozeer, hoewel wel meer gedaan zal worden aan stadsvernieuwing en renovatie. Wel wordt ernaar gestreefd in nieuwbouw hogere bebouwingsdichtheden te realiseren dan de laatste jaren het geval is geweest.

In vergelijking met het CE-scenario zijn de volgende ontwikkelingen te verwachten:
- Door renovatie zullen 630.000 woningen beschikbaar komen, door stadsvernieuwing 310.000. Door sloop en onttrekking zullen 1.130.000 woningen uit het bestand verdwijnen.
- Er wordt geen schatting gemaakt van het aantal woningen dat geleverd kan worden door bebouwing van gaten en verdichting van bestaande hoogbouwwijken. (Vooral wat betreft gatenbebouwing lijkt het niet reëel deze mogelijkheid geheel buiten beschouwing te laten, aangezien dat nu ook al gebeurt).
- Eveneens wordt geen winst verwacht door functieverandering ten behoeve van woningbouw en vermindering van de leegstand.

Hierdoor zullen, om de netto toename van 1.150.000 woningen te realiseren, 1.340.000 nieuwe woningen gebouwd worden. Bij de bouw van deze woningen zal een richtlijn worden gesteld voor de bebouwingsdichtheid, die echter lager ligt dan bij het CE-scenario. Enerzijds is dit het gevolg van het feit dat in het CE-scenario vooral de steden uitbreiden, wat bij het Referentiescenario niet het geval is, anderzijds worden per "milieutype" (binnenstad, buitenwijk, dorp) lagere dichtheden aangehouden.

Als gevolg daarvan zal de totale oppervlakte die nog aan het landelijk gebied onttrokken zal worden ten behoeve van de woningbouw, nog aanzienlijk zijn. Een gedeelte van deze oppervlakte betreft bos of natuurgebied.

In tabel 5.2. worden deze ontwikkelingen nog een samengevat. (Lit. 5,13,14).

5.3.3. Gevolgen voor het natuurlijk milieu

BIOTOOPVERLIES

Er zal naar verwachting 1.130 km2 grond ten behoeve van de woningbouw onttrokken worden aan het landelijk gebied. Hiervan zal naar schatting 125 km2 onttrokken worden aan het areaal natuurgebied. De overige 1.005 km2 komen dus ten laste van het agrarisch gebied.

Voor vogels die op of aan huizen broeden kunnen de mogelijkheden verbeterd worden door er bij nieuwbouw en vooral bij renovatie zorg voor te dragen, dat er voldoende nestgelegenheid ontstaat c.q. gehandhaafd blijft.
Evenals voor de flora geldt, dat dergelijke maatregelen in het CE-scenario goed realiseerbaar zijn, aangezien zij vooral berusten op een verandering van opvattingen in de richting van méér rekening houden met het natuurlijk milieu, en over het algemeen weinig kostbaar zijn.

Afgezien van het direct biotoopverlies in het landelijk gebied is het niet mogelijk de verwachte gevolgen voor flora en fauna van het woningbouwbeleid te kwantificeren, omdat deze voor het grootste deel op veronderstellingen omtrent ingreep-effectrelaties berusten waarover geen kwantitatieve gegevens beschikbaar zijn.

5.3. Het Referentiescenario

5.3.1. Doelstellingen

In de diverse regeringsnota's staan de doelstellingen van het overheidsbeleid met betrekking tot de woningbouw omschreven. De doelstellingen hebben betrekking op woonomstandigheden, met randvoorwaarden voor andere sectoren, zoals verkeer en milieu. Het beleid wat daaruit voortvloeit is min of meer een voortzetting van het huidig beleid. Er wordt echter meer aandacht besteed aan renovatie en stadsvernieuwing, en aan de mogelijkheden tot het verhogen van de bebouwingsdichtheden in nieuwbouw. In het Referentiescenario wordt met deze dingen echter (ten onrechte) geen rekening gehouden.

5.3.2. Verwachte ontwikkelingen tot het jaar 2000

Ook het Referentiescenario voorziet een bevolkingsgroei vanaf 1980 met 1,5 miljoen tot het jaar 2000, waardoor de bevolking dan zal bestaan uit 15,6 miljoen mensen.
Evenals in het CE-scenario zal het totale woningbestand uitgebreid worden tot 5.995.000 woningen in 2000, een stijging met 1.150.000 vanaf 1980.
De in het Referentiescenario omschreven ontwikkelingen ten aanzien van het ruimtegebruik laten een trend zien die een rechtstreeks vervolg is op de ontwikkelingen uit de zeventiger jaren. Uit recente overheidsnota's blijkt, dat deze door het Ministerie van Economische Zaken voorspelde ontwikkelingen niet geheel overeenkomen met het werkelijke beleid: wel degelijk wordt van overheidszijde gestreefd naar een verminderd beslag op de open ruimte ten behoeve van de woningbouw. Een op re-urbanisatie gericht beleid is dit echter niet zozeer, hoewel wel meer gedaan zal worden aan stadsvernieuwing en renovatie. Wel wordt ernaar gestreefd in nieuwbouw hogere bebouwingsdichtheden te realiseren dan de *laatste* jaren het geval is geweest.

In vergelijking met het CE-scenario zijn de volgende ontwikkelingen te verwachten:

- Door renovatie zullen 630.000 woningen beschikbaar komen, door stadsvernieuwing 310.000. Door sloop en onttrekking zullen 1.130.000 woningen uit het bestand verdwijnen.
- Er wordt geen schatting gemaakt van het aantal woningen dat geleverd kan worden door bebouwing van gaten en verdichting van bestaande hoogbouwwijken. (Vooral wat betreft gatenbebouwing lijkt het niet reëel deze mogelijkheid geheel buiten beschouwing te laten, aangezien dat nu ook al gebeurt).
- Eveneens wordt geen winst verwacht door functieverandering ten behoeve van woningbouw en vermindering van de leegstand.

Hierdoor zullen, om de netto toename van 1.150.000 woningen te realiseren, 1.340.000 nieuwe woningen gebouwd worden. Bij de bouw van deze woningen zal een richtlijn worden gesteld voor de bebouwingsdichtheid, die echter lager ligt dan bij het CE-scenario. Enerzijds is dit het gevolg van het feit dat in het CE-scenario vooral de steden uitbreiden, wat bij het Referentiescenario niet het geval is, anderzijds worden per "milieutype" (binnenstad, buitenwijk, dorp) lagere dichtheden aangehouden.

Als gevolg daarvan zal de totale oppervlakte die nog aan het landelijk gebied onttrokken zal worden ten behoeve van de woningbouw, nog aanzienlijk zijn. Een gedeelte van deze oppervlakte betreft bos of natuurgebied.

In tabel 5.2. worden deze ontwikkelingen nog een samengevat. (Lit. 5,13,14).

5.3.3. Gevolgen voor het natuurlijk milieu

BIOTOOPVERLIES

Er zal naar verwachting 1.130 km2 grond ten behoeve van de woningbouw onttrokken worden aan het landelijk gebied. Hiervan zal naar schatting 125 km2 onttrokken worden aan het areaal natuurgebied. De overige 1.005 km2 komen dus ten laste van het agrarisch gebied.

TABEL 5.2. Ontwikkelingen met betrekking tot de woningbouw in het ongewijzigd beleidsscenario ten opzichte van de situatie in 1980

	1980	2000-Ref.
Bevolking	14,1 miljoen	15,6 miljoen
Aantal woningen	4.845.000	5.995.000
Netto toename	n.v.t.	1.150.000
Bruto toename	n.v.t.	2.280.000
w.v. door renovatie		630.000
w.v. door stadsvernieuwing		310.000
w.v. door nieuwbouw		1.340.000
Afname	n.v.t.	1.130.000
Woningbezetting		
Netto bebouwingsdichth.	2,9	2,6
stadsvernieuwing	100	70
stadsuitbreiding	40	35
Areaal	2.430 km2	3.560 km2
Toename areaal	n.v.t.	1.130 km2

FLORA

Voor de flora zal in het landelijk gebied naast biotoopverlies ook nog een aanzienlijk kwaliteitsverlies van biotopen plaatsvinden, althans voorzover het natuurgebied betreft (zie paragraaf 5.1.3.). Hierdoor zullen plaatselijk kwetsbare plantesoorten en vegetatietypen verdwijnen. In het agrarisch gebied zal dit "indirect biotoopverlies" waarschijnlijk beperkt zijn.

In stadsuitbreidingen komt er in het Referentiescenario nog een aanzienlijke oppervlakte stedelijk groen bij, waar zich mogelijk wilde plantesoorten kunnen vestigen. Een goed beheer (zie paragraaf 5.1.3.) is hiervoor wel een voorwaarde. Ook in het Referentiescenario zijn hiervoor mogelijkheden. Er worden echter geen richtlijnen voor gegeven. Dit geldt ook voor het scheppen van mogelijkheden voor oevervegetaties zich in stadswateren te vestigen, en ook voor het beheer en behoud van muurplanten.

FAUNA
Ook voor de fauna geldt, dat naast het direct biotoopverlies van 1.130 km2 nog een aanzienlijk indirect biotoopverlies zal plaatsvinden. In bos- en natuurgebieden zullen door de verstoring en in mindere mate de verontreiniging, ontstaan door bewoning en verkeer, daarvoor gevoelige diersoorten achteruitgaan of zelfs verdwijnen. Ook veranderingen in de vegetatie zullen doorwerken op de fauna: wanneer plantesoorten of vegetatiestructuren die van belang zijn als voedsel of nestplaats verdwijnen, zullen de daarvan direct of indirect afhankelijke diersoorten ook verdwijnen.
Ook in het agrarisch gebied zal indirect biotoopverlies optreden. Het betreft hier diersoorten, en met name weidevogelsoorten, die gevoelig zijn voor verstoring.

Binnen de steden geldt, evenals voor de flora, dat er meer potentiële biotopen beschikbaar komen door de toename van de oppervlakte stedelijk groen. Ook voor de fauna geldt, dat de geschiktheid van dit groen als biotoop vooral afhankelijk is van het beheer. Mogelijkheden voor een goed beheer (zie paragraaf 5.1.3.) mogen in het Referentiescenario niet uitgesloten worden, maar richtlijnen ervoor worden niet gegeven. Ditzelfde geldt voor watervogels en voor de categorie "gebouwenbroeders".

Een kwantificering van deze verwachtingen is echter, om de redenen genoemd in paragraaf 5.2.3. bij het CE-scenario, niet mogelijk.

5.4. Vergelijking tussen beide scenario's

5.4.1. Vergelijking op het gebied van de verwachte ontwikkelingen tot 2000

In beide scenario's wordt een bevolkingsgroei verwacht van 1,5 miljoen tot een totaal van 15,6 miljoen mensen in 2000. Eveneens in beide scenario's wordt een uitbreiding van het woningbestand verwacht met 1.150.000 woningen tot een totaal van 5.995.000 woningen in het jaar 2000.

Bij de keuze tussen enerzijds een ruime opzet van nieuwe woonwijken met veel groen en verkeersruimte en anderzijds een compactere opzet met minder groen en andere voorzieningen, waardoor het buitengebied meer gespaard blijft, kiest het CE-scenario voor het laatste.
Het beleid is gericht op de verbetering van het stedelijk leefmilieu en op het terugdringen van de suburbanisatie. Voor de verbetering van het stedelijk leefmilieu worden onder andere renovatie- en stadsvernieuwingsactiviteiten geïntensiveerd, hetgeen een extra verlies van woningen in de binnenstad met zich meebrengt. Dit wordt dan gecompenseerd door het toepassen van verdichtingsbouw in bestaande stadswijken en door een hogere bebouwingsdichtheid aan te houden bij nieuwbouw. Hierdoor zal het verlies in het landelijk gebied beperkt kunnen blijven tot 300 km2.

In het Referentiescenario wordt deze keuze niet gemaakt. Wel zal meer gedaan worden aan stadsvernieuwing en renovatie, maar minder dan in het CE-scenario. Ook zal aan de bebouwingsdichtheid van nieuwbouw een ondergrens gesteld worden, die echter veel lager ligt dan in het CE-scenario. Over het algemeen betreft dit echter slechts een tamelijk geringe ombuiging van de trend uit het nabije verleden, zeker in vergelijking met het CE-scenario.
In het stedelijk gebied zal daarom in het Referentiescenario meer groen aanwezig zijn. Daartegenover is het verlies *in het* landelijk gebied bijna 4x zo hoog als in het CE-scenario: 1.130 km2.

Een overzicht van de verschillen tussen de scenario's is te vinden in de onderstaande tabel 5.3.

TABEL 5.3. Vergelijking van de ontwikkelingen in de woningbouw tussen beide scenario's, in relatie met de toestand in 1980

	1980	2000-CE	2000-Ref
Bevolking	14,1 miljoen	15,6 miljoen	15,6 miljoen
Aantal woningen	4.845.000	5.995.000	5.995.000
Netto toename	-	1.150.000	1.150.000
Bruto toename	-	2.590.000	2.280.000
w.v. door renovatie	-	780.000	630.000
w.v. door stadsvernieuwing	-	500.000	310.000
w.v. door gatenbebouwing	-	100.000	-
w.v. door verdichting	-	30.000	-
w.v. door hoogbouwwijken			
w.v. door functieverander.	-	130.000	-
w.v. door nieuwbouw	-	1.050.000	1.340.000
Afname	-	1.440.000	1.130.000
Woningbezetting	2,9	2,6	2,6
Netto bebouwingsdichth.			
stadsvernieuwing	100	80	70
stadsuitbreiding	40	60	35
Areaal	2.430 km2	2.730 km2	3.560 km2
toename areaal	-	300 km2	1.130 km2
afkomstig v. agr. geb.	-	300 km2	1.005 km2
afkomstig v. natuurgeb.	-	-	125 km2

5.4.2, Vergelijking tussen de verwachte gevolgen op het natuurlijk milieu

BIOTOOPVERLIES

Het direct biotoopverlies is in het Referentiescenario bijna vier maal zo groot als in het CE-scenario: 1.130 km2 (meer dan 3x de oppervlakte van de geplande Markerwaard!) tegenover 300 km2. In het Referentiescenario zullen de natuurgebieden een verlies te dragen krijgen van in totaal ca. 125 km2, in het CE-scenario wordt dit verlies geheel vermeden.

FLORA

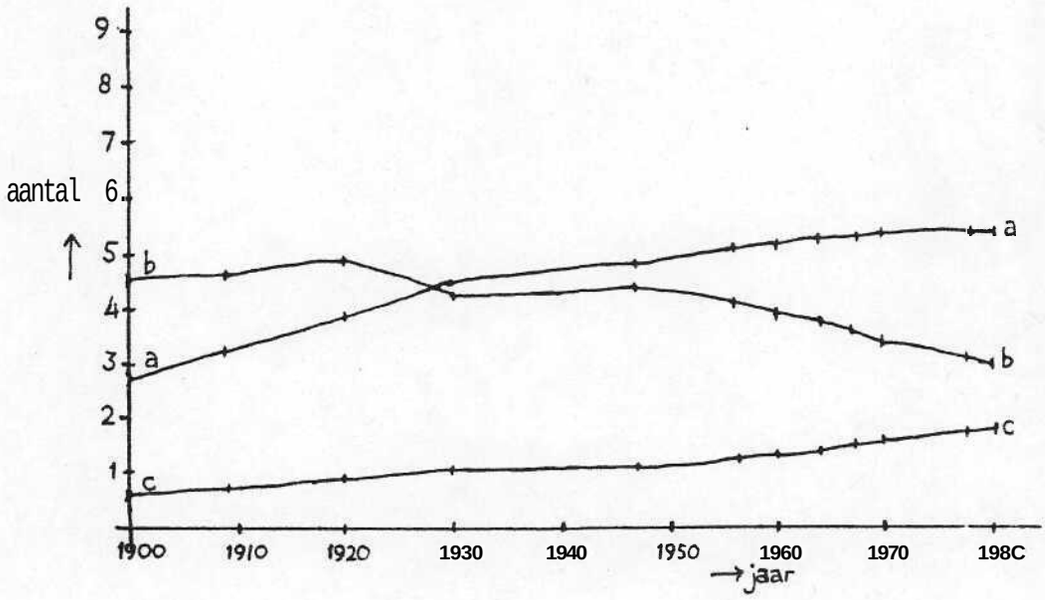
Wat betreft het landelijk gebied valt de vergelijking tussen de scenario's sterk in het voordeel van het CE-scenario uit. Zowel het direct als het indirect biotoopverlies is in het CE-scenario veel geringer, niet in de laatste plaats omdat in het CE-scenario geen natuurgebied zal worden opgeofferd aan woningbouw.
Voor het stedelijk gebied geldt dit niet zonder meer. In het Referentiescenario mag gerekend worden op een grotere oppervlakte stedelijk groen waar wilde planten zich eventueel kunnen vestigen. Kans op een beter beheer van dit groen en van andere elementen die voor de plantegroei van belang zijn, is er in beide scenario's, maar mag met grotere waarschijnlijkheid in het CE-scenario verwacht worden. Wanneer ook in het Referentiescenario een goed beheer gerealiseerd zal worden, zal de vergelijking voor wat betreft het stedelijk gebied in het voordeel van het Referentiescenario uitvallen.

FAUNA

Voor de fauna geldt in grote trekken hetzelfde als voor de flora.
In het landelijk gebied valt de vergelijking sterk in het voordeel uit van het CE-scenario, zowel wat betreft direct biotoopverlies* als wat betreft kwaliteitsverlies van de biotopen in agrarisch, maar vooral ook natuurlijk gebied.
In het stedelijk gebied heeft het Referentiescenario het voordeel van méér groen. De kansen op een geschikt beheer hiervan zijn echter bij het CE-scenario groter. Wanneer ook in het Referentiescenario tot een goed beheer van het stedelijk groen en andere biotopen wordt overgegaan, zal voor met name vele vogelsoorten de vergelijking uitvallen in het voordeel van het Referentiescenario.

Zowel voor flora als voor fauna geldt echter, dat bij een afweging tussen landelijk en stedelijk gebied een grotere waarde moet worden toegekend aan het landelijk gebied, en vooral aan de natuurgebieden, aangezien de kwantiteit zowel als de kwaliteit hiervan toch ook al door andere sectoren in sterke mate bedreigd wordt. Vanuit dat oogpunt bezien is het CE-scenario dus in elk geval het meest verkieslijk omdat immers hierin het beslag dat voor woningbouwdoeleinden gelegd wordt op het landelijk gebied veel geringer is.

Grafiek 5.1. Ontwikkelingen m.b.t. de woonruimte per inwoner vanaf 1900



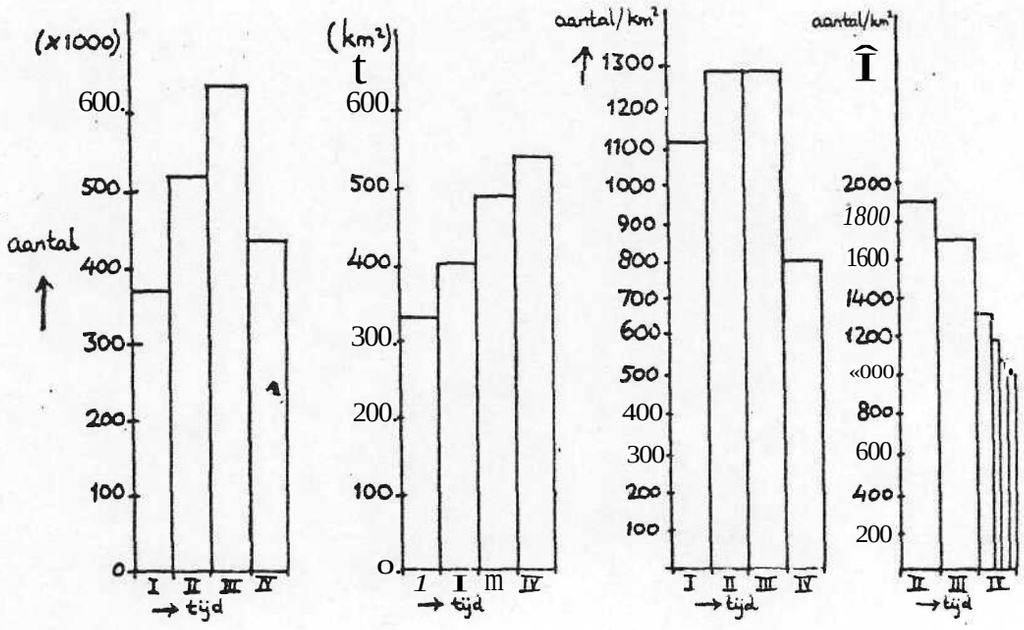
a. aantal vertrekken per woning
b. aantal inwoners per woning
c. aantal vertrekken per inwoner

Grafiek 5.2. Ontwikkelingen m.b.t. de woningdichtheid van nieuwbouw sinds 1960

A. Aantal huizen bijgebouwd

B. Opp. bebouwd gebied erbij

C. Woningdichtheid nieuwbouw bebouwd gebied bebouwde kom



I : 1960-1965
II : 1965-1970
III: 1970-1975
IV : 1975-1980

Literatuur

1. BIERMAN, Hol en Verdenius
Overheid, verkeer en ruimtegebruik
Plan 3, 1981

2. UDO DE HAES, H.A.
De betekenis van de verdichtingsbouw
Stedebouw & Volkshuisvesting, 1977

3. UDO DE HAES, H.A., W.G. Effing Dijkstra, W.J. ter Keurs en W.P. Nieuwenhuis
Een beschrijving en analyse van de afname van de open ruimte in het gebied Leiden-Den Haag-Delft
Stedebouw & Volkshuisvesting, 1977

4. CBS
Statistieken betreffende bodemgebruik en volkshuisvesting

5. Ministerie van Volkshuisvesting & Ruimtelijke Ordening
Verstedelijkingsnota, 1976

6. Hoofdrapport CE-scenario
Hoofdstuk 12 Ruimte, 1983

7. Ministerie van CRM
Natuur in de stedelijke omgeving, 1982

8. HEUKELS, H. en S.J. van Ooststroom
Flora van Nederland, 1975

9. ARNOLDS, E. en R. v.d. Meijden
Standaardlijst van de Nederlandse Flora,1975

10. Avifauna West-Nederland
Randstad en broedvogels, 1981

11. TEXTEIRA, R.
Altlas van de Nederlandse broedvogels, 1979

12. BECHT, H.Y. en Th. Potma
Het CE-scenario, een realistisch alternatief
(Tussentijds rapport), 1981

13. Ministerie van EZ
Een "ongewijzigd beleidsscenario" voor de energievoorziening van Nederland tot het jaar 2000, 1982

14. Metra Consulting
Environmental consequences for economie and energyscenarios to year 2000, 1981.

6. RECREATIE

Van belang voor het natuurlijk milieu is voornamelijk de openluchtrecreatie. De opkomst hiervan dateert van na de Tweede Wereldoorlog. Vooral de laatste 10 à 15 jaar is er een grote uitbreiding merkbaar.
Wat betreft de dagrecreatie als totaal is er de laatste tijd een stabilisatie ingetreden van het aantal recreanten. Opvallend is wel de toename van het aantal mensen dat een vorm van waterrecreatie beoefent.
De verblijfsrecreatie groeit nog steeds. Vooral de toename van het aantal caravans is hierbij een opvallend verschijnsel.

De invloed van de openluchtrecreatie op het natuurlijk milieu is aanzienlijk. Enkele negatieve invloeden:
- Biotoopverlies door ingebruikname van cultuur- en natuurgrond voor recreatiedoeleinden. De oppervlakte die jaarlijks extra in beslag wordt genomen voor recreatie ligt de laatste jaren tussen 15 en 25 km2, ongeveer even veel als voor het verkeer en grofweg half zo groot als het areaal dat voor woningbouw bestemd wordt;
- Er is verkeer van en naar het bestemmingsoord;
- Waterrecreatie heeft een grote verstoring van de watervogels tot gevolg, evenals schade aan en vervuiling van water- en overvegetaties;
- In natuurgebieden kan de verstoring door wandelaars van de fauna groot zijn, vooral wanneer buiten de paden wordt gegaan. Door vertrapping ontstaat schade aan de vegetatie, wat vooral in kwetsbare gebieden zoals de duinen ernstig kan zijn.

Aan de andere kant is openluchtrecreatie één van de motieven voor natuurbehoud en kan ertoe bijdragen, dat bepaalde natuurgebieden in stand worden gehouden. Het is dan wel zaak, dat naast recreatiebelangen de belangen van natuurbehoud een natdrukkelijke plaats krijgen in de bestemming van de gebieden.
Ditzelfde geldt ook voor het plannen van recreatieprojecten. In het CE-scenario zal daar rekening mee worden gehouden.
Er wordt naar gestreefd om zoveel mogelijk
- aandacht te besteden aan de mogelijkheid van extensieve recreatie in de vorm van medegebruik van het agrarisch gebied, en zo mogelijk geplande recreatieprojecten hierdoor vervangen. Dit scheelt aanmerkelijk in het ruimtebeslag van het agrarisch gebied voor recreatiedoeleinden.
- recreatieprojecten bij woonkernen te localiseren om de schade aan het landelijk gebied te beperken.
- natuurgebieden zoveel mogelijk te sparen door selectief en/of periodiek openstellen voor bezoekers (in vogelgebieden sluiting in broedtijd; rustgebieden voor zoogdieren).

Ook in het Referentiescenario wordt waarschijnlijk met deze doelstelling rekening gehouden. Het verschil tussen de beide scenario's ligt er vooral in dat in het CE-scenario meer mogelijkheden benut worden en ook kunnen worden om geplande recreatieprojecten te vervangen door mogelijkheden tot extensieve recreatie in het agrarisch gebied.

Literatuur

(1) CRM
Structuurschema Openluchtrecreatie 1981

(2) CRM
Structuurvisie Openluchtrecreatie 1977

(3) PS Zuid Holland
Streekplan Zuid-Holland West, 1978

(4) UDO DE HAES, H.A. en A.N. v.d. Zande
Recreatie en natuurbehoud in de duinen, 1977

(5) KATTELER, H.A. en J.A. Kropman
De voorkeur voor intensieve en extensieve openluchtrecreatie, ITS, 1977

(6) Studiegroep Recreatie & Natuurbehoud in de duinen
Duinenrecreatie, CML, 1980.

7. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

7.1. Samenvatting

In dit rapport is een voorspelling uitgevoerd van de effecten die het CE-scenario en het Referentiescenario zouden kunnen hebben op het natuurlijk milieu in Nederland. Deze effectvoorspelling is geconcentreerd op drie sectoren, te weten: landbouw, verkeer en woningbouw (hoofdstukken 3,4 en 5).
In elk hoofdstuk is een globale kwantitatieve voorspelling weergegeven omtrent het biotoopverlies van agrarisch en natuurlijk gebied, dat als gevolg van ontwikkelingen in de betreffende sectoren zal optreden. Daarnaast is voor de landbouw (hfdst. 3) ook een poging gedaan tot kwantificering van de wijzigingen in de kwaliteit van de wijzigingen in de kwaliteit van biotopen, met name van agrarisch grasland, voor wilde plant- en diersoorten. Voor de andere sectoren was dat niet mogelijk. Wel is een kwalitatieve beschrijving gegeven van de mogelijke gevolgen voor plant- en diersoorten.

De voorafgaande hoofdstukken geven geen volledig beeld van de te verwachten gevplgen voor het natuurlijk milieu in Nederland. Afgezien van landbouw, verkeer en woningbouw zijn ingrijpende gevolgen te verwachten van het beleid en de ontwikkelingen op gebied van energie, milieuhygiëne, industrie en recreatie, zowel voor de kwantiteit als voor de kwaliteit van de in ons land aanwezige biotopen. Een korte schets van de gevolgen voor het natuurlijk milieu van ontwikkelingen en beleidsplannen op gebied van energiehuishouding wordt gegeven in hoofdstuk 2 en op de recreatie wordt heel in 't kort ingegaan in hoofdstuk 6.

Op de reden van de beperking tot genoemde drie sectoren is reeds in de inleiding ingegaan (paragr. 1.1.). Ondanks deze beperking ontstaat toch wel een beeld van de mogelijke verschillen in de toestand van het natuurlijk milieu in het jaar 2000, als gevolg van toepassing van de beide scenario's. De drie behandelde sectoren bepalen het grootste deel van het bodemgebruik in ons land. Een effectvoorspelling die zich beperkt tot deze drie sectoren omvat naar verwachting de voornaamste wijzigingen in het bodemgebruik die elk van beide scenario's met zich meebrengt.

Voor het ruimtegebruik in beide scenario's is een schatting gemaakt (zie hoofdrapport hfdst. 12). De onderstaande tabel (tabel 7.1.) laat zien, wat het verwachte verlies is van agrarisch gebied en van natuurlijk gebied (gebaseerd op CBS-bodemstatistieken "woeste gronden"). Daarbij is aangegeven welk gedeelte van dit verlies wordt veroorzaakt door wegenbouw en door woningbouw.

TABEL 7.1. Totaal biotoopverlies in het landelijk gebied van het en het Referentiescenario, naar schatting in km2

	1980	2000-CE	2000-Ref
Agrarisch gebied			
Totale oppervlakte	24.600	23.810	22.605
Totaal netto verlies	-	790	1.995
- w.v. door wegaanleg	-	140	540
- w.v. door woningbouw	-	300	1.005
- w.v. door andere oorzaken *	-	350	450
Winst door			
- wegbermen	–	37	140
- spoordijken	–	5	–
Woeste gronden			
Totale oppervlakte	1.570	1.410	1.190
Totaal netto verlies	-	160	380
- w.v. door wegaanleg	-	10	40
- w.v. door woningbouw	-	-	125
- w.v. door andere oorzaken *	-	150	215

* Onder andere recreatie, industrie, overige bebouwing.

Uit de tabel blijkt, dat het biotoopverlies in het CE-scenario, zowel wat betreft agrarisch als natuurlijk gebied, veel beperkter is dan in het Referentiescenario. Het totaal netto verlies aan landbouwgrond bedraagt in het CE-scenario ca. 790 km2, ruim 3% van de huidige oppervlakte. In het Referentiescenario is dat verlies meer dan 2x zo groot: ca. 1.995 km2 ofwel *8%* van de huidige oppervlakte. Wanneer alleen agrarisch grasland in beschouwing wordt genomen is het verschil relatief iets kleiner: in het CE-scenario gaat ca. 1.000 km2 grasland verloren (6,7% van het totaal) en in het Referentiescenario ca. 1.700 km2 (11,7%).
Wat betreft de oppervlakte natuurlijk gebied is het verlies in beide scenario's relatief veel groter dan het verlies aan landbouwgrond. In het CE-scenario gaat ca. 10% van deze grond verloren, 160 km2, terwijl in het Referentiescenario maar liefst 25% ofwel 380 km2 wordt opgeofferd aan onder andere woningbouw en wegaanleg. Het relatieve verschil tussen beide scenario's is ongeveer gelijk aan het verschil in verlies aan landbouwgrond.
f Zie ook grafiek 7.1. en 7.2.

Uit de voorafgaande hoofdstukken blijkt, dat ook het verlies aan kwaliteit van de bestaande biotopen in het CE-scenario veel beperkter is dan in het Referentiescenario:

- Voor de landbouw geldt, dat in het CE-scenario produktie-beperkende maatregelen van toepassing zijn. De stijging van grond- en arbeidsproduktiviteit blijft daardoor in het CE-scenario zeer beperkt, terwijl die in het Referentie-scenario nog aanzienlijk zal stijgen. Als gevolg daarvan zal het bodemgebruik in het Referentiescenario veel intensiever zijn, hetgeen vooral voor weidegebieden negatieve gevolgen met zich meebrengt voor flora en fauna. Een belangrijk verschilpunt is ook het feit, dat in het CE-scenario 340.000 ha. extensief beheerd grasland zal worden gerealiseerd, met beperkingen die speciaal zijn gericht op weidevogelbescherming. In het Referentiescenario worden beheersgebieden ingesteld met een maximum van 100.000 ha. (waarbij het zeer de vraag is of deze oppervlakte ook maar bij benadering bereikt zal worden).
- Wat betreft de verkeers- en vervoerssector voorziet het CE-scenario een afname van het particulier autogebruik (met 15%), gepaard gaande aan het verminderde aanleg van nieuwe wegen (zie tabel 7.1.). In het Referentiescenario zal het autogebruik toenemen met ca. 13%. Uit tabel 7.1. blijkt, dat ook nog een aanzienlijke oppervlakte nieuwe wegen wordt aangelegd.
  De oppervlakte die hiervoor naar schatting in beslag genomen zal worden is in het Referentiescenario bijna 4x zo groot als in het CE-scenario: 540 km2 tegenover 150 km2. Hierdoor is achteruitgang van de kwaliteit van het landelijk gebied als biotoop voor plant- en diersoorten dan ook in het Referentiescenario in veel grotere mate te verwachten. De betreding, verstoring, barrièrewerking, areaalversnippering en het optreden van verkeersslachtoffers onder dieren die met elke wegaanleg gepaard gaat, zal immers in het Referentiescenario veel omvangrijker zijn. Dat in het Referentiescenario een grotere oppervlakte nieuwe wegbermen beschikbaar komt als biotoop voor vele plantesoorten en kleine diersoorten, weegt hier niet tegenop.
- Ook het biotoopverlies in het landelijk gebied als gevolg van de woningbouw kan in het CE-scenario beperkt blijven (zie tabel 7.1.). In het Referentiescenario wordt het biotoopverlies bijna 4x zo groot geschat. Oorzaak hiervan is het woningbouwbeleid in het CE-scenario, dat in veel sterkere mate gericht is op re-urbanisatie en op toepassing van verdichtingsbouw.
  Als gevolg daarvan zal ook het verlies aan kwaliteit van het landelijk gebied als biotoop voor plant- en diersoorten veel geringer zijn.

In het stedelijk gebied mag in het Referentiescenario gerekend worden op een grotere hoeveelheid groen, waardoor de vestigingskansen voor plant- en diersoorten in principe groter zijn. Voor deze vestiging is echter een goed beheer een voorwaarde. Verwacht mag worden dat in het GE-scenario de kansen daarop groter zijn, omdat in het Referentiescenario geen richtlijnen voor beheer van stedelijk groen worden gegeven. Wanneer echter ook in het Referentiescënario sprake is van een goed beheer, valt de vergelijking voor wat betreft het stedelijk gebied uit in het voordeel van het Referentiescenario.

7.2. Conclusie

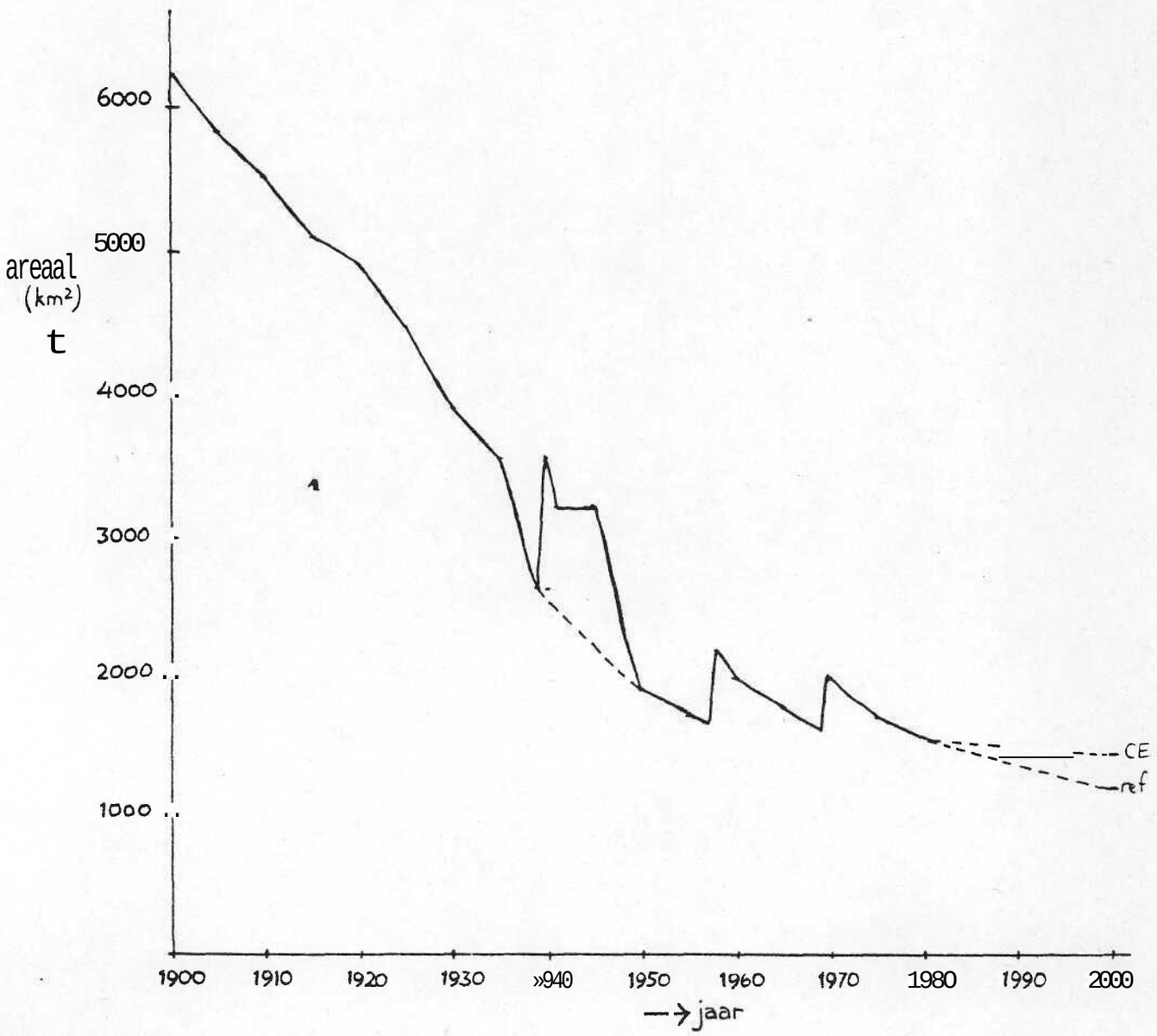
Op grond van bovenstaande mag geconcludeerd worden, dat wat betreft de behandelde sectoren (landbouw, verkeer en woningbouw) de vergelijking tussen beide scenario's uitvalt in het voordeel van het CE-scenario.
Ook voor wat betreft de niet of slechts zeer summier behandelde sectoren waarvan de energiehuishouding, de industrie, het milieuhygiënisch beleid en de recreatie de voornaamste zijn, mag verwacht worden, dat de gevolgen van de ontwikkelingen daarin voor het natuurlijk milieu in het Referentiescenario ernstiger zijn dan in het CE-scenario. In het CE-scenario worden bij de invulling daarvan namelijk veel verdergaande doelstellingen van milieuhygiënische en natuurbeschermingsaard gehanteerd dan in het Referentiescenario.

Over het geheel genomen zijn de verwachte gevolgen voor het natuurlijk milieu in Nederland van het CE-scenario als totaal veel minder negatief dan die van het Referentiescenario. Het is echter niet waarschijnlijk, dat over het geheel genomen een duidelijke verbetering zal plaatsvinden door realisering van het CE-scenario. Plaatselijk zullen zeker verbeteringen optreden, onder andere onder invloed van de geldende beheersbeperkingen in het agrarisch grasland en van de afgenomen verkeersintensiteit. Landelijk gezien echter worden deze plaatselijke verbeteringen geheel of gedeeltelijk geneutraliseerd door verslechteringen op andere plaatsen.
Wel mag duidelijk worden gesteld, dat realisering van het CE-scenario grotendeels een halt toe zal roepen aan de voortschrijdende achteruitgang, zoals het Referentiescenario die laat zien: namelijk de achteruitgang die op zal treden bij ongewijzigd beleid. Deze soms zeer sterke achteruitgang zal vrijwel zonder uitzondering overal optreden en zal nauwelijks gecompenseerd worden door plaatselijke vooruitgang.

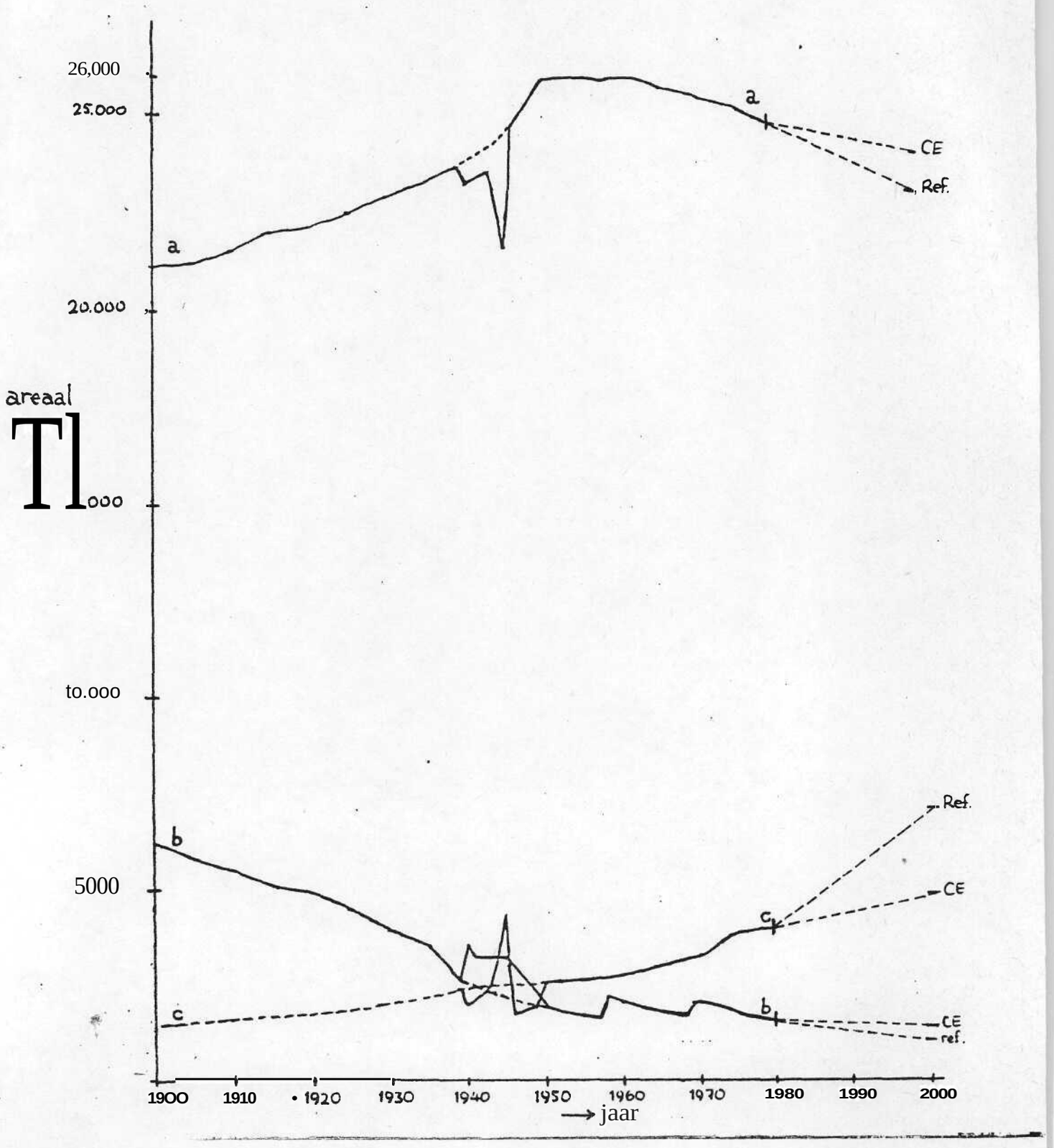
Hiermee is duidelijk, dat het CE-scenario uit natuurbehoudsoogpunt sterk te verliezen is boven een scenario waarin wordt uitgegaan van een ongewijzigd beleid.

In een tijdperk waarin het milieubesef groeiend is en waarin de natuur steeds minder wordt beschouwd als een overbodig luxe-artikel, maar als een belangrijke waarde op zich, is het een goede zaak dat natuurbehoudsdoelstellingen een wezenlijke rol meespelen bij de afweging van toekomstscenario 's.
Bij deze afweging kan bovengenoemde conclusie mogelijk een bijdrage zijn voor de ombuiging van de huidige beleidslijnen in een richting, die op den duur een betere oplossing biedt voor de problemen van de tegenwoordige tijd, waarvan een snel verlies van natuurwaarden in ons land er één is.

Grafiek 7.1. Verwachte ontwikkelingen m.b.t. het areaal "woeste grond" in Nederland vanaf 1900 tot 2000 in het CE-scenario en het Referentiescenario (gebaseerd op CBS-bodemstatistiek)



Grafiek 7.2. Arealen cultuurgrond, natuurgrond en "overige gronden": verwachte ontwikkelingen in het CE-scenario en het Referentiescenario (gebaseerd op CBS-bodemstatistieken)



naam auteur | Runhaar |

titel publicatie | Milieubeleidsanalyse waterverdroging; fase IIa; ... Brabantse natuur terreinen |

1993

hele inhoud

11 - 152 - 543

TNO-Milieu en Energie

Instituut voor Grondwater en Geo-Energie TNO (IGG)

Schoemakerstraat 97
Postbus 6012
2600 JA Delft

Telex 38071 zptno nl
Fax 015 - 56 48 00
Telefoon 015 - 69 69 00

TNO-rapport
OS 93-56A
CML-report 101

augustus
1993

Milieubeleidsindicator Verdroging . Fase **IIa**, ontwikkeling van de methode en toepassing voor acht lokaties in Brabantse natuur-terreinen

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd uitgebracht, wordt voor de rechten en verplichtingen van opdrachtgever en opdrachtnemer verwezen naar de 'Algemene Voorwaarden voor Onderzoeks-opdrachten aan TNO', dan wel de betreffende terzake tussen partijen gesloten overeenkomst.
Het ter inzage geven van het TNO-rapport aan direct belanghebbenden is toegestaan.

©TNO

Auteurs:
H.L.M. Rolf
J. Runhaar
J.M.J. Gieske

Opdrachtgever:
Ministeries van VROM, LNV en V&W

Nederlandse organisatie voor toegepast-natuurwetenschappelijk onderzoek

TNO-Milieu en Energie stelt zich ten doel om, gebaseerd op de noodzaak van een duurzame ontwikkeling van de maatschappij, door middel van onderzoek en advisering bij te dragen aan een goed milieubeheer, een verantwoord energiegebruik en een doelmatig beheer en gebruik van de ondergrondse natuurlijke hulpbronnen.

Op opdrachten aan TNO zijn van toepassing de Algemene Voorwaarden voor onderzoeksopdrachten aan TNO, zoals gedeponeerd bij de Arrondissementsrechtbank en de Kamer van Koophandel te 's-Gravenhage.

CENTRUM VOOR MILIEUKUNDE
DER RIJKSUNIVERSITEIT LEIDEN

INHOUDSOPGAVE

		Pag.
SAMENVATTING EN CONCLUSIES		8
1.	INLEIDING	16
2.	ALGEMENE OPZET VAN HET ONDERZOEK	19
	2.1 Uitgangspunten	19
	2.2 Type indicator	19
	2.3 Methode	22
3.	SELECTIE VAN PROEFTERREINEN	28
	3.1 Inleiding	28
	3.2 Selectie van proefterreinen	28
	3.3 Selectie van proeflokaties	31
4.	BEPALING REFERENTIESITUATIE	33
	4.1 Inleiding	33
	4.2 Methode	33
	4.3 Ervaringen op proeflokaties	36
	4.4 Conclusies	41
5.	VERDROGINGSRELATIES	44
	5.1 Inleiding	44
	5.2 Grondwaterstandsdaling	44
	5.2.1 Inleiding	44
	5.2.2 Alternatief 0: Verschil met grondwaterstand in de referentiesituatie	45
	5.2.3 Alternatief 1: Verdwijnen van grondwaterafhankelijke vegetaties	46
	5.2.4 Alternatief 2: Verdwijnen oorspronkelijke vegetatie	48
	5.2.5 Keuze uit alternatieven	50

5.3 Afname van kwel 53
5.3.1 Inleiding 53
5.3.2 Kwel-indicatie met behulp van de stijghoogte 54
5.4 Inlaat van water 58
5.4.1 Inleiding 58
5.4.2 Mechanisme 60
5.4.3 Indicatoren voor inlaat water 62
5.4.4 Discussie 64
5.5 Toename grondwaterstandsfluctuatie 69
5.6 Bepaling score per lokatie 70

6. TRENDANALYSE OP GRONDWATER TIJDREEKSEN 75
6.1 Inleiding 75
6.2 Transfer/ruismodellering 76
6.3 Wisselfunctie voor de zomer- en de wintertoestand 80
6.4 Vaststelling van de GVG 1985 82
6.5 Trendanalyse 88

7. RESULTATEN VAN DE BRABANTSE LOKATIES 93
7.1 Overzicht van de resultaten 93
7.2 Situatie 1985 95
7.3 Toename van de verdroging 97
7.4 Nauwkeurigheid 99

8. OPZET VAN DE LANDELIJKE STEEKPROEF 100
8.1 Inleiding 100
8.2 Factoren die mogelijk relevant zijn bij de opzet van de steekproef 103
8.3 Gewenste opzet steekproef 110
8.4 Aantal meetpunten 112
8.5 Conclusies 116

9. AANBEVELINGEN 117

LITERATUUR 122

BIJLAGEN

Bijlage 1. Overzicht terreinen Noord-Brabant
Bijlage 2. Verslag workshop over de opzet van een landelijke steek-proef
Bijlage 3. Mogelijke indeling in terreintypen
Bijlage 4. Ecohydrologische terreinbeschrijving Cartierheide
Bijlage 5. Ecohydrologische terreinbeschrijving Kampina
Bijlage 6. Ecohydrologische terreinbeschrijving Pannenhoef
Bijlage 7. Ecohydrologische terreinbeschrijving Den Duiver
Bijlage 8. Ecohydrologische terreinbeschrijving 't Merkske
Bijlage 9. Ecohydrologische terreinbeschrijving Deurnse Peel
Bijlage 10. Ecohydrologische terreinbeschrijving Groote Heide
Bijlage 11. Wisselfunctie voor de zomer- en wintertoestand
Bijlage 12. Overzicht verdrogingsscores lokaties

LIJST VAN FIGUREN

Figuur 2.1 Verdroging: het hydrologische systeem als 'transporteur' van oorzaken naar effecten op de natuur.

Figuur 2.2 Schematisch overzicht van de gevolgde methode om te komen tot een landelijke verdrogingsscore.

Figuur 2.3 Algemene vorm van de verdrogingsrelaties die worden gebruikt om de waarde van de hydrologische parameter om te zetten in een score voor de mate van verdroging van de onderzoekslokatie.

Figuur 3.1 Overzicht van de ligging van de proefterreinen

Figuur 4.1 Transect door het noordelijke deel van de Cartierheide

Figuur 5.1 Verdrogingsscore als functie van de GVG in de Cartierheide (omgeving peilbuis B3) volgens alternatief 1.

Figuur 5.2 Verdrogingsrelaties per standplaats in de Cartierheide, afgeleid uit de dosis-effect functies in DEMNAT.

Figuur 5.3 Verdrogingsrelatie Cartierheide, gebaseerd op het verdwijnen van de oorspronkelijke natte en vochtige vegetaties.

Figuur 5.4 Toepassing van het kwel-criterium 'diepe stijghoogte' op de lokatie-score.

Figuur 5.5 Verdrogingsrelatie voor kwel voor de lokatie Halsche Beemden.

Figuur 5.6 Aanvoer van gebiedsvreemd water als gevolg van verdroging (gedaalde stijghoogte) waar in de natuurlijke situatie waterafvoer plaatsvond.

Figuur 5.7 Drie mogelijke manieren waarop het grondwatersysteem wordt beïnvloed door geïnfiltreerd gebiedsvreemd water.

Figuur 5.8 Verdrogingsrelatie voor de inlaat van gebiedsvreemd water voor de lokatie Den Duiver.

Figuur 5.9 Verdrogingsrelatie voor de toename van grondwaterstandsfluctuaties voor de lokatie Deurnse Peel.

Figuur 5.10 Scores voor grondwaterstandsdaling en het wegvallen van kwel van de lokatie 'De Lokker'.

Figuur 6.1 Structuur van het gebruikte transfer/ruismodel.

Figuur 6.2 Resultaten transfer/ruismodellering; voorbeeld Cartierheide, peilbuis B3.

Figuur 6.3 Een afgetopte tijdreeks.

Figuur 6.4 Schema van transfer/ruismodel met wisselfunctie in zomer en winter.

Figuur 6.5 Regiemcurve Cartierheide, peilbuis B3, op basis van normalen van het neerslagoverschotstation Gemert.

figuur 6.6 Regiemcurve Groote Heide, peilput 52G-P56; vertraagde reactie op neerslagoverschot.

Figuur 6.7 Trendanalyse peilbuis B3, Cartierheide.

Figuur 6.8 Toename van de verdroging in de Cartierheide tussen 1985 en 1990.

Figuur 8.1 Keuze van meetnetpunten bij een aselecte en bij een gestratificeerde steekproef.

Figuur 8.2 Bepaling van de gemiddelde (landelijke) mate van verdroging uitgaande van een gestratificeerde steekproef.

Figuur 8.3 Mate van verdroging in Nederland, uitgesplitst naar ecohydrologische regio.

Figuur 8.4 Mate van verdroging van natuurterreinen in Nederland, situatie circa 1985.

Figuur 8.5 Maximaal toelaatbare spreiding in de gemiddelde verdrogingsscore.

SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Doel van het onderzoek dat in dit rapport wordt beschreven is het ontwikkelen van een *Milieubeleidsindicator Verdroging.* Milieubeleidsindicatoren worden voor de verschillende **milieuthema's** ontwikkeld ter toetsing van het milieubeleid van de rijksoverheid. Dit beleid beoogt dat het areaal verdroogd gebied in het jaar 2000 niet groter is dan in 1985. De Tweede Kamer heeft bij de behandeling van het NMP+ een motie aangenomen waarin een vermindering van de verdroging met 25 % in het jaar 2000 als doel wordt gesteld.

De **MBI-Verdroging** dient een *getalsmatige indicatie* te geven van de verandering van de mate van verdroging in de Nederlandse **verdrogingsgevoelige** natuurgebieden. Het resultaat moet op een praktische manier, via verwerking van recente **meetgegevens**, van jaar tot jaar kunnen worden bijgesteld. Als referentie geldt, globaal genomen, de toestand in 1950.

De methodeontwikkeling heeft mede plaatsgevonden aan de hand van de ervaringen in 8 Brabantse natuurterreinen. Bij de selectie van de *proefterreinen* is gelet op de aanwezigheid van hydrologische en ecologische informatie, de mate van verdroging en de variatie in **terreintype**. Binnen elk van de terreinen zijn een of twee *lokaties* uitgekozen. Een lokatie bestaat uit een peilbuis en dat deel van het terrein waarvoor de peilbuis representatief wordt geacht. Bij de selectie van peilbuizen is gelet op de kwaliteit van de hydrologische gegevens en de ligging ten opzichte van **grondwaterafhankelijke** standplaatsen. De lokaties zijn in het veld beschreven door middel van transecten, waarbij is gekeken naar reliëf, vegetatie, bodem, grondwaterstand en **grondwaterkwaliteit.**

De in deze studie ontwikkelde **milieubeleidsindicator** is gebaseerd op *hydrologische indicatoren,* te weten **grondwaterstanden**, waterstanden en

stijghoogtes. Een alternatief zou zijn om de mate van verdroging af te meten aan effecten op de **doelvariabele**, in dit geval de vegetatie. Hiervan is echter afgezien omdat de vegetatie niet alleen wordt beïnvloed door verdroging maar ook door andere veranderingen in het **(a)biotische** milieu (verzuring, vermesting, **beheer**), en omdat de vegetatie **relatief** langzaam reageert op veranderingen in het abiotisch milieu.

Om te kunnen bepalen wat de mate van verdroging van een lokatie is dient allereerst te worden bepaald wat de waarde van deze hydrologische indicatoren is **geweest** in de ***referentiesituatie***. Een probleem vormt daarbij dat er vrijwel geen hydrologische **meetreeksen** zijn die teruggaan tot 1950. Dat betekent dat de toenmalige hydrologische situatie moet worden gereconstrueerd op grond van andere **gegevens**. Gebruik is gemaakt van historische gegevens over vegetatie en waterstanden, in combinatie met in de huidige situatie vast te stellen **bodemkenmerken** en ***terreinkenmerken***, zoals bijvoorbeeld de aanwezigheid van roestvlekken in het profiel en de aanwezigheid van greppels. De **bepaling** van de referentiesituatie vormt zonder twijfel het moeilijkste onderdeel van de **milieubeleidsindicator**. Het bleek echter in vrijwel alle gevallen mogelijk om met behulp van de beschikbare gegevens een beeld te vormen van het vroegere grondwaterstandsverloop in de lokatie. De schatting van de vroegere stijghoogte is veel moeilijker, waarbij een aanvullend probleem is dat peilbuizen met diepe filters meestal ontbreken in natuurterreinen. Een eenduidige procedure voor het vaststellen van de referentiesituatie is niet te geven omdat de aard van de beschikbare gegevens verschilt per lokatie. Wel kunnen onderdelen uit de bepaling van de refentiesituatie worden gestandaardiseerd. Gedacht kan worden aan de methodiek van het veldwerk en de relaties tussen **vegetatietypen**, **bodemtypen** en hydrologie zoals die worden gebruikt bij het bepalen van de vroegere hydrologische situatie op grond van historische vegetatiegegevens .

De mate van verdroging van de lokatie wordt bepaald met behulp van ***verdrogingsrelaties***, waarin op de horizontale as de waarde van de hydrologische indicator staat, en op de verticale as - in een schaal van nul tot één - de mate van verdroging van de lokatie. De verdroging is nul (niet verdroogd) wanneer de waarde van de hydrologische indicator overeenkomt met die in de **referentiesituatie**, en één wanneer sprake is van een maximaal effect op de aanwezige vegetatie (volledige **verdroging**). In navolging van het landelijk verdrogingsonderzoek is het begrip verdroging ruim geïnterpreteerd (alle negatieve effecten van verminderde beschikbaarheid van **grondwater**). In beginsel worden de volgende verdrogingsrelaties onderscheiden:

- verdroging ten gevolge van (grond)waterstandsdaling
- verdroging ten gevolge van het wegvallen van kwel
- verdroging ten gevolge inlaat van water
- verdroging door toename waterstandsfluctuaties

In de verdrogingsrelatie voor *grondwaterstandsdaling* wordt uitgegaan van de verlaging van de Gemiddelde **Voorjaars-Grondwaterstand** (GVG), omdat deze grondwaterstand in natuurlijke situaties het meest bepalend is voor verschillen in vegetaties. De verdrogingsscore is nul wanneer de GVG gelijk is aan de GVG in de **referentiesituatie**. De score is één (volledig verdroogd) bij die GVG waarbij de vochtgradiënt in de directe omgeving van de **peilbuis**, voorzover **grondwaterafhankelijk**, volledig is verdwenen. Dit is het geval wanneer ook op de natste standplaats de invloed van het grondwater op de vegetatie is verdwenen. Tussen deze twee punten **heeft** de verdrogingsfunctie een lineair **verloop**. Er is ook gekeken naar de mogelijkheid om gebruik te maken van een **niet-lineaire** functie waarin rekening wordt gehouden met de mate van verandering in de vegetatiesamenstelling als gevolg van **grondwaterstandsdaling**. In overleg met de begeleidingscommissie is echter geconcludeerd dat deze methode te gecompliceerd is, schijnnauwkeurigheid pretendeert en te weinig reproduceerbaar is, en dat daarom beter volstaan kan worden met een eenvoudige lineaire benadering, gebaseerd op de afname van de

vochtgradiënt.

In de verdrogingsrelatie voor het *wegvallen van kwel* wordt uitgegaan van veranderingen in de stijghoogte van het diepere grondwater. Als niet verdroogd wordt aangemerkt de situatie waarbij de stijghoogte ten opzichte van maaiveld (bij aquatische systemen: stijghoogte ten opzichte van gemiddeld waterpeil) gelijk is aan die in de refentiesituatie en waarbij tevens wordt voldaan aan de voorwaarde dat het grondwater tot aan of dicht onder maaiveld kan komen. Als volledig verdroogd wordt aangemerkt een situatie waarin geen sprake meer is van kwel. Vanwege praktische bezwaren is het, althans in het MBI-kader, niet haalbaar geacht om de grondwatersamenstelling als hydrologische indicator te gebruiken. Wel wordt voorgesteld om op plaatsen waar sprake is/was van kwel diepe peilputten te plaatsen die voorzien zijn van minifilters, om zo de mogelijkheid te hebben om te controleren of veranderingen in de stijghoogte inderdaad hebben geleid tot een verandering in grondwaterkwaliteit. Voor lokaties waar kwel een rol moet hebben gespeeld is de mate van kwel meestal niet cijfermatig te herleiden omdat meetreeksen van de diepere stijghoogte ontbreken. Voor die gevallen is gesteld dat er sprake was van 'substantiële kwel' van minimaal 0.2 mm per dag. Afhankelijk van de hydraulische weerstand van de geohydrologische deklaag is de bijbehorende referentiestijghoogte (in cm boven maaiveld) vastgesteld. Als algemene minimum voorwaarde is gesteld dat er geen kwel meer optreedt als de gemiddelde stijghoogte lager is dan 20 cm onder maaiveld op het laagste deel van de lokatie.

Er is een voorlopige methode ontwikkeld om de verdroging ten gevolge van de *inlaat van (gebiedsvreemd) oppervlaktewater* te scoren. Daarbij is uitgegaan van het verschil tussen het slootpeil en de stijghoogte onder de deklaag als relevante parameter. Met de kwaliteit van het ingelaten water is daarbij geen rekening gehouden. Verder is het op grond van de gekozen indicator niet mogelijk om eenduidig vast te stellen of het ingelaten water ook daadwerkelijk de wortelzone in de

percelen bereikt. De feitelijke (dynamische) situatie is zeer afhankelijk van de lokale **geohydrologische** opbouw en de **terreingradiënt.** In de enige proeflokatie waar inlaat van water speelt vormt het wegvallen van kwel overigens een veel bepalender factor dan de inlaat van gebiedsvreemd water (die mogelijk zelfs kan helpen om verzuring van het perceel enigszins tegen te **gaan**). Daarom is in deze lokatie slechts in beperkte mate rekening gehouden met de inlaat van water.

Aan de inlaat van gebiedsvreemd water in grotere aquatische systemen (**laagveenmoerasgebieden** bijvoorbeeld) zal specifiek aandacht worden gegeven in onderzoeksfase **IIb;** daarbij zullen in **laag-Nederland** een aantal aquatische lokaties worden onderzocht. Deze lokaties zullen worden gebruikt om de methode verder te ontwikkelen. Voor de bepaling van de ernst van 'verdroging' door gebiedsvreemd water **is** het ook nodig om de kwaliteit van het water te beoordelen ten opzichte van het **'gebiedseigen'** water. Op dit moment zijn er echter nog onvoldoende gegevens om het verschil tussen **'gebiedsvreemd'** en **'gebiedseigen'** water op een zinvolle manier te kunnen kwantificeren.

Met de verdroging door toegenomen ***grondwaterstandsfluctuaties*** *is* voorlopig alleen rekening gehouden in **hoogveensituaties**, waarbij het verschil tussen GVG en **GLG** wordt gehanteerd als maat voor de grond**waterstandsfluctuatie**. Uit onderzoek blijkt overigens dat een systematische verandering van de fluctuaties in de praktijk zelden optreedt.

In situaties waar meerdere verdrogingsrelaties van toepassing zijn (wanneer sprake is van kwel of gebiedsvreemd water) worden de scores gecombineerd door middel van een ***gewichtsfactor***. De **gewichtsfactoren** zijn evenredig aan de mate waarin het betreffende mechanisme van invloed is op de vegetatie.

Om te voorkomen dat *meteorologische omstandigheden* van invloed zijn op de score van de beleidsindicator wordt de tijdreeks door middel van een

zogenaamd *transfer/ruismodel* opgesplitst in een deel dat verklaard kan worden uit het neerslagoverschot en een residureeks. Het structurele niveau van de grondwaterstand (die onafhankelijk is meteorologische omstandigheden) is binnen deze studie gedefinieerd als het tweejarig gemiddelde van de residureeks. De eventuele trend volgt uit de verandering van het structurele niveau. Verder is uit de variantie van de residureeks een 'onderscheidingsgrens' berekend. Een trend is significant als de optredende verandering groter is dan de onderscheidingsgrens.

De normale manier van vaststelling van de GVG uit een 8-jarige meetreeks is voor de MBI-studie niet bruikbaar omdat daarbij geen rekening kan worden gehouden met trends en traagheid. De informatie van het transfermodel is daarom gebruikt om voor 1985 een GVG te berekenen die onafhankelijk is van de meteorologische omstandigheden en trends. Uit het transfermodel wordt eerst een 'regiemcurve' opgesteld die het jaarverloop van de grondwaterstand geeft bij gemiddelde meteorologische omstandigheden. De GVG_{tf} (GVG via transfermodel) wordt verkregen door de waarde van de regiemcurve in april op te tellen bij het structurele niveau van 1985. De GVG in 1990 (en verder) wordt bepaald uit het verschil tussen het structurele niveau in 1985 en dat in 1990. Dit verschil wordt opgeteld bij de GVG_{tf} in 1985.

Voor de acht onderzochte lokaties zijn met de in dit onderzoek ontwikkelde methode verdrogingsscores berekend. In één lokatie is sprake van geen of lichte verdroging (verdrogingsscore < 0.05). In de overige lokaties is in 1985 wel duidelijk sprake van verdroging (verdrogingsscore > 0.15). De resultaten bevestigen over het algemeen de inschatting uit het landelijk verdrogingsonderzoek. Een uitzondering vormt het gebied 'de Kampina' waar de mate van verdroging minder is dan ingeschat in het landelijk verdrogingsonderzoek (matig i.p.v. sterk verdroogd). Op vrijwel alle lokaties is sprake van grondwaterstandsdaling, terwijl daarnaast in twee lokaties ook sprake is van het wegvallen van kwel.

Inlaat van water speelt alleen in het terrein Den Duiver. In de meeste lokaties is sprake van een *toename in de mate van verdroging* tussen 1985 en 1990. Gemiddeld neemt de verdrogingsscore toe van 0.48 tot 0.56.

De *betrouwbaarheid* van de vastgestelde mate van verdroging in absolute zin is matig. In gebieden waar alleen grondwaterstandsdaling een rol speelt zijn naar onze inschatting afwijkingen in de orde van 0.1 à 0.2 (op een schaal van 0 tot 1) mogelijk. In gebieden waar kwel een rol speelt zijn, als gevolg van het gebrek aan gegevens over de historische kwelsituatie, afwijkingen in de orde van 0.2 à 0.4 mogelijk. Voor de milieubeleidsindicator verdroging is overigens de nauwkeurigheid waarmee de verandering in de mate van verdroging kan worden vastgesteld veel belangrijker. Gebleken is dat veranderingen in de orde van 0.1 significant zijn vast te stellen. De methode waarmee deze betrouwbaarheidsmarge wordt vastgesteld behoeft verder statistische onderbouwing. De indruk is dat de gehanteerde onbetrouwbaarheidsmarge ruimer is dan strikt genomen noodzakelijk is.

Aan de wijze waarop een *landelijke steekproef* zou kunnen worden opgesteld is een workshop gewijd met diverse deskundigen. Stratificatie van de steekproef verkleint het aantal te selecteren terreinen, mits de spreiding binnen de gekozen eenheden kleiner is dan de landelijke spreiding. Globaal stratificeren naar geohydrologie (b.v. hoog en laag Nederland, duinen en rivierengebied) biedt de mogelijkheid om de spreiding te verkleinen. Om uitspraken te kunnen doen over de ernst van verdroging zou het wenselijk zijn om per terreintype een representatieve steekproef samen te stellen. Omdat de spreiding binnen de terreintypen over het algemeen vrij groot is zou een onderverdeling naar terreintype echter leiden tot een zeer groot aantal meetnetpunten. Een alternatief dat binnen de workshop werd gesuggereerd is om per regio de meetnetpunten te verdelen over de binnen die regio belangrijkste terreintypen. Een voorlopige schatting van het benodigde aantal

meetnetpunten, gebaseerd op schattingen van de spreiding in de mate van verdroging en de gewenste nauwkeurigheid van de **beleidsindicator**, wijst op een aantal van ca. 150-200 **lokaties**.

De *conclusie* van het onderzoek is dat het goed mogelijk is te komen tot een objectieve en navolgbare kwantificering van de mate van verdroging. Om de mate van verdroging vast te kunnen stellen is echter een gedegen inzicht in de lokale hydrologie en in de geschiedenis van het gebied noodzakelijk. Voor het opstellen van de **milieubeleidsindicator** heeft dit als nadeel dat in de meeste gevallen bronnenonderzoek en veldonderzoek zal moeten worden verricht, waarmee per lokatie enkele dagen gemoeid zijn. Daar staat tegenover dat de verkregen inzichten nuttig gebruikt kunnen worden bij het uitvoeren van het **anti-verdrogingsbeleid** door de provincies en bij het beheer van de terreinen door terreinbeheerders. De verzamelde informatie kan bijvoorbeeld worden gebruikt bij het opstellen van streefbeelden, terwijl de methode die in het landelijk onderzoek gebruikt wordt om het verschil met de referentiesituatie (= de mate van verdroging) te meten evengoed gebruikt kan worden om het verschil met de gewenste situatie te bepalen.

De keuze van de lokaties en het opstellen van de verdrogingsrelaties vormt verreweg het meeste werk. Met de keuze van de lokatie, archievenonderzoek, veldwerk, **tijdreeksmodellering** en rapportage zijn, afhankelijk van de gewenste **nauwkeurigheid**, 7 à 10 dagen nodig per lokatie. Na de opzet van het meetnet *is* het vervolgens betrekkelijk eenvoudig om, via de gekozen **indicator-tijdreeksen**, de verandering van de **MBI-score** van jaar tot jaar te volgen. De kosten van het meetnet worden dus vooral bepaald door de inrichtingskosten.

1. INLEIDING

Ter toetsing van het milieubeleid van de rijksoverheid dient een **Milieubeleidsindicator** Verdroging te worden ontwikkeld. Soortgelijke **Milieubeleidsindicatoren zijn** al opgesteld voor andere **milieuthema's** met het doel om:

> *'met een **zeer** beperkte **hoeveelheid** sterk ingedikte informatie een kernachtig en overzichtelijk beeld te geven van de stand van de uitvoering van het milieubeleid' **(A.Adriaanse, Projectbeschrijving Milieubeleidsindicatoren)***

Voor de verdroging is de beleidsdoelstelling (3e Nota Waterhuishouding) dat het areaal verdroogd gebied in het jaar 2000 niet groter mag zijn dan in het jaar 1985. De Tweede Kamer heeft verder (bij de behandeling van het Nationaal Milieubeleidsplan +) in de motie Van **Rijn/Vellekoop-Lansink** aangedrongen op een vermindering van de verdroging met 25% in het jaar 2000.

De **MBI** verdroging wordt opgesteld door het Instituut voor Grondwater en **Geo-energie** TNO in samenwerking met het Centrum Milieukunde van de universiteit Leiden. Het onderzoek geschiedt in opdracht van de ministeries van **VROM, LNV** en **V&W,** onder auspiciën van de Interdepartementale Werkgroep Verdroging.

Na uitvoering van een voorstudie (fase I, Vlot en Lourens, 1992) is in fase **IIA** de beoogde methode nader uitgewerkt en in de praktijk getest op acht lokaties binnen natuurterreinen in de provincie **Noord-Brabant.** Het voorliggende rapport doet verslag van deze **onderzoeksfase.**

De indicator zal zijn gebaseerd op de vastgestelde mate van verdroging van een beperkt aantal **kleinschalige,** goed gekozen lokaties in de Nederlandse **natuurterreinen.** Gezamenlijk zullen de lokaties een landelijke steekproef ('het **verdrogingsmeetnet'**) vertegenwoordigen die

representatief mag worden geacht voor de verdrogingssituatie in de Nederlandse natuurgebieden.

Het onderzoek voorziet ook in een behoefte aan een algemene methode voor de monitoring van verdroging. Verwacht wordt dat de ontwikkelde methode ook gebruikt zal worden bij het provinciale grondwaterbeheer en bij het volgen van de effectiviteit van concrete verdrogingsmaatregelen, zoals in het kader van de REGIWA proefprojecten of maatregelen van de natuurbeheerders en/of de waterschappen.

De aanpak van het onderzoek wordt in dit rapport beschreven aan de hand van de praktische ervaringen bij de acht proeflokaties. Na een algemeen inleidend hoofdstuk 2 over de gevolgde aanpak, worden in hoofdstuk 3 t/m 6 de verschillende methodische stappen toegelicht. In hoofdstuk 7 worden de concrete verdrogingsresultaten van de acht proeflokaties gegeven. Voor iedere lokatie is bovendien in de bijlagen 4 t/m 10 een zogenaamde ecohydrologische gebiedsbeschrijving opgenomen. In hoofdstuk 8 wordt een voorstel gegeven voor de opzet van de beoogde landelijke steekproef. Tenslotte zijn in hoofdstuk 9 de aanbevelingen gepresenteerd.

Het onderzoek is begeleid door een commissie bestaande uit:

ir. G. van Ee (voorzitter)	VROM/DGM/DWL
ing. G.P. Beugelink	RIVM-LBG
drs. A.C. Garritsen	Natuurmonumenten, thans RU Utrecht
dr. ir. J. Hoeks	Staring centrum
ir. I. Meeuwissen	Provincie Noord-Brabant, namens IPO
drs. J.W. Nieuwenhuis	Provincie Noord-Holland, namens IPO
ir. N.P. Pellenbarg	Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat RIZA
dr. J.G. Vermeer	L&V, Directie NBLF
ir. W.P.C. Zeeman	Staatsbosbeheer

namens het onderzoeksteam:

ir. H.L.M. Rolf	IGG-TNO, Afdeling Geo-Hydrologie
drs. J. Runhaar	Centrum voor Milieukunde Leiden
drs. J.M.J. Gieske	IGG-TNO, Afdeling Geo-Hydrologie

Aan het onderzoek hebben naast de auteurs meegewerkt: A. Lourens (TNO), die de tijdreeksanalyse heeft uitgevoerd en ook heeft geassisteerd bij het veldwerk, M. van der Linden (CML) die bronnenonderzoek heeft gedaan voor de ecohydrologische terreinbeschrijvingen, E. Meelis (Instituut voor Theoretische Biologie, universiteit Leiden) die heeft geadviseerd ten aanzien van de opzet van de steekproef en G.H. Stoffelsen (Staringcentrum) die bij een aantal lokaties heeft meegewerkt aan het bodemkundig onderzoek.

Een speciaal woord van dank geldt de adequate medewerking van de diverse beheerders van Staatsbosbeheer (regio 12 en regio 14), De Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten en De Stichting Het Brabants Landschap. V.Westhoff, A.Wagenmakers, H.M.Beije en C. Braat willen we speciaal bedanken voor het becommentariëren van de ecohydrologische gebiedsbeschrijvingen van respectievelijk De Cartierheide, de Duiver, de Kampina en de Pannenhoef, en voor het leveren van aanvullende informatie.

2. ALGEMENE OPZET VAN HET ONDERZOEK

2.1 Uitgangspunten

De vraagstelling van het onderzoek is om:

een getalsmatige indicatie van de mate van verdroging in de Nederlandse verdrogingsgevoelige bos- en ***natuurgebieden*** *te geven, zo mogelijk* ***gespecificeerd*** *voor de belangrijkste* ***standplaats-*** *typen, c.q. terreintypen. De situatie* ***moet****, voor wat betreft de afname van de verdroging worden getoetst aan de situatie in 1985. Ten behoeve van de jaarlijkse voortgangsrapportage 'Milieu' moet het resultaat op een praktische* ***manier****, via verwerking van recente* ***meetgegevens****, van jaar tot jaar kunnen worden bijgesteld. Als referentie (de* ***'onverdroogde'*** *situatie) geldt, globaal genomen, de toestand in het jaar* ***1950****.*

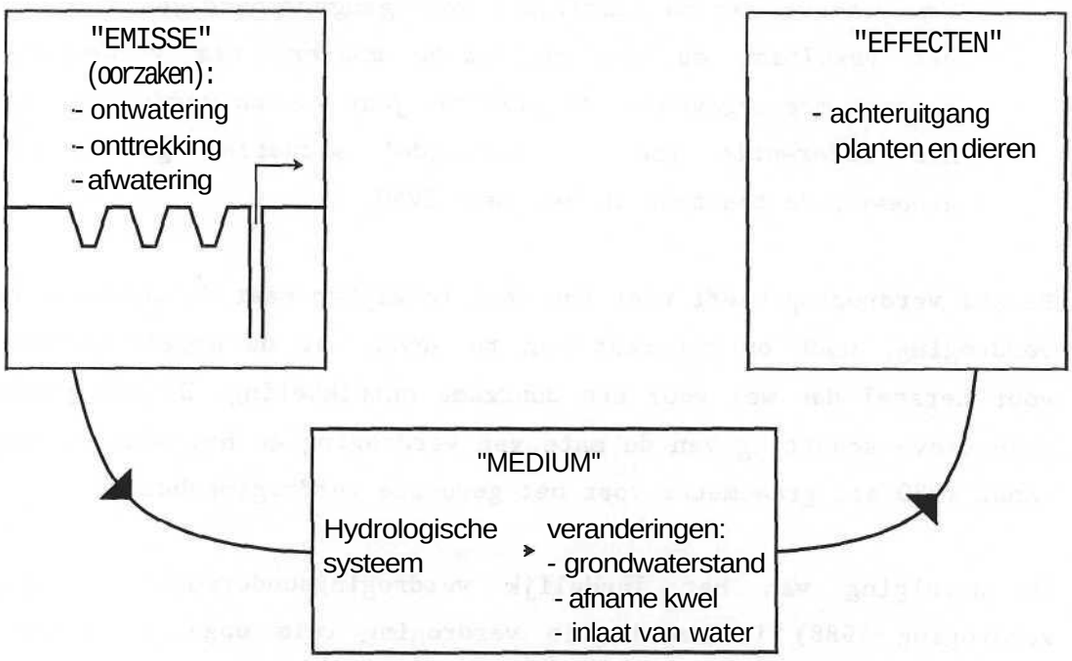
De **MBI** verdroging heeft niet tot doel te kijken naar de oorzaken van de verdroging, noch om concreet aan te geven wat de mogelijkheden zijn voor herstel dan wel voor een duurzame ontwikkeling. De MBI geeft een objectieve schatting van de mate van verdroging en het verloop daarvan vanaf 1980 als graadmeter voor het gevoerde verdrogingsbeleid.

In navolging van het landelijk verdrogingsonderzoek (Projectteam verdroging 1988) is het begrip verdroging ruim opgevat. Onder verdroging worden alle negatieve effecten van **grondwaterstandstekorten** op natte en vochtige ecosystemen verstaan, zowel de directe effecten (grondwaterstandsdaling, wegvallen kwel en toename **grondwaterstands-fluctuaties**) als indirecte effecten (inlaat van water om tekorten aan water te **compenseren**).

2.2 Type indicator

Een belangrijke vraag bij het bepalen van de mate van verdroging is of

gebruik wordt gemaakt van biologische dan wel hydrologische indicatoren. In het eerste geval wordt de verdroging afgemeten aan de effecten van verdroging op de doelvariabele, te weten de vegetatie en de fauna. In het tweede geval wordt de verdroging gemeten aan de hand van de hydrologische veranderingen die aan de verdrogingseffecten ten grondslag liggen, en die gezien kunnen worden als 'transporteur' of 'medium' tussen de activiteiten die verdroging veroorzaken en effecten op vegetatie en fauna (fig 2.1).



Figuur 2.1 Verdroging: het hydrologische systeem als 'transporteur' van oorzaken naar effecten op de natuur.

Binnen het landelijk verdrogingsonderzoek is, bij gebrek aan hydrologische gegevens, de mate van verdroging vooral bepaald aan de hand van

effecten op de vegetatie. Voor toepassing in een meetnet gericht op het vaststellen van veranderingen in de mate van verdroging is een dergelijke biologische indicator echter minder geschikt. In de eerste plaats wordt de vegetatie beïnvloed door veel meer factoren dan alleen verdroging. Dit betekent dat effecten van verdroging in de praktijk moeilijk te scheiden zijn van effecten ten gevolge van andere ingrepen in het milieu. Vergrassing van een heide met Pijpestrootje bijvoorbeeld, kan zowel het effect zijn van verzuring, vermesting als van achterstallig beheer. In de tweede plaats reageert de vegetatie relatief traag op veranderingen in het abiotisch milieu. Het kan enkele jaren duren voordat veranderingen in het abiotisch milieu tot uiting komen in de soortensamenstelling van de vegetatie, en het kan daarna nog enkele tientallen jaren duren voordat zich een nieuw evenwicht heeft ingesteld (Runhaar e.a. 1993, Rothampstead Exp Station 1970). In de derde plaats kunnen zich als gevolg van meteorologische omstandigheden van jaar tot jaar fluctuaties voordoen, die niet op voorhand te scheiden zijn van effecten van hydrologische veranderingen. Deze eigenschappen maken de vegetatie minder geschikt als indicator in een meetnet dat er op is gericht van jaar tot jaar de veranderingen in de mate van verdroging vast te stellen.

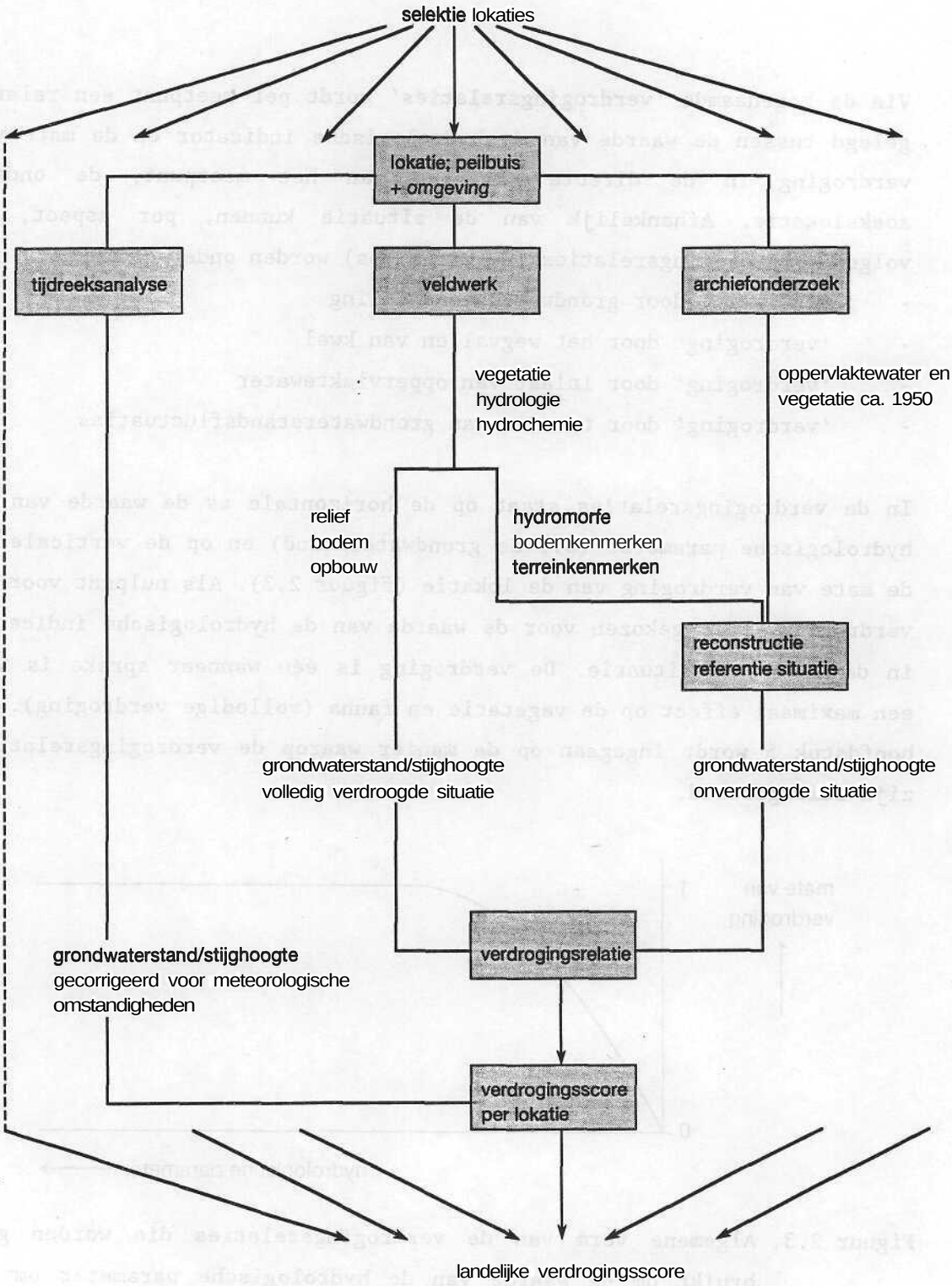
Daarom is er voor gekozen voor de milieubeleidsindicator verdroging gebruik te maken van hydrologische indicatoren, zoals veranderingen in grondwaterstand en veranderingen in stijghoogte. Deze hydrologische indicatoren hebben het voordeel dat ze niet worden beïnvloed door andere factoren als vermesting verzuring en beheer (we meten aan het 'verdrogingsproces' zelf) én dat de indicator snel reageert op ingrepen in de (grond)waterhuishouding, zodat positieve of negatieve veranderingen snel geïndiceerd kunnen worden. Net als de soortensamenstelling van de vegetatie staan de hydrologische indicatoren ook onder invloed van meteorologische omstandigheden. Via tijdreeksanalyse kunnen de effecten van meteorologische omstandigheden gescheiden worden van trendmatige veranderingen als gevolg van ingrepen in het grondwatersys-

teem.

2.3 Methode

In deze fase van het onderzoek is veel aandacht besteed aan de ontwikkeling van een methode om, gebruik makend van hydrologische indicatoren, te komen tot een getalsmatige indicatie voor de mate van verdroging van Nederlandse natuurterreinen. In deze paragraaf zal de gevolgde methode in grote lijnen worden geschetst, waarbij het schema in figuur 2.2 als leidraad kan worden genomen.
Zoals bleek uit fase 1 van het onderzoek MBI-verdroging (Vlot en Lourens, 1992) is het niet voldoende om alleen veranderingen in grondwaterstanden of stijghoogtes te volgen. Om de hydrologische veranderingen te kunnen interpreteren in termen van verdroging is het noodzakelijk een relatie te leggen tussen hydrologie en ecologie, zoals de relatie tussen grondwaterstanden en het voorkomen van natte en vochtige standplaatsen en de daaraan gebonden vegetaties, en de relatie tussen stijghoogte en het voorkomen van kwelsituaties met de daarbij behorende vegetatie. Deze relaties zijn terreinspecifiek, en worden bepaald door kenmerken als reliëf en bodemopbouw.

De landelijke MBI score zal worden verkregen via een landelijke steekproef bestaande uit (naar schatting enkele honderden) kleine gebiedjes ('lokaties') in de Nederlandse grondwaterafhankelijke bos- en natuurterreinen. Een lokatie bestaat uit een geschikte peilbuis of peilput en dat deel van het natuurterrein (een of enkele standplaatsen) waarvoor de peilbuis representatief wordt geacht. Als orde van grootte moet worden gedacht aan gebiedjes van 1 tot enkele hectaren. Voor welk deel van een terrein een peilbuis representatief wordt geacht is vooral afhankelijk van de lokale hydrologische situatie. De MBI aanpak kan aldus worden gekenmerkt als een steekproef van kleine stukjes uit de Nederlandse natuur.

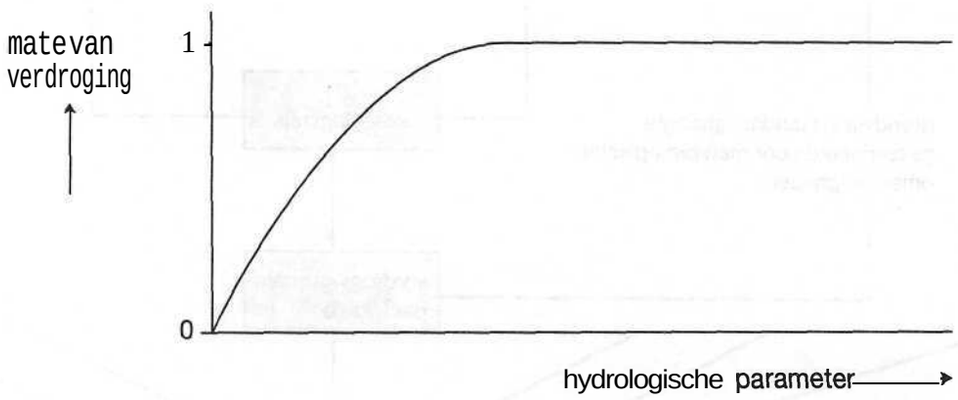


Figuur 2.2. Schematisch overzicht van de gevolgde methode om te komen tot een landelijke verdrogingsscore

Via de zogenaamde **'verdrogingsrelaties'** wordt per meetpunt een relatie gelegd tussen de waarde van de hydrologische indicator en de mate van verdroging in de directe **omgeving** van het meetpunt, de onderzoekslokatie. Afhankelijk van de situatie kunnen, per **aspect**, de volgende verdrogingsrelaties (deelrelaties) worden **onderscheiden**:

- verdroging door grondwaterstandsdaling
- **'verdroging'** door het wegvallen van kwel
- 'verdroging' door inlaat van oppervlaktewater
- 'verdroging' door toename van grondwaterstandsfluctuaties

In de verdrogingsrelaties staat op de horizontale as de waarde van de hydrologische parameter (bv. de grondwaterstand) en op de verticale as de mate van verdroging van de lokatie (figuur 2.3). Als nulpunt voor de **verdrogingsas** is gekozen voor de waarde van de hydrologische indicator in de **referentiesituatie**. De verdroging is één wanneer sprake is van een maximaal **effect** op de vegetatie en fauna (volledige **verdroging**). In hoofdstuk 5 wordt ingegaan op de manier waarop de verdrogingsrelaties zijn samengesteld.



Figuur 2.3. Algemene vorm van de verdrogingsrelaties die worden gebruikt om de waarde van de hydrologische parameter om te zetten in een score voor de mate van verdroging van de **onderzoekslokatie**.

Erg belangrijk is de bepaling van de **referentiesituatie**: de toestand van de lokatie die als **'onverdroogd'** wordt beschouwd. In lijn met het landelijke verdrogingsonderzoek is in beginsel de toestand in het jaar 1950 als referentie genomen. In die periode waren de meeste ontginningswerken afgelopen en hebben de meeste huidige natuurgebieden hun definitieve omvang en beschermingsstatus gekregen. In de **vijftiger** en zestiger jaren kwam de grootschalige uitvoering van waterhuishoudkundige verbeteringswerken op gang die in veel gevallen leidde tot de verdroging van **natuurgebieden**. Het uitgangspunt 1950 wordt bij de MBI als een richtlijn gebruikt. In die gevallen waar de activiteiten die hebben geleid tot de verdroging duidelijk hebben plaatsgevonden vóór 1950 (zoals in de meeste duin- en **hoogveengebieden**) wordt van de richtlijn afgeweken en zal dit expliciet bij het resultaat worden vermeld.

De referentiesituatie mag niet worden opgevat als **streefwaarde**. Bedoeling is vooral om te kunnen beschikken over een vast ijkpunt, waaraan de mate van verdroging kan worden afgemeten. Of gestreefd moet worden naar herstel van die vroeger situatie is een politieke afweging. Wat het rijksbeleid betreft is het streven om de verdroging met 25 % terug te dringen. Door eenzelfde referentie te nemen als in het landelijk verdrogingsonderzoek kan worden nagegaan of de landelijke beleidsdoelstelling van 25 % reductie van het verdroogde areaal (zoals vastgesteld in het landelijk verdrogingsonderzoek voor de periode rond 1985) ook daadwerkelijk wordt gehaald.

De vaststelling van de hydrologische referentiesituatie steunt vooral op de schaarse historische beschrijvingen van de vegetatie en afleiding van de daarbij behorende grondwaterstand. Ook bodem- en terreinkenmerken, mondelinge informatie **e.d.** worden gebruikt om de referentiesituatie te herleiden.
Naast een schatting van de vroegere grondwaterstand moet ook worden vastgesteld of er in de referentie sprake is geweest van een kwel-

situatie. Soms kan dit worden afgeleid uit **kwel-indicerende** plantensoorten in historische terreinbeschrijvingen. In andere gevallen volgt een **kwel-referentie** uit reconstructie van de hydrologie van de wijdere omgeving, met gebruikmaking van oude peilputten waar reeds in de vijftiger jaren de **grondwaterstijghoogte** werd gemeten. In hoofdstuk 4 wordt nader ingegaan op de vaststelling van de hydrologische referentie-situatie.

Om vast te stellen of er sprake is van een structurele toename of afname van de hydrologische indicator moet het **(niet-structurele)** effect van de meteorologische **omstandigheden** verdisconteerd worden. Hiertoe wordt een trendanalyse uitgevoerd door middel van **tijdreeks**-modellering (een zogenaamd **transfer/ruismodel, zie** hoofdstuk 6). Uit de vastgestelde trend en de verdrogingsrelatie wordt voor elk volgend jaar de verdrogingsscore berekend. Per lokatie wordt de score voor de verschillende deelaspecten (grondwaterstand, **kwel, etc.**) samengesteld (zie hoofdstuk 5.6), waarbij per aspect een gewichtsfactor wordt toegepast. Uit de scores voor de verschillende lokaties moet uiteindelijk de totale score van de (landelijke) steekproef worden samengesteld.

Uit het temporele verloop van de landelijke score kan worden afgeleid of de verdroging in Nederland **afneemt**, gelijk blijft of zelfs toeneemt. Op deze manier kan worden vastgesteld of verdrogingsdoelstelling van de rijksoverheid in het jaar 2000 (25% reductie ten opzichte van 1985 van het areaal verdroogde bodem) zal worden gehaald. Bij dat laatste doet zich het probleem voor dat alleen onderscheid wordt gemaakt tussen verdroogd en niet verdroogd, terwijl in de praktijk meestal sprake is van een verdroging ergens tussen 0 (niet verdroogd) en 1 (volledig **verdroogd**). Dit probleem is ondervangen door er van uit te gaan dat aan de landelijke beleidsdoelstelling wordt voldaan wanneer sprake is van 25 % afname in de gemiddelde **verdrogingsscore** ten opzichte van de situatie in 1985. Voorwaarde is dan wel dat de steekproef represen-

tatief is voor de totale oppervlakte aan verdrogingsgevoelige natuur in Nederland.

Van bijzonder belang is daarom de grootte en de manier van samenstelling van de landelijke **steekproef**. Om tot een geaccepteerde aanpak voor de steekproef te komen is een workshop gehouden, waaraan door een tiental deskundigen werd deelgenomen. Gesteund door de informatie uit de workshop is in hoofdstuk 8 een voorstel gegeven voor de gewenste opzet van de landelijke steekproef. De **MBI-verdroging** aanpak gaat er vanuit dat het belangrijk is rekening te houden met de verschillen in waardering van de verschillende typen natuur in relatie tot de ernst van de optredende verdroging. Bij een voldoende grote steekproef zou, via **stratificatie**, een uitspraak per terreintype kunnen worden gedaan. Desgewenst zou de **MBI-totaalscore** ook naar terreintype gewogen kunnen worden.

3. SELECTIE VAN PROEFTERREINEN EN PROEFLOKATIES

3.1 Inleiding

De methode voor het vaststellen van de mate van verdroging is ontwikkeld en uitgetest aan de hand van een achttal proeflokaties in Noord-Brabant. De selectie van de proeflokaties heeft in twee stappen plaatsgevonden. Vooraf werd een keuze gemaakt van te onderzoeken terreinen. Vervolgens zijn per proefterrein één of twee lokaties uitgezocht, bestaand uit een grondwatermeetpunt met dat deel van de omgeving waarvoor het meetpunt representatief geacht kan worden. De keuze van de lokaties heeft tijdens het veldwerk plaatsgevonden. Daarbij is tevens vastgesteld voor welk deel van het terrein het grondwatermeetpunt representatief is.
Bij de selectie van terreinen is alleen nagegaan in hoeverre ze geschikt zijn om de methode uit te proberen, en met name of ze een redelijk beeld geven van de problemen die te verwachten zijn bij bijvoorbeeld het vaststellen van de referentiegrondwaterstand. De gekozen proeflokaties behoeven dus a priori niet representatief te zijn voor de natuurterreinen in Noord-Brabant. Er is bij voorkeur gezocht naar gebieden waar verdroging naar verwachting een rol speelde.

3.2 Selectie van proefterreinen

Bij de selectie is uitgegaan van de terreinen die in het kader van het landelijk verdrogingsonderzoek (projectteam verdroging, 1989) zijn onderzocht op signalen voor verdroging. Bij de selectie zijn de volgende criteria gebruikt:

- Aanwezigheid hydrologische informatie: Alleen die terreinen zijn in beschouwing genomen waar één of meerdere tijdreeksen van voor 1985 aanwezig is/zijn, zodat een trendanalyse kan worden uit-

gevoerd. Bij voorkeur zijn terreinen gekozen waar ook diepe peilputten binnen het terrein of in de directe omgeving beschikbaar zijn.

- Hate van verdroging: Alleen terreinen waar sprake is van verdrogingsproblemen zijn meegenomen. Een belangrijk onderdeel van de methode die uitgetest moet worden is het vaststellen van de 'referentiesituatie': op grond van recente en historische ecologische en hydrologische gegevens moet worden gereconstrueerd wat vroeger, in de referentieperiode, de grondwaterstand ter plekke van de peilbuis is geweest, en in hoeverre er sprake is geweest van kwel. Dat betekent dat voor het uittesten van de methode terreinen waar sprake is van verdroging het meest interessant zijn. Als er geen sprake is van verdroging komt de referentiesituatie overeen met huidige hydrologische situatie en is het terrein minder geschikt als proefgebied.

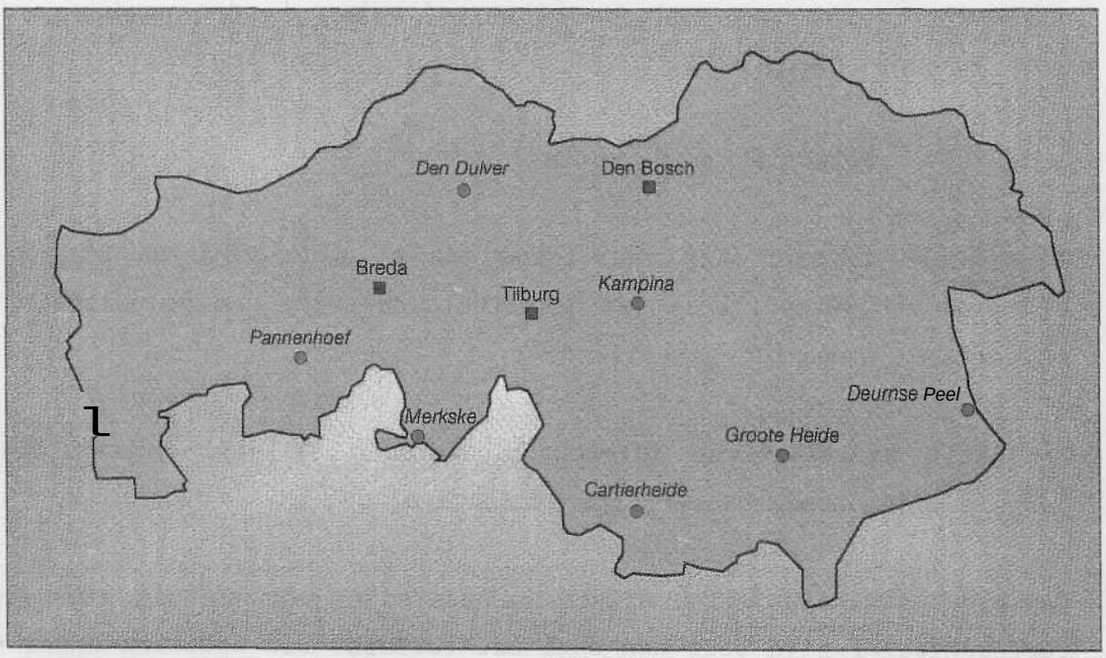
- Variatie in terreinen: Bij voorkeur worden zoveel mogelijk verschillende terreintypen/vegetatietypen in de steekproef opgenomen, die zo mogelijk ook verspreid liggen over verschillende delen van de provincie. Bedoeling was een redelijk beeld te krijgen van de problemen die we kunnen verwachten bij de vaststelling van de referentiesituatie, ecologische en hydrologische gebiedsbeschrijving e.d..

- Aanwezigheid ecologische informatie: Bij voorkeur worden terreinen gekozen waar informatie beschikbaar is over zowel de huidige als de vroegere ecologische situatie.

In bijlage l staat aangegeven in welke mate de in Brabant aanwezige natuurterreinen voldoen aan de gestelde criteria.

Van de 16 terreinen die aan de eisen voldoen zijn uiteindelijk 8

terreinen uitgekozen. Het gaat om de volgende terreinen (nummering van gebieden volgens het landelijk verdrogingsonderzoek, voor ligging van de terreinen zie figuur 3.1):



- B21 Kampina heidegebied met vennen
- B55 Mortelen landgoed
- B03 't Merkske beekdal met schraalgraslanden
- B12 Deurnse Peel hoogveengebied
- B54 Groote Heide heidegebied met vennen
- B47 Pannenhoef beekdal met voormalig meertje
- B26 Den Duiver laagveengebiedje
- B62 Cartierheide heidegebied met vennen en bovenloop beek

Figuur 3.1. Ligging van de proefterreinen in Brabant

De selectie vormt een redelijke weerspiegeling van de variatie in natuurterreinen in Brabant. Voedselarme zure ecosystemen (heide, hoogveen en vennen) en bos zijn relatief sterk vertegenwoordigd, overeenkomend met de algemeenheid van deze ecosysteemtypen in Brabant. Het meest afwijkend zijn de gebieden het Merkske (beekdal met natte tot vochtige hooigraslanden) en den Duiver (moerasgebiedje met trilveen op de overgang naar het Maasdal). Het gebied de Mortelen is uiteindelijk afgevallen omdat hier geen geschikte peilbuizen konden worden gevonden (zie volgende paragraaf).

3.3 Selectie proeflokaties

Binnen elk terrein zijn vervolgens één of twee lokaties uitgezocht, bestaand uit een peilbuis met de directe omgeving van de peilbuis. Als criteria zijn daarbij gehanteerd:

Kwaliteit hydrologische informatie. Gekozen is voor buizen die al langere tijd ononderbroken zijn bemonsterd.

Representativiteit buis. Alleen buizen zijn gekozen die ten minste representatief zijn voor een deel het terrein. Dit betekent onder meer dat buizen die naast een greppel of sloot liggen, of op andere afwijkende standplaatsen, niet zijn meegenomen. De bepaling van de representativiteit van de buis heeft in het veld plaatsgevonden.

Aanwezigheid grondwaterafhankelijke standplaatsen. In de directe omgeving moeten natuurlijke of halfnatuurlijke standplaatsen liggen die althans vroeger grondwaterafhankelijk zijn geweest. Buizen op hooggelegen droge standplaatsen zijn derhalve niet interessant. Buizen waar in de omgeving meerdere grondwaterafhankelijke standplaatsen voorkomen of voorkwamen zijn extra geschikt omdat hier meer informatie over de vroegere situatie valt te achterhalen in de vorm van bodem- en terreinkenmerken.

Aanwezigheid informatie over de vroeger situatie. Om de vroegere grondwaterstand te kunnen achterhalen worden bij voorkeur lokaties gekozen waarvan bekend is hoe de vroegere situatie was.

Uiteindelijk is het in bijna alle gebieden, zij het soms met enige moeite, gelukt een of meer peilbuizen te vinden die aan de hiervoor genoemde eisen voldoen. Alleen in het gebied de Mortelen konden geen geschikte buizen worden gevonden. De twee buizen met een voldoende kwaliteit van de meetreeks lagen op niet representatieve plekken (overhoekjes in de directe omgeving van een diepe sloot).

Een beschrijving van de terreinen en van de geselecteerde proeflokaties is te vinden in de bijlagen 4 t/m 10, de ecohydrologische terreinbeschrijvingen. Daarin wordt ook ingegaan op de keuze van de peilbuizen.

4. BEPALING VAN DE REFERENTIE-SITUATIE

4.1 Inleiding

Zoals in hoofdstuk 2 is aangegeven vormt het vaststellen van de referentiesituatie een belangrijk onderdeel van de te ontwikkelen methode. Om de huidige hydrologische situatie te kunnen vergelijken met de referentiesituatie moet voor elke lokatie worden nagegaan:

- wat in de vroegere situatie de grondwaterstand moet zijn geweest;
- in hoeverre er sprake is geweest van kwel;
- en wat de geschatte kwelintensiteit en bijbehorende stijghoogte van het diepe grondwater zijn geweest.

Als referentie wordt uitgegaan van de situatie rond 1950. In gebieden waar de voornaamste ingrepen die hebben geleid tot verdroging eerder plaatsvonden, zoals in de duinen waar de waterwinning al eind vorige eeuw leidde tot verdroging, of in hoogveengebieden, is een vroegere referentieperiode genomen.

Omdat in vrijwel geen enkel natuurgebied in Nederland peilbuizen staan waarvan de reeksen teruggaan tot de referentieperiode is een directe bepaling van de hydrologische situatie in de referentieperiode meestal niet mogelijk[1]. In plaats daarvan moet worden uitgegaan van historische beschrijvingen van de vegetatie in de referentieperiode, bodemkenmerken en dergelijke. Welke methode daarbij is gebruikt zal in de volgende paragraaf worden uiteengezet.

4.2 Methode

Om de referentiesituatie vast te kunnen stellen heeft eerst archiefonderzoek plaatsgevonden, waarbij in de archieven van de beherende instanties gezocht is naar gegevens over de huidige en vroegere

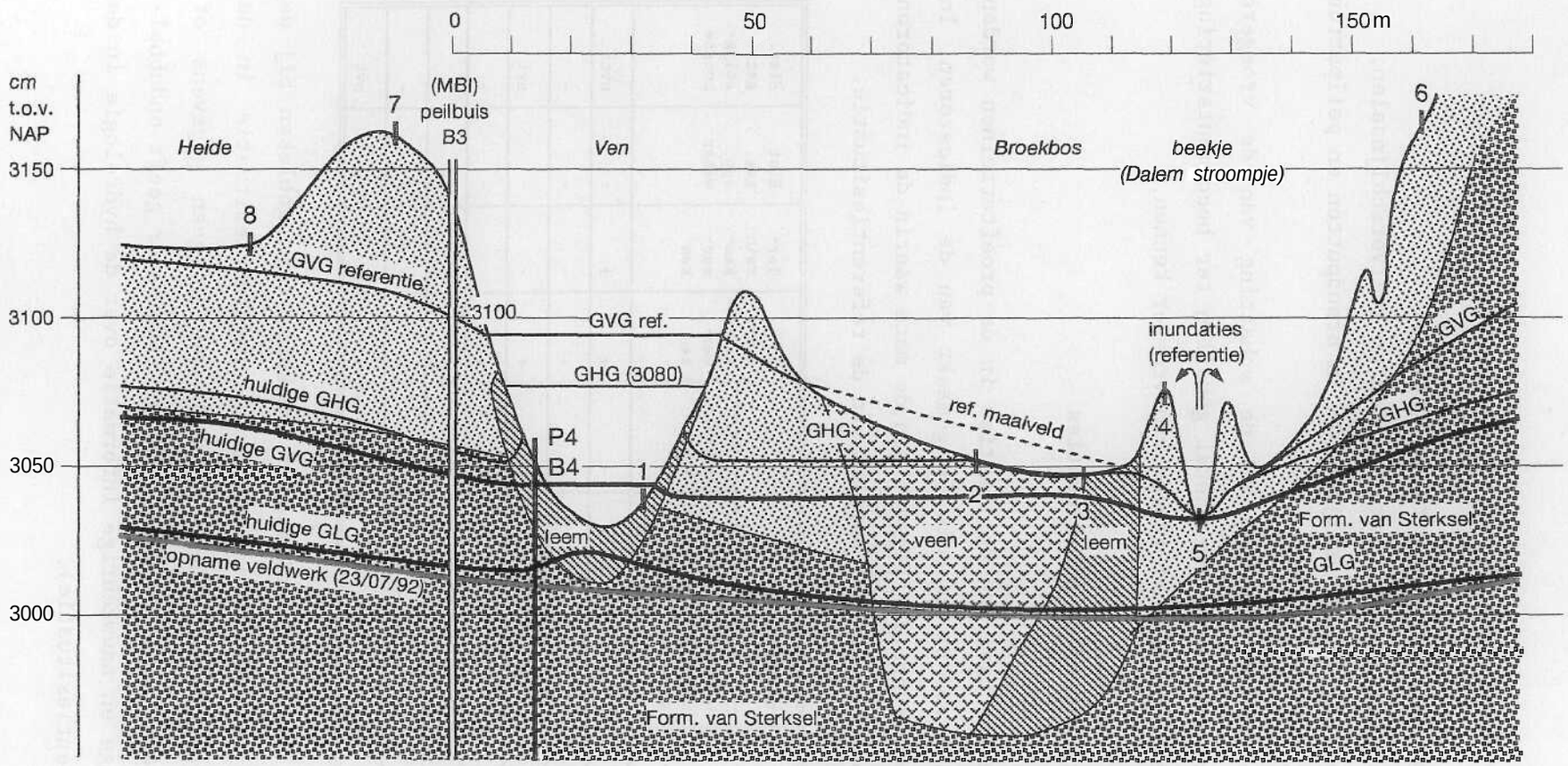
---

1 Wel zijn er soms lange meetreeksen buiten het natuurgebied beschikbaar, waaruit belangrijke veranderingen in de stijghoogte in orde van grootte kunnen worden afgeleid. Zie bijvoorbeeld Rolf, 1989.

situatie in de geselecteerde proefterreinen, met de nadruk op gegevens over hydrologie en vegetatie. Deze gegevens hebben ook een rol gespeeld bij de keuze van de peilbuizen. Bij voorkeur zijn peilbuizen uitgezocht die staan in de buurt van (vroeger) natte tot vochtige standplaatsen waarover historische gegevens aanwezig zijn.
In het veld is de directe omgeving van de peilbuis, hier verder aangeduid als proeflokatie, beschreven. Allereerst is de huidige vegetatie in de omgeving van de peilbuis globaal beschreven op grond van de meest voorkomende en/of karakteristieke soorten. Vervolgens zijn per lokatie één of meerdere transecten uitgezet (zie figuur 4.1). Met behulp van een waterpasinstrument is de hoogteligging van het maaiveld in de transecten ingemeten. Op een aantal punten langs het transect zijn boringen verricht met een Edelmanboor om de bodemsamenstelling te kunnen bepalen en een indruk te krijgen van het ruimtelijke grondwaterstandsverloop. In een aantal gevallen is een bodemprofiel gestoken en is de zuurgraad van de bodem bepaald (Heller set). Van het grondwater in de boorgaten (l à 2 m diep) zijn watermonsters genomen. In het veld zijn de pH en EGV gemeten, in een aantal gevallen heeft ook een bepaling van Ca, Cl, HCO_3^- en hardheid plaatsgevonden tijdens *of* direct *na* het veldwerk (Merck veldsets).

Op grond van de archiefgegevens en van de beschrijving van de huidige situatie rond de peilbuis heeft vervolgens een schatting plaatsgevonden van de vroegere grondwaterstand. Bovendien is nagegaan of vroeger sprake is geweest van kwel, en zo ja hoe intensief deze kwel is geweest. Daarbij is gebruik gemaakt van de volgende indicatoren:

- historische gegevens over de vegetatie;
- aanwezigheid van langlevende soorten die wijzen op voormalig natte omstandigheden;
- vegetatiestructuur die wijst op verdroging (verruiging met Pijpestrootje, Braam e.d.);
- hydromorfe bodemkenmerken (roestverschijnselen, humusprofiel e.d.);



Gemeten watersamenstelling (23/07/92)

punt	Ci	Ca	pH	Ec
1	15	10	5,0	-
2	20	22	4,0	0,27
3	18	26	4,5	0,29
4	15	16	4,2	0,24
5	-	-	-	-
6	30	22	5,3	0,24
7	30	8	4,0	0,07
8	20	15	5,2	0,14

Figuur 4.1 : Hydrologische doorsnede locatie Cartierheide.

- terreinkenmerken (greppels, rabatten e.d.);
- historische gegevens over waterstanden en kwelverschijnselen;
- lange tijdreeksen van de stijghoogte in brandputten en peilputten in de omgeving.

De beschrijving van de lokaties en de schatting van de vroegere hydrologische gegevens is in een aantal gevallen ter becommentariëring voorgelegd aan personen die het gebied van vroeger kennen.

4.3 Ervaringen op de proeflokaties

Hieronder zal aan de hand van de lokaties in de proefterreinen worden besproken op welke manier gebruik is gemaakt van de indicatoren. In tabel 4.1 wordt een overzicht gegeven van de mate waarin de indicatoren bruikbaar zijn gebleken bij het bepalen van de referentiesituatie.

	VEGETATIE			Bodemkenmerken	Terreinkenmerken	Hist. geg. opp. water	Hist. geg. stijghoogte
	historische gegevens	aanwezigheid relictsoorten	verruiging				
Kampina	-	±	-	±	±	-	nvt
Merkske	+	-	-	+	-	-	-
Deurnse peel	-	-	-	+	-	-	nvt
Grote heide	-	±	-	±	-	-	±
Pannenhoef	±	-	-	-	-	++	±
Den Duiver	++	-	-	-	-	+	-
Cartierheide	+	±	-	±	±	-	nvt

Tabel 4.1. Mate waarin de indicatoren bruikbaar zijn gebleken bij de bepaling van de hydrologische referentiesituatie in de proefterreinen. Schaal lopend van - (geen gegevens of indicator niet bruikbaar) tot ++ (indicator geeft ondubbelzinnige en nauwkeurige informatie over de hydrologie in de referentiesituatie).

Historische gegevens over de vroegere vegetatie zijn niet overal aanwezig. Voor sommige terreinen is geen informatie over de vegetatie-samenstelling in de **referentie-periode** beschikbaar (Deurnse **peel**[2], Grote heide) ofwel de informatie over de betreffende lokatie is te summier om bruikbaar te zijn voor het vaststellen van de referentie-**stijghoogte** (Kampina). De meest gedetailleerde informatie over de vroeger situatie is aanwezig voor het terrein de Duiver. Daar is niet alleen de vegetatie in de periode 1954-1957 beschreven door Van Leeuwen, bovendien kon gedetailleerde mondelinge informatie worden verkregen van een **amateur-botanicus** uit de **omgeving**, zijn diverse **excursie-rapporten** beschikbaar en zijn ook **herhalingsopnamen** van de vegetatie beschikbaar, afkomstig van een aantal permanente kwadraten. Op grond van deze vegetatiegegevens is een vrij nauwkeurige inschatting van de vroegere grondwaterstand mogelijk, gebaseerd op de kennis van de relatie tussen het betreffende **vegetatie-type** en de (voor-**jaars)grondwaterstand**. Bovendien kan hier op grond van de soorten-samenstelling in combinatie met het bodemtype voldoende aannemelijk worden gemaakt dat sprake moet zijn geweest van kwel met bicarbonaa-**trijk** grondwater.

Bij het gebruik van schriftelijke bronnen over de vroegere vegetatie moet enige voorzichtigheid worden betracht omdat de exacte lokatie van de beschreven vegetaties vaak niet duidelijk is. In die gevallen dat de **vegetatie-beschrijvingen** voldoende nauwkeurig waren om een schatting te maken van de hydrologische omstandigheden is uitgegaan van de relaties genoemd in tabel 4.2.

---

2 Omdat het gaat om een voormalig **hoogveengebied** is voor **de** referentiesituatie uitgegaan van een levend hoogveen.

TERREIN	OMSCHRIJVING VEGETATIE EN BODEM	VEGETATIETYPE	GVG (cm - mv)	KWEL, GW-Fluctuaties
Den Dulver	Trilveenvegetatie met Haterdrieblad, Snavelzegge, Holpijp, Groenknolorchis , Padderus e.a. op meso/eutroof veen	Scorpidio-Caricetum diandrae	0	
	Overgang trilveen-blauwgrasland met Snavelzegge, Slijkzegge, Bonte paardestaart, Moeraswespenorchis, Vleeskleurige orchis etc. op mesotroof/eutroof veen	Pamassio-Caricetum pulicaris	0-10	indicerend voor kwel van bicarbonaatrijk water
	Blauwgrasland gedomineerd door Pijpestrootje, Hennegras en Spaanse ruiter op mesotroof/eutroof veen	Cirsio-Molinietum	20	
Cartierheide	Berkenbroekbos met Klein glidkruid, Sterzegge, Zompzegge, Wateraardbei, Melkeppe en Moerasviooltje op mesotroof/eutroof broekveen	Betulo-Salicetum	0	indicerend voor toestroming ondiep grondwater, gw. fluctuaties gering
	Natte heide met Beenbreek, Klokjesgentiaan en Sphagnum compactum op veldpodzol met moerige bovenlaag	Ericetum tetralicis	10	
Deurnse Peel	levend hoogveen	Erico-Sphagnetum magellanici	0	gw. fluctuaties t.o.v. maaiveld zeer gering (ca 15 cm verschil tussen GHG en GLG)
Merkske	vochtig hooiland met Trosdravik, Echte koekoeksbloem, Knolsteenbreek, Dotterbloem en Grote pimpernel	Senecioni-Brometum racemosi	15-30	indicerend voor kwel met (matig) bicarbonaatrijk grondwater

Tabel 4.2. Bij de vaststelling van de referentiesituatie verondersstelde relaties tussen vegetaties en hydrologische omstandigheden (veronderstelde Gemiddelde Voorjaars-Grondwaterstand, kwelindicatie en grondwaterstandsfluctuatie). Bij vaststelling van deze relaties is mede rekening gehouden met bodem- en terreinkenmerken.

De bruikbaarheid van *relictsoorten*, lang levende soorten die wijzen op voormalig natte omstandigheden, is beperkt. Het gaat vaak om biezen- en zeggesoorten die als eigenschap hebben dat ze zich alleen kunnen vestigen onder natte omstandigheden, maar die na verdroging nog geruime

tijd zich vegetatief kunnen handhaven. In dit onderzoek zijn in een aantal gevallen van dergelijke relictsoorten aangetroffen, onder meer in de Kampina, waar Blauwe zegge werd aangetroffen in een Pijpestroot-jes-vegetatie, en in de Cartierheide waar Zompzegge nog veel voorkomt in een op het eerste gezicht vrij sterk verdroogd broekbos. Deze laatste vondst voegt overigens weinig informatie toe omdat het voorkomen van deze soort al bekend was uit vroegere beschrijvingen van het broekbos.

Een voor Brabant kenmerkend fenomeen vormen de Gagelstruwelen die voorkomen op de grens tussen heidevegetaties naar beekdalen en langs de rand van sommige vennen, vaak op de grens van zeer voedselarme zure omstandigheden naar iets minder voedselarme, zure tot zwak zure omstandigheden (zie ook Weeda e.a. 1985). Omdat Gagel zich lang kan handhaven kan uit het voorkomen van dergelijke randen met gagel soms de vroegere situatie worden gereconstrueerd. Het voorkomen van een scherpe randzone met Gagel langs twee vennen in respectievelijk de Groote heide (Meeuwven) en de Cartierheide is geïnterpreteerd als indicerend voor de vroegere hoogteligging van de GVG. Bij het Meeuwven is ook het voorkomen van Riet geïnterpreteerd als indicerend voor vroegere natte, iets voedselrijkere omstandigheden.

Verruiging van de vegetatie met bijvoorbeeld Pijpestrootje is een zeer onbetrouwbare indicator voor verdroging, omdat verruiging sterk beïnvloed wordt door beheer en atmosferische depositie van stikstof. Op plaatsen die zijn geplagd (zoals in de Kampina, transect II) kan worden waargenomen dat soorten die schijnbaar waren verdwenen weer kiemen en tot bloei komen. Een dichte Pijpestrootje-begroeiing vormt dus geen bewijs voor een vroeger hogere grondwaterstand, en kan hooguit in combinatie met andere gegevens (bijvoorbeeld over het verdwijnen van 'natte' soorten) worden gebruikt om na te gaan wat de omvang van de vroegere natte of vochtige standplaatsen mogelijk is geweest. In deze studie is bij de vaststelling van de referentiesituatie geen gebruik gemaakt van deze indicator.

De verspreiding van *bodemtypen* geeft over het algemeen een goede indruk van de ontstaanswijze en de globale hydrologische eigenschappen van een terrein. Het is echter lang niet altijd mogelijk om op grond van *hydromorfe kenmerken* de vroegere grondwaterstanden vast te stellen. In Brabant is vaak sprake van kalkloze zandgronden met weinig of geen ijzer, met als gevolg dat hydromorfe kenmerken in de vorm van roestvlekken meestal ontbreken. Onder dergelijke ijzer-arme omstandigheden vormt eigenlijk de dikte van de organische bovenlaag nog de beste indicatie voor de vochttoestand ten tijde van de vorming van de bodem (die overigens ver voor 1950 kan liggen). Alleen in de Cartierheide konden roestvlekken met voldoende nauwkeurigheid worden gebruikt voor de vaststelling van de GHG en de GLG (helaas op een punt dat relatief ver van de peilbuis af lag, zie eco-hydrologische beschrijving Cartierheide) . In de Halsche Beemden (Merkske) vormt het voorkomen van een dun ijzerlaagje op circa 2 dm onder maaiveld het bewijs dat hier gedurende langere tijd sprake is geweest van een kwelmilieu, waarin grondwaterstandfluctuaties zeer gering zijn geweest. Het ijzerlaagje geeft daarbij de plaats aan waar gedurende een langere periode grondwater van gereduceerde toestand is overgegaan in geoxideerde toestand.

Terreinkenmerken kunnen een waardevolle aanvulling zijn op de overige gegevens. Zowel in de Cartierheide als in de Kampina is van het voorkomen van greppels gebruik gemaakt voor de reconstructie van het grondwaterstandsverloop, er van uitgaande de tenminste de hoogste grondwaterstanden (GHG) tot aan de greppel moet hebben gereikt wil deze ooit een functie hebben gehad.

Historische gegevens over de waterstand hebben een doorslaggevende rol gespeeld bij de inschatting van de referentiesituatie in het geval van het ven 'de Lokker' in de Pannenhoef. Foto's van het vroegere ven geven in dit geval ondubbelzinnig aan hoe hoog het water hier vroeger heeft gestaan. In het geval van de Duiver vormde informatie over het vroeger optreden van kwel (erosie van slootoevers door kwel) een bevestiging

van de op de vegetatiesamenstelling gebaseerde aanname dat hier sprake moet zijn geweest van een **kwelsituatie**. Voor het gebied de Kampina en de Groote Heide is nog getracht om gebruik te maken van informatie van historische topografische kaarten om een indruk te krijgen van de precieze ligging en grootte van vennen. De weergave op de **topografische** kaart (weergave als open water of als moeras) is echter zodanig afhankelijk van de aard van de begroeiing en van de waterstand ten tijde van de opname dat althans voor vennen de weergave op de topografische kaart onvoldoende betrouwbaar is om uitspraken te doen over veranderingen in omvang of diepte.

Voor de Groote Heide en de **Pannenhoef** kon via analyse van *historische stijghoogtereeksen* in de regio in orde van grootte worden gereconstrueerd wat de **referentiestijghoogte** moet zijn geweest.

4.4 Conclusies

De bepaling van de hydrologische referentiesituatie vormt stellig het moeilijkste onderdeel van de methode. Door echter van zoveel mogelijke verschillende gegevensbronnen gebruik te maken, zowel van mondelinge als schriftelijke bronnen, en zowel van gegevens over vegetatie, bodem als over **terreinmorfologie**, is het echter in alle gevallen mogelijk gebleken te komen tot een redelijke schatting van de referentiegrondwaterstand.

De betrouwbaarheid van de inschatting wordt sterk bepaald door de kwaliteit van historische gegevens over vegetatie en hydrologie. In het onderzoek is maar in beperkte mate gebruik gemaakt van mondelinge **informatie**, zoals die verkregen kan worden uit gesprekken met mensen die de terreinen van vroeger kennen. Hoewel het achterhalen van die informatie arbeidsintensief is in vergelijking met het doorzoeken van archieven is onze indruk dat dergelijke informatie zeer waardevol kan zijn, zeker wanneer het gaat om kennis van deskundigen met een gedegen

ecologische achtergrond en soortenkennis.

In het geval van een referentiesituatie met kwel moet ook een referentiewaarde voor de diepe stijghoogte bepaald worden. Dit bleek, vanwege het ontbreken van historische stijghoogtereeksen binnen de terreinen, zeer moeilijk. Voor enkele gevallen kon uit regionale informatie een redelijke schatting worden gemaakt van de referentiestijghoogte. In andere gevallen is de schatting van de referentiestijghoogte gebaseerd op de vroeger voorkomende vegetatie in combinatie met gegevens over de doorlatendheid van de ondergrond.

Waar de gegevensbasis summier is, is naar onze indruk eerder sprake van een onderschatting dan een overschatting van de hoogte van de vroegere (grond)waterstanden. Zo zou in het geval van de Pannenhoef onze schatting van de vroeger waterstand op grond van bodem, morfologie en (schaarse) gegevens over de vroeger vegetatie waarschijnlijk een stuk lager zijn geweest als hier geen historische informatie over de vroegere waterstand aanwezig was, en ook voor Den Duiver zou onze inschatting waarschijnlijk aan de te lage kant zijn geweest zonder gedetailleerde informatie over de vroegere vegetatie. Het blijkt, met de huidige situatie voor ogen, vaak moeilijk voor te stellen hoe afwijkend de vroegere situatie is geweest.

In die gevallen dat onze schatting is voorgelegd aan deskundigen (Cartierheide, Den Duiver en Kampina) bleek onze schatting goed overeen te komen met het beeld dat deze deskundigen van de vroegere situatie hebben.

Op grond van het veldwerk en historische gegevens kan over het algemeen een goed beeld worden verkregen van zowel de huidige als de vroeger eco-hydrologische situatie (zie de ecohydrologische terreinbeschrijvingen, bijlagen 4 t/m 10). Deze informatie kan behalve voor het vaststellen van de referentiegrondwaterstand en de referentiestijg-

hoogte, goed worden gebruikt bij het vaststellen van streefbeelden en het bepalen van maatregelen die nodig zijn om het streefbeeld te bereiken.

5. VERDROGINGSRELATIES

5.1 Inleiding

Zoals aangegeven in hoofdstuk 2 is het onvoldoende om te weten welke veranderingen in grondwaterstand en stijghoogte hebben plaatsgevonden. Om een uitspraak te kunnen doen over veranderingen in de mate van verdroging is het nodig om een relatie te leggen tussen (grond)waterstanden en stijghoogtes enerzijds en het voorkomen van grondwateraf-hankelijke ecosystemen anderzijds. In hoeverre hydrologische veranderingen leiden tot effecten op vegetatie en fauna is onder meer afhankelijk van de uitgangssituatie (waarbij in dit onderzoek wordt uitgegaan van de situatie rond 1950) en van terreineigenschappen als reliëf en grondsoort, die bepalen in hoeverre veranderingen in de grondwaterstand of stijghoogte leiden tot een afname van grondwateraf-hankelijke ecosystemen. In dit hoofdstuk zal worden ingegaan op de verdrogingsrelaties. Daarbij zal, afhankelijk van het mechanisme via welke verdroging optreedt onderscheid worden gemaakt naar:

- verdroging door grondwaterstandsdaling (verdroging s.s.);
- 'verdroging' door vermindering kwel;
- 'verdroging' door inlaat van gebiedsvreemd water;
- 'verdroging' door toename grondwaterstandsfluctuaties.

Voor elke van deze processen zijn verdrogingsrelaties opgesteld, waarbij op de x-as de voor dit proces relevante hydrologische variabele is aangegeven, en op de y-as de mate van verdroging als functie van de gebruikte hydrologische variabele. De verdrogingsscores lopen van 0 (referentiesituatie » onverdroogd) tot l (volledig verdroogd).

5.2 Grondwaterstandsdaling

5.2.1 Inleiding

In hoeverre grondwaterstandsdaling leidt tot het verdwijnen van natte

en vochtige standplaatsen wordt vooral bepaald door de uitgangssituatie (in hoeverre kwamen natte en vochtige standplaatsen voor), het reliëf (in reliëfrijke gebieden zal grondwaterstandsdaling in eerste instantie leiden tot een verschuiving van de vochtgradiënt naar de lager gelegen delen), en van de bodemtextuur (in grof zand en veen is de capillaire opstijging minder dan in bijvoorbeeld lemig zand en zal dus bij minder diepe grondwaterstanden al sprake zijn van vochttekorten). Omdat de Gemiddelde Voorjaars-Grondwaterstand (GVG) het meest bepalend lijkt te zijn voor het vochtkarakter van de vegetatie (Runhaar, 1989b) zal de GVG gebruikt worden als hydrologische parameter in de verdrogingsrelatie voor grondwaterstandsdaling. Voor het opstellen van de verdrogingsrelatie voor grondwaterstandsdaling zijn drie mogelijke alternatieven onderzocht, die hier achtereenvolgens zullen worden besproken. Aan het einde van de paragraaf zal worden aangeven welke verdrogingsrelatie het meest geschikt lijkt voor toepassing in de MBI-verdroging.

5.2.2 Alternatief 0 : Verschil met grondwaterstand in de referentiesituatie

De meest eenvoudige maat voor de verdroging als gevolg van grondwaterstandsdaling is het verschil tussen de grondwaterstand in de huidige situatie en de grondwaterstand in de referentiesituatie. De mate van verdroging kan dan worden gedefinieerd als :

$$\text{Verdroging} = V_{GVG} - GVG_{ref} - GVG_{act}$$

Naast het voordeel van de grote eenvoud heeft deze maat als nadeel dat geen rekening wordt gehouden met verschillen in effecten die optreden bij grondwaterstandsdaling. Een daling van de GVG kan, afhankelijk van de bodem, het reliëf en de vegetatie, in het ene gebied leiden tot heel andere effecten dan in een ander gebied. Vandaar dat gezocht is naar alternatieven waarbij wel rekening wordt gehouden met verschillen in bodem, reliëf en vegetatie. Hier zullen twee van die alternatieven

worden besproken en toegelicht aan de hand van de situatie in de Cartierheide:

alternatief 1: verdrogingsscore gebaseerd op het verdwijnen van grondwaterafhankelijke vegetaties

alternatief 2: verdrogingsscore gebaseerd op het verdwijnen van de oorspronkelijke vegetatie

5.2.3 Alternatief 1: Verdwijnen van grondwaterafhankelijke vegetaties

In dit alternatief wordt uitgegaan van de afname van de vochtgradiënt door het verdwijnen van natte en vochtige standplaatsen, waarbij volledig verdroogd wordt gedefinieerd als die situatie waarbij alle grondwaterafhankelijke vegetaties zijn verdwenen. Eerst bepaald bij welke voorjaarsgrondwaterstand grondwaterafhankelijke vegetaties volledig zijn verdwenen. De mate van verdroging kan vervolgens worden op basis van het verschil tussen de grondwaterstand in de huidige situatie en de referentiesituatie als volgt worden gedefinieerd:

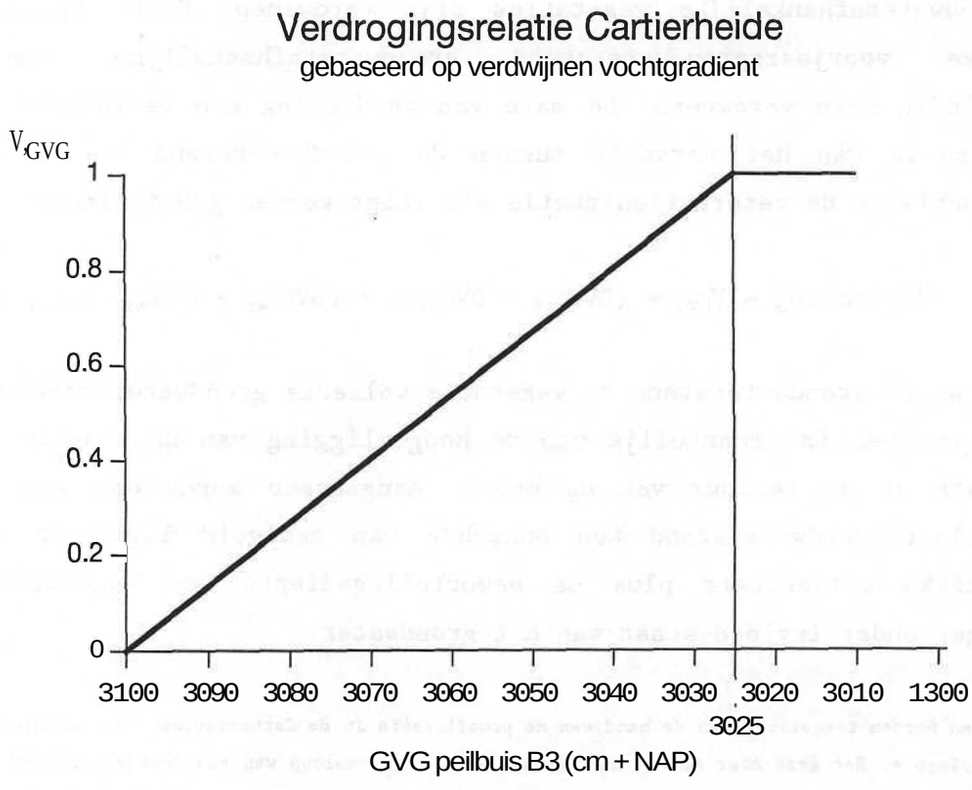
$$\text{Verdroging - } V_{GVG} = (GVG_{ref} - GVG_{act}) \;/\; (GVG_{ref} - GVG_{vol.verdroogd})$$

Bij welke grondwaterstand de vegetatie volledig grondwateronafhankelijk is geworden is afhankelijk van de hoogteligging van de laagste standplaats en de textuur van de bodem. Aangenomen wordt dat wanneer de voorjaarsgrondwaterstand ten opzichte van maaiveld lager is dan de kritieke stijghoogte plus de bewortelingsdiepte, de vegetatie niet langer onder invloed staat van het grondwater.

Dit kan worden toegelicht aan de hand van de proeflokatie in de Cartierheide, die beschreven staat in bijlage 4. Bet gaat hier om een heidegebied waar de bovenloop van een beekje doorheen stroomt. Het onderzochte transect (figuur 4.1) doorsnijdt achtereenvolgens een natte heide, een ven, een beekbegeleidend broekbos en de beek zelf. Op deze proeflokatie is sprake van volledige verdroging wanneer de grondwaterstand ter plaatse van het broekbos (punt 3) en het aangrenzende ven (punt 1) een GVG van 30.20 m+NAP is bereikt. Ter plaatse van het broekbos is de GVG dan 40 cm onder

maaiveld. Weliswaar is bij deze grondwaterstand in het voorjaar nog enig capillair transport naar de wortelzone (de kritieke **stijgafstand** in veen bedraagt **circa** 40 cm, zie Van der Sluijs, 1990), maar dit heeft waarschijnlijk weinig invloed op het karakter van de vegetatie. In het ven ligt de **GVG** dan op 20 cm onder maaiveld, dat wil zeggen bij de overgang tussen 'natte' en 'vochtige' vegetaties (Runhaar 1989). Omdat de bodem van het ven bestaat uit een **leemlaag** heeft een verdere grondwaterstandsdaling waarschijnlijk niet of nauwelijks invloed op de vegetatie omdat het **vochtleverend** vermogen van de **leemgrond** hoog **is.**

Rekening houdend met de lokale hydrologie komt een GVG van 30.20 m+NAP in het beekdal bij benadering overeen met een GVG van 30.25 m+NAP ter plaatse van de peilbuis B3. Dit betekent dat bij een stand van de peilbuis van 30.25 m+NAP sprake is van volledige verdroging. Uit een analyse van de bodem en van historische vegetatiegegevens blijkt dat de GVG ter plekke van de buis in de referentieperiode (ca 1950) 31.00 m+NAP moet hebben bedragen. Bij een stand van 31.00 m+NAP is dus sprake van een **niet-verdroogde** situatie. Door (lineaire) interpolatie tussen de twee punten kan nu een verdrogingsrelatie voor de betreffende lokatie worden opgesteld (figuur 5.1)



Figuur 5.1. Verdrogingsscore als functie van de GVG in de Cartierheide (omgeving peilbuis B3, **TNOnr.:57A-P700301)** volgens alternatief 1. Bij een GVG van 30.25 m+NAP is de vochtgradient in dit deel van de Cartierheide volledig verdwenen.

5.2.4 Alternatief 2: Verdwijnen oorspronkelijke vegetatie

Een alternatief is om uit te gaan van de mate waarin de oorspronkelijk op natte en vochtige standplaatsen voorkomende vegetaties reageren op grondwaterstandsdaling. Een volledig verdroogde situatie wordt daarbij gedefinieerd als een situatie waarbij als gevolg van grondwaterstandsdaling alle in de oorspronkelijke situatie voorkomende natte en vochtige vegetaties zijn verdwenen. Op welke manier de vegetatie reageert kan worden afgeleid uit de verdrogingsrelaties die zijn opgesteld ten behoeve van het landelijke ecohydrologische model DEMNAT (Van der Linden e.a. 1992). Per vegetatietype en per bodemtype geven deze relaties aan wat de achteruitgang van soorten behorend tot het vegetatietype is bij verlaging van de GVG. De achteruitgang is uitgedrukt in de 'volledigheid'. Een volledigheid van 1.0 betekent dat alleen soorten voorkomen die in meerdere of mindere mate karakteristiek zijn voor het betreffende type vegetatie, een score van 0 betekent dat alle soorten uit de betreffende vegetatie-eenheid verdwenen zijn. De mate van verdroging is complementair aan de volledigheid en kan hier als volgt uit worden afgeleid:

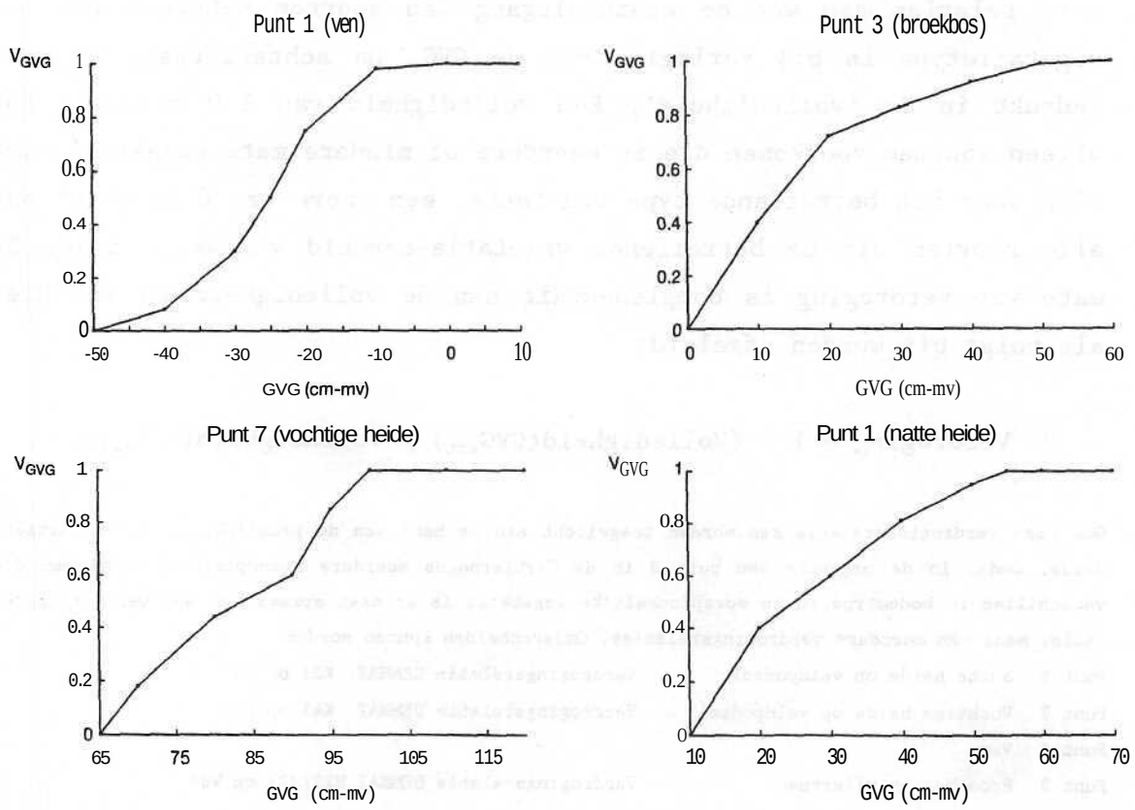
$$\text{Verdroging} = 1 - (\text{Volledigheid}(GVG_{act}) / \text{Volledigheid}(GVG_{ref}))$$

Ook deze verdrogingsrelatie kan worden toegelicht aan de hand van de proeflokatie in de Cartierheide. Omdat in de omgeving van buis 3 in de Cartierheide meerdere standplaatsen voorkomen die verschillen in bodemtype en in oorspronkelijke vegetatie is er niet sprake van één verdrogingsrelatie, maar van meerdere verdrogingsrelaties. Onderscheiden kunnen worden:

Punt 8	Natte heide op veldpodzol	Verdrogingsrelatie DEMNAT: K21 op Z07
Punt 7	Vochtige heide op veldpodzol	Verdrogingsrelatie DEMNAT: K41 op Z07
Punt 1	Ven	-
Punt 3	Broekbos op vlierveen	Verdrogingsrelatie DEMNAT H22/H27 op V04

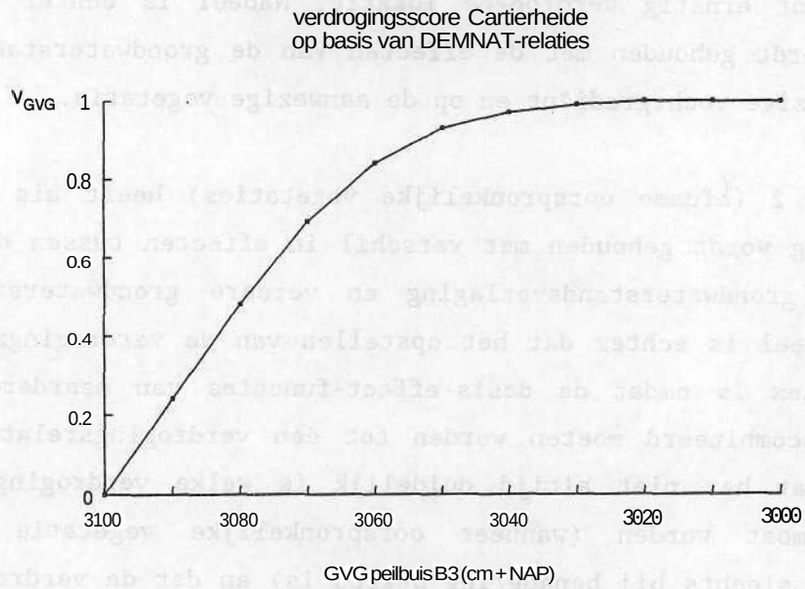
Voor de natte heide (punt 8) kan rechtstreeks gebruik worden gemaakt van één van de verdrogingsrelaties uit DEMNAT (verdrogingsrelatie voor kruidvegetaties op natte, voedselarme, zure standplaatsen op kalkloze zandgrond met dunne bovengrond). Voor de overige standplaatsen zijn wijzigingen nodig ten einde rekening te kunnen houden met specifieke standplaatsomstandigheden. Voor de vochtige heide (punt 7) is uitgegaan van een DEMNAT-curve voor fijn zand. De bodem

vertoont echter op 90 centimeter beneden maaiveld een overgang van fijn naar grof zand. Dit leidt er toe dat het capillair transport vanuit het grondwater bij grondwaterstanden lager dan 90 cm sterk afneemt. Hiermee is in de **verdrogingscurve** rekening gehouden door vanaf een diepte van 90 cm de **verdrogingsr**elatie voor grof zand aan te houden (figuur **5.2).** Het broekbos (punt 3) was op grond van de vroegere beschrijvingen **intermediair** tussen de typen H22/H27 (loofbos op respectievelijk natte, **voedselarme** zwak zure, en natte, matig voedselrijke bodem). Hiermee is in de verdrogingscurve rekening gehouden door uit te gaan van het gemiddelde van de beide verdrogingsrelaties. Voor het ven is een eigen verdrogingsrelatie opgesteld die is gebaseerd op de diepte van het ven; in **DEMNAT** wordt bij gebrek aan geografische gegevens over de diepte van wateren uitgegaan van gemiddelde dieptes per type water. Figuur 5.2 geeft een overzicht van de Verdrogingsrelaties per standplaats.



Figuur 5.2. Verdrogingsrelaties per standplaats in de Cartierheide, afgeleid uit de dosis-effect-functies in DEMNAT (Van der Linden **e.a.** 1992). De mate van verdroging in de uitgangssituatie is op 0 gesteld, de mate van verdroging is op l gesteld wanneer de oorspronkelijke vegetatie volledig is verdwenen (volledigheid volgens DEMNAT relatie op **0).**

Om te komen tot één verdrogingssoore voor de omgeving van peilbuis 3 dienen de scores per standplaats te worden bepaald door een relatie te leggen tussen de (grond)waterstand van de standplaats en de grondwaterstand ter plekke van buis 3, en vervolgens moeten de scores van de standplaatsen worden gemiddeld. Daarbij is over alle vier de standplaatsen gemiddeld, zonder rekening te houden met een verschil in oppervlakte. Figuur 5.3 geeft het verloop van deze gemiddelde verdrogingsscore uitgezet tegen de GVG ter plekke van de peilbuis.



Figuur 5.3. Verdrogingsrelatie Cartierheide, gebaseerd op het verdwijnen van de oorspronkelijke natte en vochtige vegetaties. Gebruik is gemaakt van de verdrogingsrelaties uit figuur 5.2 om de gemiddelde mate van verdroging per standplaats te berekenen, waarbij de mate van verdroging is uitgezet tegen de GVG ter plekke van buis 3.

5.2.5 Keuze uit alternatieven

Vraag is nu welk van de drie gepresenteerde methoden voor de bepaling van de verdrogingsscore het meest geschikt is voor toepassing in de MBI-verdroging. De nulvariant (uitgaan van de daling van de GVG t.o.v. de referentiesituatie) heeft als voordeel dat de berekening van de landelijke verdrogingsscore zeer simpel is. Doordat geen transformatie plaatsvindt kan de betrouwbaarheid in de gemiddelde verdrogingsscore direct worden afgeleid uit de betrouwbaarheid waarmee referentie-GVG en huidige GVG geschat kunnen worden. Een voordeel is verder dat de maat

zuiver beschrijvend is en daardoor direct geïnterpreteerd kan worden (landelijke verdrogingsscore - de gemiddelde verlaging van de GVG ten opzichte van de referentiesituatie in centimeters). Een beoordeling van de ernst van verdroging kan eventueel achteraf plaatsvinden door per terreintype aan te geven bij welke daling van de GVG men spreekt van een matig of ernstig verdroogde lokatie. Nadeel is echter dat geen rekening wordt gehouden met de effecten van de grondwaterstandsdaling op de aanwezige vochtgradiënt en op de aanwezige vegetatie.

Alternatief 2 (afname oorspronkelijke vegetaties) heeft als voordeel dat rekening wordt gehouden met verschil in effecten tussen de eerste decimeters grondwaterstandsverlaging en verdere grondwaterstandsverlaging. Nadeel is echter dat het opstellen van de verdrogingsrelaties nogal complex is omdat de dosis-effect-functies van meerdere standplaatsen gecombineerd moeten worden tot één verdrogingsrelatie. Daar komt bij dat het niet altijd duidelijk is welke verdrogingsrelatie toegepast moet worden (wanneer oorspronkelijke vegetatie op een standplaats slechts bij benadering bekend is) en dat de verdrogingsrelaties soms aangepast moeten worden aan specifieke lokale omstandigheden (bv bij een gelaagde bodemopbouw of wanneer rekening moet worden gehouden met de diepte van een ven, zoals in voorgaande voorbeeld).

Daarom is door de begeleidingscommissie van het project geconcludeerd dat alternatief l (afname vochtgradiënt door verdwijnen grondwateraf-hankelijke vegetaties) meer geschikt lijkt voor toepassing in de MBI-verdroging, omdat het gaat om een eenvoudig te bepalen, en daarom beter reproduceerbare maat. Deze benadering sluit ook het meest aan bij de inschaling van de mate van verdroging in het landelijk verdrogingsonderzoek, waarbij de mate van verdroging is gedefinieerd als de mate van aantasting van de vochtgradiënt door het verdwijnen van natte en vochtige standplaatsen. Een mogelijk nadeel van de hier gepresenteerde lineaire relatie is dat geen rekening wordt gehouden met het oppervlak-

te-aandeel van natte en vochtige standplaatsen in de omgeving van de peilbuis. Omdat pas sprake is van volledige verdroging wanneer alle standplaatsen in de omgeving van de peilbuis verdroogd zijn wordt de hellingshoek van de verdrogingsfunctie in sterke mate bepaald door de laagstgegelegen plek. Voorlopig wordt echter uitgegaan van een simpele benadering via een lineaire functie. In gevallen dat dit leidt tot grote afwijkingen (d.w.z. verloop van de functie komt zelfs niet bij benadering overeen met de afname van het areaal grondwaterafhankelijke standplaatsen) kan de functie alsnog worden aangepast. Dit is bijvoorbeeld gebeurt bij de verdrogingsrelaties voor het Klein Huisven en het Meeuwven in het gebied de Groote Heide (zie bijlage 10).
Om te voorkomen dat de verdrogingsrelatie te veel wordt bepaald door extreem laaggelegen plekken zijn bij het bepalen van de verdrogingsrelaties in de proefgebieden greppels, sloten e.d. niet in beschouwing genomen.

In de op hydrologische indicatoren gebaseerde verdrogingsrelaties wordt geen rekening gehouden met zogenaamde hysteresis-effecten. Wanneer de vroegere hydrologische situatie is hersteld wordt de lokatie als 'onverdroogd' beschouwd. In hoeverre het herstel van de hydrologische situatie leidt tot herstel van de vroeger voorkomende levensgemeenschappen wordt buiten beschouwing gelaten. Dat laatste is afhankelijk van de aanwezigheid van soorten, van tijd die is verstreken na herstel, en, niet in de laatste plaats, van het gevoerde beheer. Om te controleren of hydrologisch herstel ook daadwerkelijk leidt tot de terugkeer van gewenste levensgemeenschappen zou op plaatsen waar dit aan de orde is een biologische monitoring moeten worden uitgevoerd.

5.3 Afname van kwel

5.3.1 Inleiding

In die gevallen waar er in de referentiesituatie duidelijk sprake moet zijn geweest van kwel kan niet worden volstaan met een verdrogingsrelatie die alleen is gebaseerd op de GVG. Met kwel wordt gedoeld op een stromingssituatie, waarbij er gedurende een belangrijk deel van het jaar grondwater vanuit de diepere ondergrond uittreedt aan maaiveld, met als resultaat dat de vegetatie kan profiteren van de bijbehorende specifieke watersamenstelling voor kwel.

De 'diepe' ondergrond wordt in dit verband gedefinieerd als het eerste watervoerende pakket onder de eventuele slecht-doorlatende deklaag (Holoceen, Keileem, Nuenen Formatie), met een minimum diepte van 10 meter.

Een mogelijke keuze zou zijn om als indicator de ondiepe grondwatersamenstelling te gebruiken en te controleren in welke mate en in welke periode van het jaar dit water de kenmerken van dieper grondwater vertoont. Deze mogelijkheid is serieus overwogen, maar voor de MBI niet haalbaar geacht vanwege de te intensieve, specialistische meetcampagne:

- voor een goede vaststelling van het temporele verloop van de watersamenstelling is een jarenlange, regelmatige bemonstering en analyse nodig
- de watersamenstelling kan op korte afstand sterk variëren, *zodat* op meerdere plaatsen moet worden gemeten
- evenals bij de grondwaterstanden zouden de meetreeksen van de watersamenstelling moeten worden gecorrigeerd op tijdelijke weersinvloeden. Er is geen ervaring met dergelijke tijdreeksanalyses; in verband met de verwachte grote ruimtelijke en temporele variabiliteit wordt bovendien een geringe nauwkeurigheid verwacht.

In plaats van de watersamenstelling is daarom besloten om de stijghoogte van het diepere grondwater als indicator te nemen. Daartoe is op kwellokaties een boring nodig met een voldoende diep filter. In de meeste gevallen moet zo'n diep meetpunt nog worden aangelegd.

5.3.2 Kwel-indicatie met behulp van de stijghoogte

Voor een situatie van kwel naar maaiveld[3] gelden in het algemeen de volgende hydrologische voorwaarden:

1. het moet fysisch mogelijk zijn dat het diepere grondwater de plantenwortels bereikt. Dit betekent:
   a. dat er langdurig sprake moet zijn van een netto opwaartse grondwaterstroming en dus moet (uiteraard) de gemiddelde stijghoogte van het te beschouwen diepe grondwater hoger zijn dan de ondiepe grondwaterstand.
   b. dat de kwel qua hoeveelheid substantieel is.
   c. dat het grondwater niet zo diep zit dat de plantenwortels het water niet meer kunnen aantrekken (in praktijk vervalt deze voorwaarde ten opzichte van 2).
2. uit voorwaarde 1. vloeit eigenlijk *al* voort dat er zich bovenop het water met een 'grondwater' samenstelling geen permanente zone met regenwater mag vormen. Dit betekent dat in natte perioden de neerslag behoorlijk snel moet worden afgevoerd. In praktijk kan dit alleen bij een zeer ondiepe grondwaterstand. Het profiel wordt snel opgevuld met regenwater, dat vervolgens oppervlakkig over maaiveld afstroomt. Tenslotte moet het neerslagwater kunnen worden afgevoerd via ondiepe greppels of andere doorlopende laagtes in het terrein.

---

3 Hiermee zien we af van de, veelvuldig voorkomende, situatie dat de kwel nog slechts wordt afgevoerd naar het talud en de bodem van sloten en beken, de zogenoemde "slootkwel". De hier bedoelde kwelsituatie kunnen we omschrijven als "maaiveldkwel" (zie ook Rolf, onderzoek Drenthe, 1991)

Combinatie van de verschillende voorwaarden leidt tot de volgende criteria voor kwel:

* de gemiddelde diepe **stijghoogte** moet (minimaal) tot ca. 20 cm beneden het maaiveld komen; naarmate de deklaag (weerstandbiedende laag tussen het bovenste en het beschouwde 'diepe' grondwater) een hogere hydraulische weerstand heeft, moet de stijghoogte hoger **zijn ('substantiële'** kwel, zie onder)
* op de lokatie mogen geen diepe ontwateringsmiddelen voorkomen
* op de lokatie moeten ondiepe **afwateringsmogelijkheden** aanwezig zijn.

Voorwaarde **1b** (substantiële **kwelhoeveelheid**) leidt tot de volgende praktische uitwerking:

* voor een **kwelsituatie** dient de **kwelflux** minstens in de orde van 0.2 mm/dag te zijn; vermenigvuldigd met een (geschatte) waarde voor de hydraulische weerstand van de deklaag (c-waarde) komen we zo op een globale voorwaarde voor de **stijghoogte-overdruk** voor de **'onverdroogde' referentiesituatie.**

Naast de genoemde voorwaarden voor de afwatering van het terrein komen we op deze manier tot de volgende concrete criteria voor de (gemiddelde) diepe stijghoogte:

- 20 cm onder het maaiveld als er vrijwel geen slecht doorlatende lagen aanwezig zijn (bijvoorbeeld kwel langs de flanken van een **stuwwal);**

en hoger naar evenredigheid van de hydraulische weerstand, bijvoorbeeld:

- 0 cm onder maaiveld bij een geschatte hydraulische weerstand in de orde van 1000 dagen.
- 80 cm boven maaiveld bij een geschatte hydraulische weerstand in de orde van 5000 dagen.

Als de stijghoogte gelijk, of hoger is dan het criterium dan mag worden

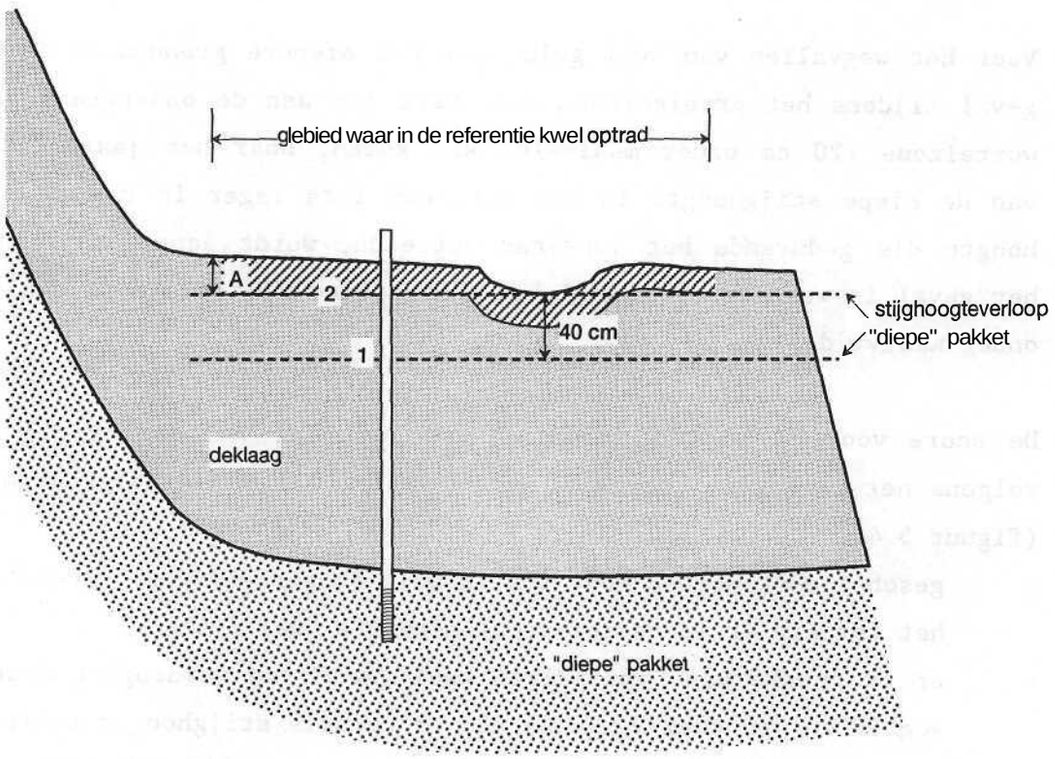
aangenomen dat de kwelsituatie optimaal is.

Voor het wegvallen van kwel geldt dat het diepere grondwater in ieder geval tijdens het groeiseizoen niet meer tot aan de ondergrens van de wortelzone (20 cm onder maaiveld) kan komen. Daar het jaargemiddelde van de diepe stijghoogte in het algemeen iets lager is dan de stijghoogte die gedurende het voorjaar optreedt, wordt aangenomen dat dit het geval is wanneer de gemiddelde stijghoogte niet hoger is dan 40 cm onder maaiveld.

De score voor de lokatie hangt af van het deel van de lokatie waar, volgens het criterium, nog kwel optreedt, en wel op de volgende manier (figuur 5.4):

- geschat moet worden moet tot in welk (hoger gelegen) gedeelte van het terrein er in de referentiesituatie kwel optrad;
- er is sprake van 'volledige' kwel (mate van verdroging door het wegvallen van kwel V_{kwel}= 0) als de actuele stijghoogte zelfs voor deze, hoogste plek nog voldoende is. De daarbij behorende in de peilput te meten stijghoogte is dus de referentiestijghoogte;
- er is sprake van volledig verdwenen kwel (V_{kwel}= 1) als de stijghoogte zelfs op de laagste plek (diepere sloten en beken niet meegerekend) lager is dan 40 cm-maaiveld.

De lokatie de 'Halsche Beemden' in het beekdal van het Merkske is een vochtig hooilandperceel. Ter vaststelling van de verdrogingsscore voor kwel is een diepe peilbuis geplaatst. De referentiestijghoogte bij maaiveldkwel is berekend uit de c-waarde (ca 3000 dagen tussen het filter van de nieuwe peilbuis en maaiveld). Bet hoogste deel van het terrein waar in de referentiesituatie nog kwel optrad heeft een maaiveldhoogte van ca. 14.00 m+NAP. Bij een 'significante' kwelflux van 0.2 mm/dag hoort dan een stijghoogte van 0.6 m boven de ondergrens van de wortelzone; 0.4 m boven maaiveld, 14.4 m+NAP. In het perceel speelt kwel geen rol meer als op het laagst gelegen deel (maaiveldhoogte circa 13.60 m+NAP) de stijghoogte tot minder dan 0.4 m onder maaiveld reikt. Dus V_{kwel} " 1 als de stijghoogte 13.20 m+NAP is en V_{kwel} O als de stijghoogte 14.4 m+NAP is. Zie figuur 5.5.

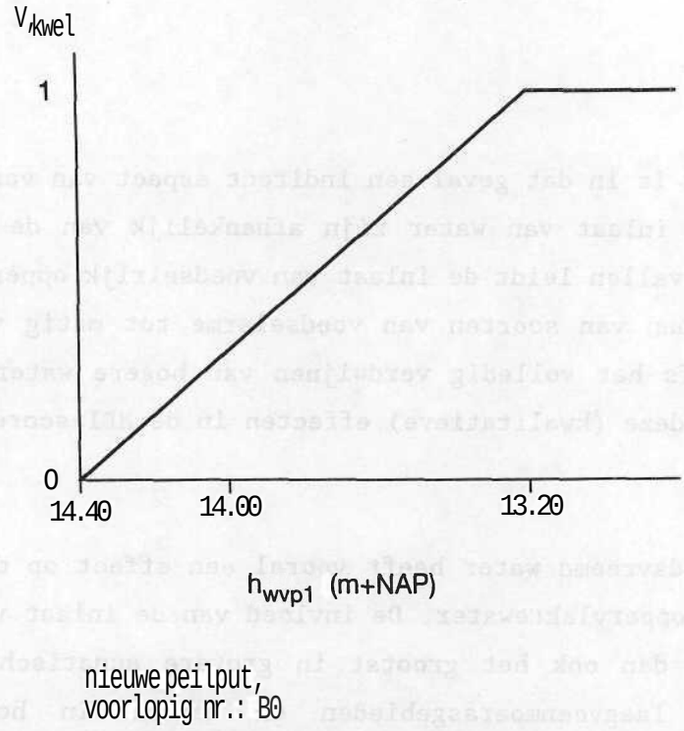


A diepte onder maaiveld tot waar de gemiddelde stijghoogte moet komen voor een kwelsituatie (bijvoorbeeld 10cm onder maaiveld, afhankelijk van de c-waarde van de deklaag)

1 stijghoogte waarbij de kwel volledig verdwenen: $V_{kwel} = 1$

2 referentie stijghoogte, waarbij kwel overal aanwezig: $V_{kwel} = O$

Figuur 5.4. Diepte onder maaiveld tot waar de gemiddelde stijghoogte moet komen voor een kwelsituatie. In situatie (2) kan kwel in de wortelzone optreden en is sprake van een niet verdroogde situatie. In situatie (1) de stijghoogte waarbij sprake is van volledige verdroging: het diepe grondwater kan de wortelzone ook op de laagste standplaats niet meer bereiken.



Figuur 5.5. Verdrogingsrelatie voor kwel in de lokatie de Halsche Beemden, gebaseerd op de 'diepe' stijghoogte en de weerstand van het pakket tussen het filter en maaiveld.

In het bovenstaande is er steeds vanuit uitgegaan dat concrete historische meetgegevens van de stijghoogte in de referentiesituatie ontbreken. Als die er wel zijn, dan kan de referentiestijghoogte uiteraard rechtstreeks aan deze metingen worden ontleend.

Voor kwel naar open water (bijvoorbeeld het ven De Lokker in het gebied Pannenhoef) wordt in plaats van de stijghoogte ten opzichte van maaiveld het verschil tussen de stijghoogte en het venpeil als indicator genomen.

5.4 Inlaat van water

5.4.1 Inleiding

Om te voorkomen dat als gevolg van verminderde grondwaterpotentialen het peil van het watersysteem te zeer daalt wordt extra oppervlaktewater in een gebied ingelaten. Deze inlaat van 'gebiedsvreemd'

oppervlaktewater is in dat geval een indirect aspect van verdroging. De effecten van de inlaat van water zijn afhankelijk van de waterkwaliteit. In veel gevallen leidt de inlaat van voedselrijk oppervlaktewater tot het verdwijnen van soorten van voedselarme tot matig voedselrijke milieus, of zelfs het volledig verdwijnen van hogere waterplanten. De vraag is hoe we deze (kwalitatieve) effecten in de MBI-score mee kunnen nemen.

Inlaat van gebiedsvreemd water heeft vooral een effect op de vegetatie en fauna in het oppervlaktewater. De invloed van de inlaat van gebiedsvreemd water is dan ook het grootst in grotere aquatische lokaties, zoals plassen, laagveenmoerasgebieden en meren. In hoeverre ook terrestrische systemen worden beïnvloed door de inlaat van water is afhankelijk van de lokale hydrologische omstandigheden.

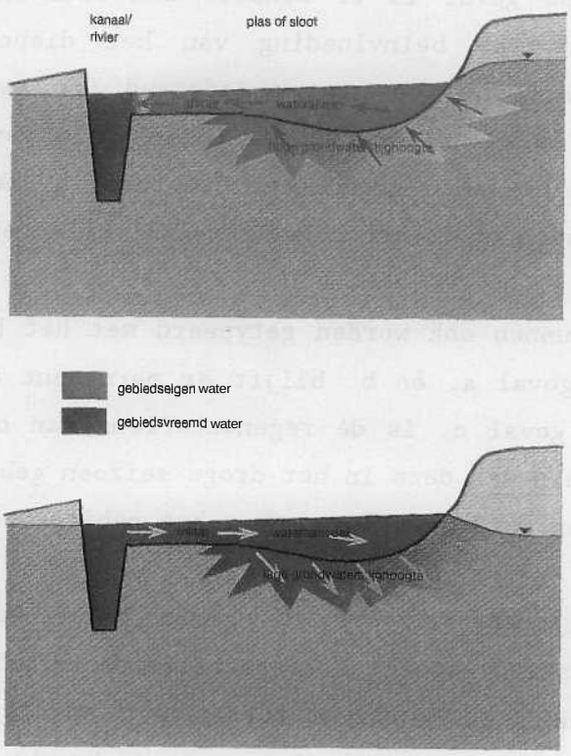
In de onderzochte Brabantse proefgebieden speelt aanvoer van gebiedsvreemd water nauwelijks een rol. Slechts in één van de onderzochte lokaties, het laagveengebied Den Duiver, is er sprake van aanvoer van gebiedsvreemd water via het slotenstelsel. Grotere aquatische lokaties (plassen, moerassen, meren) zijn niet onderzocht, bij de vervolgfase IIB zal dit alsnog gebeuren.

Bij het onderzoek naar het aspect gebiedsvreemd water is geen duidelijke, eenvoudig te hanteren score-methode naar voren gekomen. Verschillende mogelijkheden zijn overwogen, maar het mechanisme blijkt in algemene zin te gecompliceerd voor een eenduidige aanpak. In de volgende *paragraaf* worden de verschillende bevindingen samengevat, waarna in 5.4.4 een voorstel wordt gedaan voor de meest voor de hand liggende benadering.

5.4.2 Mechanisme

Voor het open-water systeem en het grondwatersysteem geldt beide dat er gebiedsvreemd water wordt aangevoerd als de grondwaterstijghoogte te laag *is* geworden ten opzichte van het open water peil (plaspeil, slootpeil).

Bij open-water (plas of sloot), waarvan de kwaliteit van nature wordt bepaald door de afvoer van grondwater en regenwater, heeft de wateraf-voer plaats gemaakt voor wateraanvoer (zie figuur 5.6). Het zijn de tijdsduur (periode van het jaar) en de kwaliteit van het aanvoerwater die bepalen hoe ernstig de watervegetatie door deze 'vervreemding' of zelfs 'vervuiling' wordt geschaad.



Figuur 5.6. Aanvoer van gebiedsvreemd water als gevolg van verdroging (gedaalde stijghoogte) waar in de natuurlijke situatie waterafvoer plaatsvond.

Vanuit de sloot (beek, plas) infiltreert het water naar het grondwater systeem (zie figuur 5.7). Als er infiltratie optreedt dan zijn er wat betreft de bestemming van het geïnfiltreerde water drie mogelijkheden:

a. het water blijft tijdelijk, als een 'bel', in een infiltratiezone rondom de sloot en stroomt vervolgens in het natte jaargetijde weer terug naar de sloot.
b. het water *zijgt* min of meer verticaal weg en wordt 'afgevoerd' via de regionale grondwaterstroming; het water bereikt niet het bovenste, freatische grondwater in de deklaag.
c. het water infiltreert en bereikt tevens het bovenste grondwater.

Als we kijken naar het potentiële effect op de terrestrische vegetatie dan blijft in geval a. het effect beperkt tot de zone direct langs de sloot. In het tweede geval is er behalve een beïnvloeding langs de sloot vooral sprake van beïnvloeding van het diepere grondwater, hetgeen leidt tot effecten op grotere afstand (de kwelzône van het grondwatersysteem), buiten de beschouwde lokatie. In geval c. wordt de gehele zone van het bovenste grondwater 'doordrenkt' met het gebiedsvreemde water en treden er in het hele 'perceel' effecten op.

De drie situaties kunnen ook worden getypeerd met het bestaan van een regenwaterlens: in geval a. en b. blijft er permanent een regenwaterlens bestaan en in geval c. is de regenwaterlens aan het eind van de natte periode zo klein dat deze in het droge seizoen geheel verdampt of lateraal afstroomt en wordt vervangen door het gebiedsvreemde water.

Het is niet in algemene zin aan te geven onder welke specifieke geohydrologische omstandigheden de verschillende situaties optreden. Duidelijk is wel dat het verschil tussen het open-waterpeil en de grondwaterstijghoogte dè overheersende, sturende kracht is. Vanwege de dynamiek moet onderscheid worden gemaakt tussen zomer en winter. Als vaste factoren zijn vooral belangrijk de doorlatendheid en geometrie van de deklaag en de afstand tussen de sloten. De aanwezigheid van een

overheersende hydraulische gradiënt is waarschijnlijk een belangrijke factor bij het tot stand komen van de situaties b. en c. Zonder hydraulische gradiënt is situatie a het meest waarschijnlijk.
De combinatie van factoren bepaald van geval tot geval welke situatie optreedt en in welke mate er sprake is van een zeer kort durende of een langdurige of zelfs een permanente **beïnvloeding**.

Bij een onderzoek van het Staringcentrum in de provincie Drenthe (Wit, **e.a.**, 1991) wordt (o.a. op basis van veldmetingen) vooral situatie a. (tijdelijke bel van gebiedsvreemd water) veelvuldig aangetroffen.

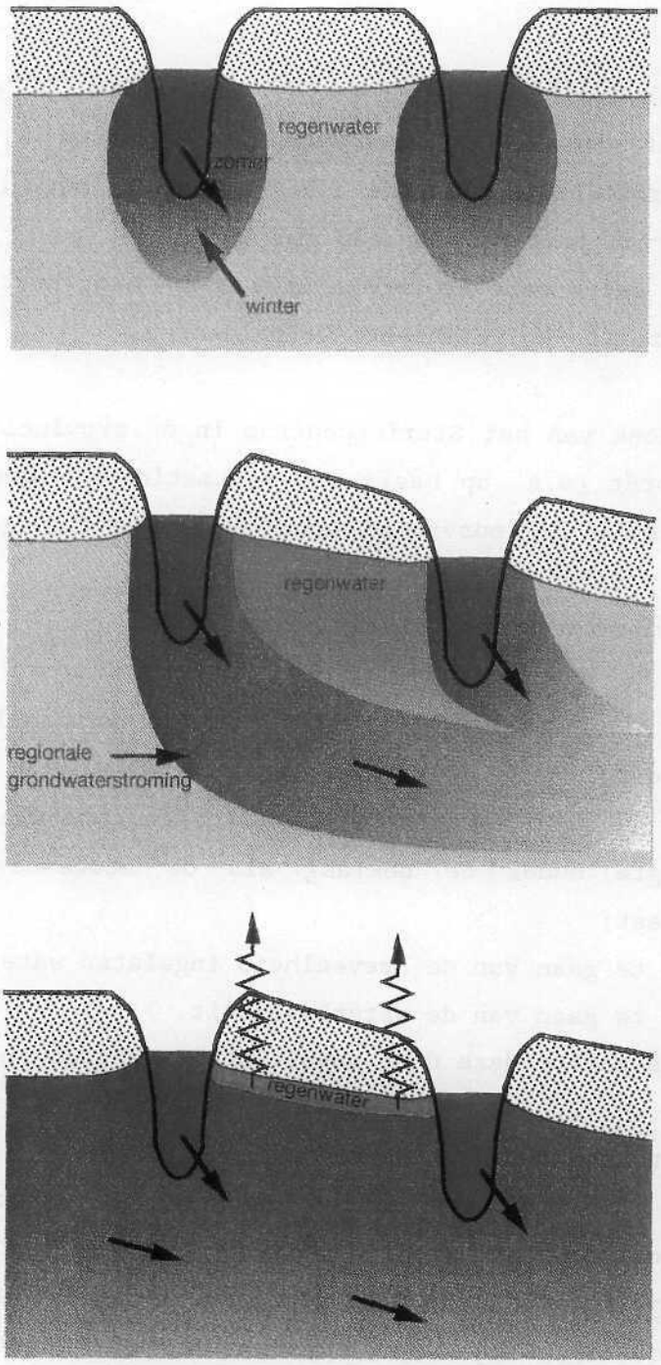
5.4.3 Indicatoren voor inlaat water

De verdroging door inlaat van water kan op verschillende manieren worden geïndiceerd:

- door uit te gaan van het verschil tussen **oppervlaktewaterpeil** en stijghoogte onder de deklaag als de stuwende kracht achter **waterinlaat**;
- door uit te gaan van de hoeveelheid ingelaten water;
- door uit te gaan van de **waterkwaliteit.**

In het volgende zal op deze drie mogelijkheden worden ingegaan.

Het verschil tussen peil en **grondwaterstijghoogte** is (zowel bij een aquatisch als bij een terrestrisch systeem) de meest voor de hand liggende indicator. Een probleem daarbij is te bepalen bij welk verschil het systeem volledig door gebiedsvreemd water wordt beïnvloed. Bij grotere aquatische systemen **(plassen**, meren) geldt bovendien als moeilijkheid dat 'de' grondwaterstijghoogte als enkelvoudige variabele niet zonder meer is vast te stellen. De infiltratie vanuit de plas is afhankelijk van alle grondwaterstanden langs de oever van de plas en (vooral) het verloop van de **grondwaterstijghoogte** onder de bodem van de **plas.**



a) infiltratie in de zomer en "terugstroming" in de winter

b) afvoer via het diepere grondwater

c) bovenste grondwater beïnvloed

Figuur 5.7. Drie mogelijke manieren waarop het grondwatersysteem wordt beïnvloed door geïnfiltreerd, gebiedsvreemd water; a. als een tijdelijke bel rond de sloot b. ondergrondse afvoer via de regionale grondwaterstroming of c. het water bereikt de wortelzone ook midden in het 'perceel'

Er is een balansonderzoek voor nodig om na te gaan hoe uit de metingen van één of enkele peilputten en het gemeten plaspeil de totale infiltratiehoeveelheid kan worden afgeleid.

Een andere optie is het gebruik van gemeten **aan/afvoercijfers** bij het inlaatwerk, voorzover deze althans aanwezig zijn. In combinatie met gegevens van regen en verdamping zou hieruit rechtstreeks kunnen worden afgeleid in welke mate de inhoud van de plas wordt 'ververst' met van buiten aangevoerd water. Behalve rechtstreeks als indicator zijn aan/afvoermetingen ook belangrijk binnen een waterbalans onderzoek.

De mate van de beïnvloeding door gebiedsvreemd water wordt in belangrijke mate bepaald door de watersamenstelling. Dit geldt voor het ingelaten water zelf (de **bron**), en de feitelijk optredende watersamenstelling in het aquatische systeem en in het grondwater. Overwogen is om de score op gebiedsvreemd water van een extra gewichtsfactor te voorzien die afhankelijk is van de mate waarin de waargenomen kwaliteit afwijkt van de **'gebiedseigen'** kwaliteit. Voldoende gedetailleerde kennis op dit punt blijkt echter niet aanwezig. In hoofdstuk 10 wordt daarom aanbevolen om een deelstudie te verrichten waarbij per systeemtype een indeling/definitie wordt gemaakt van **'gebiedseigen'** water en waarbij een manier wordt bedacht om het verschil tussen het ingelaten water en het gebiedseigen water getalsmatig te kunnen beoordelen. Tevens moet bij een dergelijk studie worden bekeken welke chemische parameters het meest onderscheidend zijn, zodat de bemonstering daarop kan worden afgestemd.

5.4.4 Discussie

Voor grotere aquatische systemen lijkt de enig mogelijke weg om een waterbalansonderzoek te verrichten waarmee getalsmatig kan worden aangegeven hoe de grondwaterstijghoogte als randvoorwaarde de inlaat van water beïnvloedt. Bij de keuze van de lokaties zou rekening moeten

worden gehouden met de beschikbaarheid van meetgegevens van de water-aan/afvoer; dergelijke gegevens zijn nagenoeg onmisbaar. Met het verkregen inzicht moet worden uitgemaakt hoe uit de beschikbare peilbuizen en peilputten één representatieve stijghoogte kan worden gekozen of samengesteld. Het verschil tussen deze stijghoogte en het gemeten plaspeil geldt als indicator voor de totale hoeveelheid ingelaten gebiedsvreemd water. Er sprake van 'volledige inlaat' bij een verschil peil-stijghoogte waarbij binnen een (zomer)halfjaar een hoeveelheid water wordt ingelaten ter grootte van de volledige inhoud van de plas.
Tenslotte moet de 'ernst' van de situatie worden beoordeeld op basis van het verschil tussen de gemeten samenstelling van het inlaatwater en de samenstelling van het 'gebiedseigen' water volgens de referentie. De schaal waarop deze beoordeling moet plaatsvinden moet worden ontwikkeld bij de eerder genoemde deelstudie.

Bovenstaande benadering van de grotere aquatische lokaties is zeer intensief en wellicht om die reden niet haalbaar. Als eenvoudiger alternatief kan ook worden gekozen voor een benadering uitsluitend op basis van watersamenstelling.
¥e kunnen de score op gebiedsvreemd water baseren op de mate waarin het water van de plas kwalitatief afwijkt van het water van de inlaatbron. Bij een zeer sterke inlaat van water gaat het water van de plas lijken op dat van de bron en, andersom, als er geen water meer wordt ingelaten dan wijkt de kwaliteit af van dat van de bron en krijgt het een meer gebiedseigen samenstelling. Men zou bijvoorbeeld voor een goed gekozen chemische parameter het quotiënt kunnen nemen van het gemeten gehalte van de inlaatbron en het gemeten gehalte van de plas. Uiteraard moet wel worden nagegaan of de waterinlaat redelijkerwijs het gevolg is van 'verdroging' , dat wil zeggen een te lage grondwaterstijghoogte onder en rond de plas. Tevens moet aannemelijk worden gemaakt dat er in de referentietoestand geen water behoefde te worden ingelaten.
Ook bij deze geldt weer dat de ernst van de situatie moet worden

beoordeeld aan de watersamenstelling in absolute zin.

Het voordeel van de eerste (**waterbalans/stijghoogte**) benadering is dat gebruik wordt gemaakt van de belangrijkste **stuurvariabele**, namelijk de **grondwaterstijghoogte**. De aanpak is in dit opzicht consistent met de benadering van de andere aspecten (grondwaterstand en kwel). Het nadeel is de intensiteit van het benodigde waterbalans onderzoek.
Het voordeel van de tweede benadering, is de relatieve eenvoud. Bovendien geldt dat meting van de watersamenstelling **tòch** nodig is, ook bij de eerstgenoemde aanpak, ter beoordeling van de ernst van de situatie. Bij gebruik van de watersamenstelling als indicator moet echter frequent gemeten worden. Dit is bepaald niet eenvoudig en bovendien moet in dat geval een trendanalyse op de watersamenstelling worden uitgevoerd. Vergeleken met trendanalyses op de **grondwaterstijg**-hoogte moet men van de **nauwkeurigheid** van **zo'n** analyse geen grote verwachting hebben. Voorshands geven de onderzoekers voorkeur aan de **stijghoogte/waterbalans** aanpak.

Voor de kleinere aquatische systemen (sloten) geldt in beginsel dezelfde benadering als voor de plassen. De **stijghoogte/waterbalans** is hierbij veel eenvoudiger uitvoerbaar en de **stijghoogte** kan worden ontleend aan één enkele peilput. De definitieve methode moet nader worden uitgewerkt bij de eerstvolgende onderzoeksfase **IIB**.

Voor de beïnvloeding met gebiedsvreemd water van het **grondwatersysteem** zijn drie benaderingen denkbaar:

- meting van samenstelling van het water in de sloot, van het grondwater nabij de sloot en op afstand van de sloot (midden **'perceel'**) en van het grondwater in het eerste watervoerende **pakket**;
- indicatie op basis van de totale ingelaten hoeveelheid water als functie van het verschil tussen slootpeil en stijghoogte;
- combinatie van de twee, waarbij de waterkwaliteit midden perceel

aangeeft of het ingelaten water ook daadwerkelijk het bovenste grondwater bereikt;

We gaan er van uit dat frequente bemeting van de grondwaterkwaliteit een te grote belasting is voor het MBI-project. Daarnaast geldt de overweging dat beïnvloeding van het grondwatersysteem met gebiedsvreemd water binnen de totale problematiek van verdroging zowel in omvang als ernst slechts een geringe rol speelt, zeker in vergelijking met de aquatische problematiek van inlaat van vreemd water in plassen, meren en moerasgebieden. Bovendien is er op de betreffende terrestrische lokaties (zoals het voorbeeld Den Duiver) vaak al sprake van een weggevallen kwelsituatie. Het wegvallen van deze kwel en het daarbij behorende watertype is dan al zeer dominant voor de mate van verdroging. Het feit dat er in die toestand door inlaat van water een kunstmatige natte, voedselrijke situatie wordt gehandhaafd is, vergeleken met het zure regenwater-alternatief, in veel gevallen (zoals Den Duiver) zelfs als gunstig te beoordelen.

Rekening houdend met bovengenoemde punten gaat de voorkeur uit naar eenvoudigste mogelijkheid 2.: score puur op basis van het verschil tussen peil en stijghoogte. Overwogen (maar niet gekozen) is zelfs om het aspect terrestrisch gebiedsvreemd water in zijn geheel te verwaarlozen.

Rest nog om te bepalen hoe groot het verschil tussen peil en stijghoogte moet zijn om *te* kunnen spreken van 'veel' infiltrerend water. Enigszins arbitrair is gekozen voor een hoeveelheid die in orde van grootte gelijk is aan het neerslagoverschot, te weten 0.7 mm/dag. De eenvoudigste hydrologische relatie tussen de hoeveelheid infiltratie en het peilverschil is een lineaire, met de som van drainageweerstand en hydraulische weerstand van de deklaag als evenredigheidsconstante:

$q - (SP - \phi)/weerstand$[4]

met:

q infiltratiehoeveelheid (mm/dag)

SP slootpeil (m)

ϕ stijghoogte van het grondwater onder de deklaag (m)

weerstand: de som van de drainageweerstand van het slotenstelsel (dagen) en de hydraulische weerstand van de deklaag (dagen)

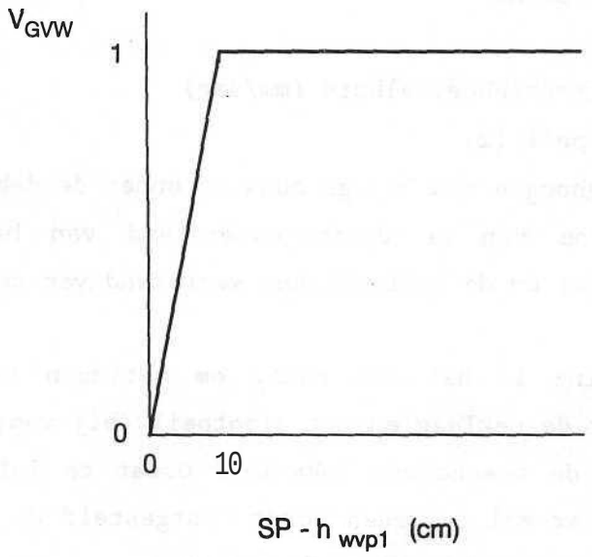
In deze benadering is het dus nodig om metingen te hebben van de stijghoogte onder de deklaag en het slootpeil (bij voorkeur op een plek bovenstrooms van de beschouwde lokatie). Omdat de infiltratie meestal slechts in de zomer zal optreden wordt voorgesteld de indicatie uit te voeren op basis van gemiddelde stijghoogte en slootpeil in de zomer. Via een schatting van de weerstandswaarden kan vervolgens de infiltratiesterkte worden bepaald. De mate van verdroging op het aspect terrestrisch-gebiedsvreemd water verloopt dus van nul tot één, evenredig met de berekende infiltratiesterkte (van nul tot één mm/dag).

In de onderzochte lokatie Den Dulver, een laagveenmoerasgebiedje op de overgang naar het Maasdal, is sprake van sterke wegzijging als gevolg van een diep afwateringskanaal dat pal ten noorden van het gebied loopt. Om grondwaterstandsdaling tegen te gaan wordt met een pomp water uit dit afwateringskanaal ingelaten. Door *de* geringe hydraulische weerstand van de deklaag is slechts een gering verschil tussen stijghoogte en slootpeil nodig om een aanzienlijke wegzijging te krijgen. Naar schatting is een potentiaalverschil van 10 cm al voldoende voor een wegzijging van 0.7 mm/dag (figuur 5.8).

Opnieuw geldt dat de ernst van de situatie moet worden ingeschat op basis van de kwaliteit van het ingelaten slootwater en de mate waarin deze afwijkt van 'gebiedseigen' water. Reeds eerder is aangegeven dat voor deze beoordeling in een aparte deelstudie nog een 'schaal' moet worden ontwikkeld.

---

4 Deze formule wordt door hydrologen vaak de 'formule van Visser' genoemd.



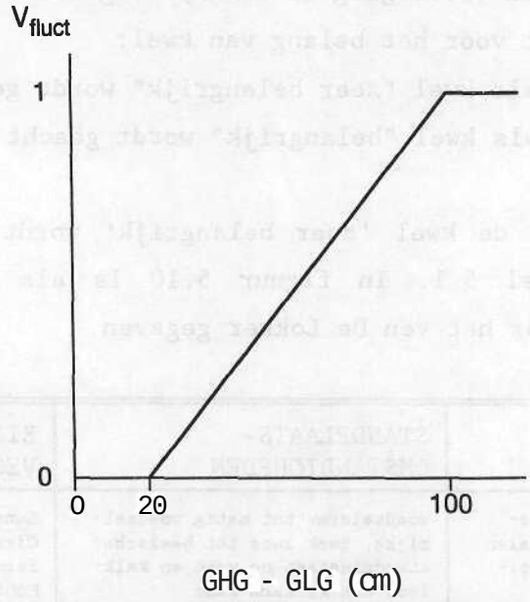
Figuur 5.8. Verdrogingsrelatie voor inlaat gebiedsvreemd water voor de lokatie Den Duiver, gebaseerd op verschil tussen slootpeil en gemiddelde stijghoogte.

5.5 Toename grondwaterstandsfluctuatie

In hoeverre toename van grondwaterstandsfluctuatie een belangrijke rol speelt in de verdrogingsproblematiek is niet duidelijk. Bij onderzoek naar veranderingen in de hydrologie blijkt er zelden sprake te zijn van veranderingen in het fluctuatietraject. Bovendien is er maar weinig bekend over de effecten van toegenomen grondwaterstandsfluctuaties op de vegetatie. Hoewel over het algemeen wordt aangenomen dat vergroting van de grondwaterstandsfluctuaties leiden tot een verarming van de vegetatie ontbreekt een kwantitatieve onderbouwing.

In dit onderzoek is alleen bij het hoogveengebied de Deurnse Peel rekening gehouden met grondwaterstandsfluctuaties. Kenmerkend voor levend hoogveen zijn namelijk de geringe fluctuaties in grondwaterstand (zie bv. Barkman 1992). Dit zorgt voor een stabiel milieu waarin slechts geringe schommelingen in redoxpotentiaal en zuurgraad optreden. Voor deze lokatie is daarom een aanvullende Verdrogingsrelatie opgesteld, die loopt van 0 bij een gemiddeld verschil tussen GHG en GLG

van 20 cm of minder, tot l bij een verschil tussen GHG en GLG van 100 cm of meer. Overigens blijkt in dit gebied dat de grondwaterstandsfluctuatie zeer beperkt is (GHG-GLG - 18 cm), zodat hier geen sprake is van 'verdroging' door een toename van de grondwaterstandsfluctuaties (zie figuur 5.9).



Figuur 5.9. Verdrogingsrelatie voor toename grondwaterstandsfluctuaties Deurnse Peel.

5.6 Bepaling score per lokatie

Per lokatie zullen soms meerdere verdrogingsrelaties van toepassing zijn. In de Brabantse lokaties gaat het meestal om een combinatie van de relaties voor grondwaterstandsdaling en het wegvallen van kwel.

De uiteindelijk score voor een lokatie met kwel is uitgevoerd via combinatie van twee deelscores: de score op "grondwaterstand" zoals beschreven in 5.2.3 en de score op kwel. Daarbij wordt een gewicht gegeven voor de mate waarin kwel voor de lokatie "belangrijk" of "zeer belangrijk" is.

$$V_{totaal} = G_{kwel} * V_{kwel} + (1 - G_{kwel}) * V_{gw.stand}$$

V: Mate van verdroging (0 tot 1) volgens de verdrogingsrelatie

G_{kwel}: Gewicht voor het belang van kwel:

- G=2/3 als kwel "zeer belangrijk" wordt geacht
- G=1/3 als kwel "belangrijk" wordt geacht

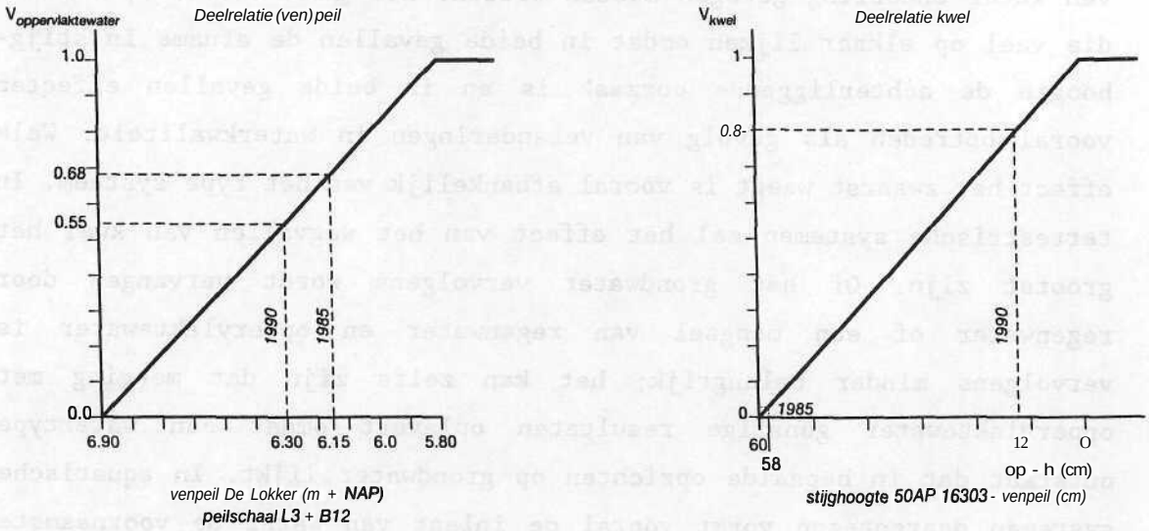
In welke situaties de kwel 'zeer belangrijk' wordt geacht kan worden afgelezen uit tabel 5.1. In figuur 5.10 is als voorbeeld de verdrogingsrelatie voor het ven De Lokker gegeven.

	STANDPLAATS - OMSTANDIGHEDEN	BIJBEHORENDE VEGETATIETYPEN
Blauwgraslanden **dotterbloemhooiland**en in beekdalen en aan de rand van **stuwwal**len, brongebieden	**voedselarme** tot **matig** voedselrijke, zwak zure tot basische standplaatsen op veen en **kalkloos** tot kalkarm zand	**Senecioni-Brometum racemosi Cirsio-Molinietum Parnassio-Caricetum** pulicaris **Montio-Cardaminetea**
Trilvenen	voedselarme zwak zure, zeer natte standplaatsen op ongerijpt veen onder invloed van kwel	**Scorpidio-Caricetum diandrae Sphagno-Caricetum** lasiocarpae

Tabel 5.1. Situaties waarin kwel vanuit het diepere grondwater zeer belangrijk geacht wordt voor de aard van de aanwezige **levensgemeenschap**. Het gaat om bronnen en situaties waar buffering tegen verzuring vooral afhankelijk is van aanvoer van **bicarbonaatrijk** grondwater.

In het geval van de Lokker is geschat dat, bij een c-waarde van 3000 dagen, voor een voldoende, substantiële kwel de **referentie** stijghoogte ca. 60 cm boven het venpeil moet zijn geweest. In 1985 was het venpeil vrij laag, 615 cm+NAP en was de **middeldiepe** stijghoogte 673 cm+NAP. De overdruk was in 1985 dus behoorlijk, namelijk 58 cm, vrijwel volgens de referentie. De score V_{kwel} is dus laag, **0.03**[5]. Bet venpeil is duidelijk lager dan de referentie (690 cm+NAP), de score voor waterstandsdaling is 0.68. De totale score voor dit ven voor 1985 komt op **0.46**, uitgaande van een gewicht van 1/3 voor het belang van kwel in dit geval.

5 Bedacht moet worden dat sinds 1985 het venpeil is gestegen en de stijghoogte structureel is gedaald, zodat de score V_{kwel} voor 1990 duidelijk hoger uitkomt, namelijk op 0.63.



Totaalscore mate van verdroging $V = G_{OP} * V_{op} + Gk * V_{kwel}$

V_{op} = mate van verdroging gerelateerd aan het oppervlaktewater peil (in casu het venpeil)

V_{kwel} - mate van verdroging gerelateerd aan kwel

GOP = gewichtsfactor peil (=2/3)

Gk = gewichtsfactor kwel (=1/3)

Figuur 5.10. **Scores** voor grondwaterstandsdaling (links) en wegvallen van kwel (rechts) van de **lokatie** 'De **Lokker'**. De **gecombineerde** score voor verdroging in 1985 bedraagt 0.46.

De consequentie van deze gecombineerde relatie is dat de lokatie nog niet volledig verdroogd is als de kwel volledig is weggevallen, maar het terrein toch nog een zeer hoge grondwaterstand heeft.

In één gebied is sprake van drie **verdrogingsrelaties**. Het gaat daarbij om het gebied Den Duiver, een voormalig kwelgebied, waar het ondanks de inlaat van water niet lukt om het waterpeil voldoende hoog te houden als gevolg van de huidige sterke wegzijging naar een nabijgelegen **afwateringskanaal** (bijlage 7). Er is sprake van volledige verdroging door het wegvallen van kwel (V_{kwel} = 1) en een sterke verdroging door grondwaterstandsdaling (V_{GVG} 0.68). De verdrogingsscore voor inlaat van gebiedsvreemd water (V_{gvw} bedraagt naar een voorlopige schatting l (zie voorbeeld in **paragraaf 5.4**).

De vraag is nu hoe deze deelscores gecombineerd moeten worden, en met name om de vraag hoe de deelscores voor wegvallen van kwel en inlaat van water onderling gewogen moeten worden. Het gaat hier om processen die veel op elkaar lijken omdat in beide gevallen de afname in stijghoogte de achterliggende oorzaak *is* en in beide gevallen effecten vooral optreden als gevolg van veranderingen in **waterkwaliteit**. Welk effect het zwaarst weegt is vooral afhankelijk van het type systeem. In terrestrische systemen zal het effect van het wegvallen van kwel het grootst zijn. Of het grondwater vervolgens wordt vervangen door regenwater of een mengsel van regenwater en oppervlaktewater is vervolgens minder belangrijk; het kan zelfs zijn dat menging met oppervlaktewater gunstige resultaten oplevert omdat een watertype ontstaat dat in bepaalde opzichten op grondwater lijkt. In aquatische systemen daarentegen vormt vooral de inlaat van water de voornaamste bedreiging voor de aanwezige levensgemeenschappen.

Op grond van bovenstaande overweging is voorlopig gekozen voor een oplossing waarbij aquatische systemen wordt gescoord op inlaat van water en in terrestrische systemen voor het wegvallen van kwel en **grondwaterstandsdaling**, waarbij de mate waarin de inlaat van water meeweegt afhangt van het **oppervlakte-aandeel** van aquatische en **semi**-aquatische systemen:

$$V_{totaal} - A * V_{gvw} + (1-A) * \{G_{kwel} * V_{kwel} + (1-G_{kwel}) * V_{GVG}\}$$

A: Oppervlakteaandeel aquatische systemen

G_{kwel}: Gewichtsfactor voor het belang van kwel

Omdat in Den Duiver het oppervlakte-aandeel van aquatische systemen (sloten + slootoevers) beperkt is, telt de inlaat van water slechts in beperkte mate mee. Voor het oppervlakteaandeel aquatische systemen (A) is uitgegaan van de waarde 0.1. Voor de **gewichtsfactor** voor kwel **(G_{kwel})** geldt de waarde 2/3 op basis van het voorkomen van vegetaties behorend tot het **Cirsio-Molinietum, Parnassio-Caricetum** pulicaris, **Scorpidio-Caricetum diandrae** (zie bijlage 7 en tabel 5.1). Invulling van bovenstaande waarden in de **formule** levert voor Den Duiver een totaalscore op van 0.91.

In hoeverre bovenstaande formule ook voldoet in lokaties waar inlaat van water een overheersende rol speelt, zoals in laagveenmoerasgebieden, zal moeten blijken in het vervolgonderzoek. Dan zal ook meer aandacht besteed moeten worden aan de kwaliteit van het in te laten water.

6. TRENDANALYSE OP GRONDWATER TIJDREEKSEN

6.1 Inleiding

De mate van verdroging wordt via de verdrogingsrelatie vastgesteld op basis van het structurele niveau van de gekozen hydrologische indicator, waarbij is gecorrigeerd voor tijdelijk te droge of te natte **weersomstandigheden**. Daarbij wordt overigens verondersteld dat er (op de beschouwde termijn) geen sprake is van een **klimaatswijziging**. Het is dus nodig via **tijdreeksanalyse** de relatie met de weersomstandigheden vast te stellen en hiervoor een correctie uit te voeren. Concreet moeten we vast stellen wat het structurele niveau is van de Gemiddelde Voorjaars Grondwaterstand, geldend voor het toetsingsjaar 1985. Dit is, anders *gezegd,* het niveau dat in het voorjaar van 1985 zou zijn opgetreden in het geval van gemiddelde weersomstandigheden. Vervolgens moet voor de latere jaren, bijvoorbeeld 1991 worden vastgesteld in hoeverre het structurele niveau is veranderd. Dit laatste noemen we het **trendonderzoek**. Voor de **tijdreeksanalyse** gebruiken we een 'transfer/-**ruismodel**'. Deze techniek wordt in hoofdstuk 6.2. kort beschreven.

Bij een zeer ondiepe **grondwaterstand**, waarbij in de winter het grondwater vrijwel aan maaiveld staat geldt in beginsel een afwijkende, **niet-lineaire** situatie. Nagegaan is of voor dergelijke situaties een bijzondere manier van **tijdreeksmodellering** kan (en moet) worden toegepast: de modellering met **wisselfunctie**, waarbij afzonderlijke modelcomponenten worden toegepast voor de winter- en de **zomerperiode**. Deze techniek en de resultaten van **proefberekeningen** worden toegelicht in hoofdstuk 6.3. In hoofdstuk 6.4 wordt besproken hoe de GVG voor het **toetsingsjaar** 1985 uit de meetreeks wordt vastgesteld en hoe daarbij gebruik wordt gemaakt van het transfer/ruis **tijdreeksmodel**. Tenslotte wordt de methode van het trendonderzoek uitgelegd in **hoofdstuk 6.5**.

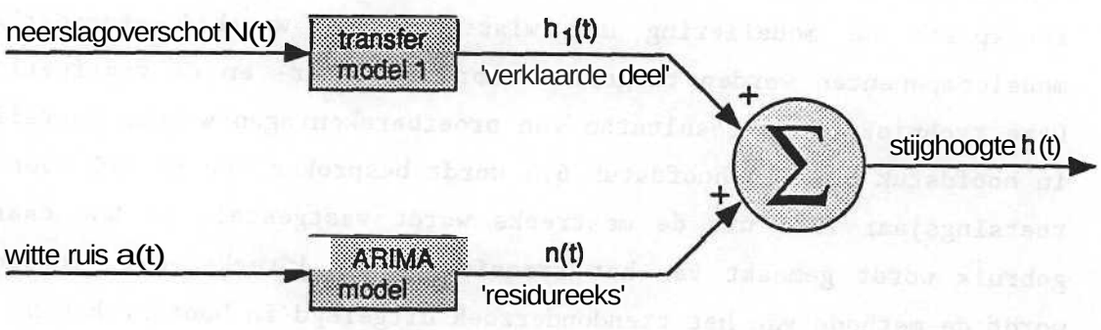
6.2. Transfer/ruismodellering

De opgetreden structurele daling van de grondwaterstand is vastgesteld via statistische modellering van gemeten tijdreeksen. Daarbij is gebruik gemaakt van zogenaamde **'transfer/ruismodellen'**. Voor theoretische achtergronden wordt verwezen naar de literatuur (Box and Jenkins, 1976; Defize, 1985; van Geer 1988 en van Geer **e.a.** 1988).
Met het transfer/ruismodel proberen we de gemeten variatie van de **stijghoogte** te verklaren uit een of meerdere oorzaken. De tijdreeks wordt als het ware opgesplitst (decompositie) in een aantal componenten (figuur 6.1).

Bij het voorliggende onderzoek gaat het om twee **componenten:**

- het deel dat verklaard wordt uit de (natuurlijke) variatie van het **neerslagoverschot**, en
- het deel (de residureeks) dat verklaard wordt uit 'witte **ruis'**, waarbij de onbekende oorzaak dus in statistisch opzicht als toeval kan worden beschouwd.

Het transfermodel op neerslagoverschot (kortweg ook wel het 'neerslagmodel' genoemd) beschrijft de variaties, samenhangend met de variatie van de natuurlijke, meteorologische omstandigheden.



Figuur 6.1 Structuur van het gebruikte transfer/ruismodel

De inputreeks **neerslagoverschot**, gebaseerd op neerslag minus 0.8 maal de **Penman-verdamping**, wordt als maat voor deze natuurlijke omstandigheden ook wel de **'weersindicatie-reeks'** genoemd.

De tweede **(residu)component** van het model beschrijft de gemeten variaties die niet met het neerslagmodel kunnen worden verklaard. Een trend in deze residureeks betekent dus dat er een structurele verandering is opgetreden als gevolg van **niet-natuurlijke**, menselijke oorzaken.

Het transfermodel heeft vaak de volgende lineaire vorm:

$$h_t - \delta * h_{t-1} + \omega_0 * Xt - \omega_1 * X_{t-1} - \omega_2 * X_{t-2}$$

hierin is:

h_t - de (verklaarde) **stijghoogte-component** op tijdstip t (cm)

δ - de auto-regressieve parameter van het transfermodel (waarde < 1.0)

$\omega_0, \omega_1, \omega_2$ = de **'moving-average'** parameters

X_t - de input op tijdstip t (neerslagoverschot)

Als frequentie van de modellering (de lengte van de **tijdstap**) kiezen we in beginsel de **basis-frequentie** van de **meetreeks**. Bij grondwaterreeksen is deze frequentie meestal 2 keer per maand. Als de te modelleren relatie echter een grote traagheid bezit, dan is het vaak nodig om een lagere modelfrequentie te gebruiken, bijvoorbeeld maandelijks, of zelfs op kwartaal- of jaarbasis. Bij de geschatte parameterwaarden (en hun standaardafwijking) wordt daarom ook steeds de frequentie van de modellering gegeven.

Helaas is een transfermodel niet altijd succesvol. Bepalende factoren zijn **vooral**:

1. De lengte en de kwaliteit van de **meetreeksen**.
2. De mate waarin gedurende de **meetperiode** duidelijke wis-

selingen in de inputreeks (neerslagoverschot) zijn opgetreden.

3. De mate waarin er, met het oog op schijnverbanden, informatie is over andere mogelijke oorzaken.
4. De mate waarin het systeem zich inderdaad lineair gedraagt; wat dit betreft zijn er problemen bij de toepassing van de methode in gebieden met een grote grondwaterstandsdiepte zoals de Veluwe (vanwege niet-lineaire vertragingseffecten in de grote onverzadigde zone) en bij reeksen in natte gebieden waarbij de bovenkant van het variatie-patroon wordt 'afgetopt' door een ondiepe drainage als gevolg van buizendrainage of greppels. Het laatste probleem kan goeddeels worden opgelost door toepassing van een 'wisselfunctie' (zie hoofdstuk 6.3).

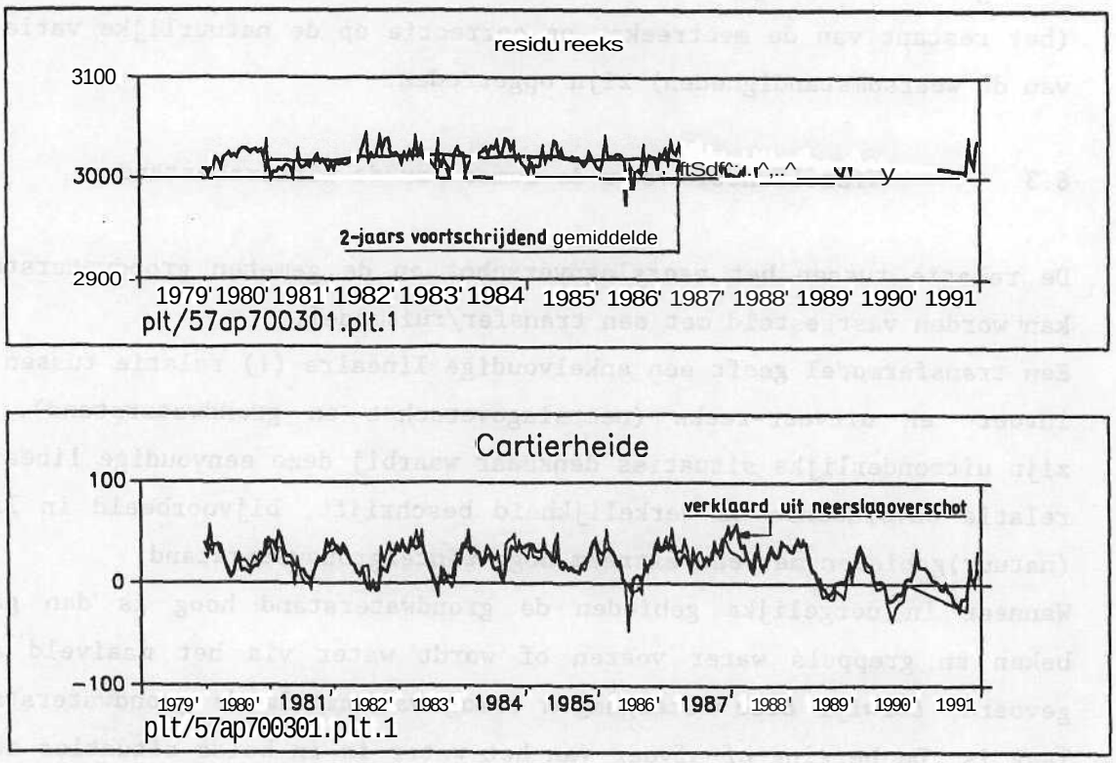
Overigens is de procedure van de modellering zodanig dat het optreden van bovenstaande problemen tijdig wordt gesignaleerd. In voorkomende gevallen wordt het model, dan wel het resultaat verworpen.

De methode van transfer/ruismodellering is sinds 1986 toegepast in een groot aantal provinciale en lokale studies, meestal in het kader van verdroging (zoals Rolf 1989, Rolf 1992) en heeft zich daarbij bewezen als een zeer bruikbare techniek.

In figuur 6.2 is als voorbeeld het resultaat gegeven van de modellering van de gemeten grondwaterstand bij de Cartierheide.

De gemeten grondwaterstandsreeks is via de modellering opgesplitst in:

1. het (uit neerslagoverschot) verklaarde deel, berekend uit het transfermodel (de onderste grafiek);
2. de residureeks (de bovenste grafiek).



Figuur 6.2. Resultaten transfer/ruismodellering; voorbeeld Cartierheide, buis 3.

Om te kunnen zien hoe goed de tijdreeks door de neerslag wordt verklaard is bij de onderste lijn tevens de oorspronkelijk, gemeten reeks weergegeven (onderste grafiek, dunne lijn).

Het verloop van de residureeks op langere termijn beschrijft het 'structurele niveau'. Bij (overigens tamelijk arbitraire) definitie wordt hiervoor het tweejaars voortschrijdend gemiddelde van de residureeks aangehouden (zie figuur 6.2, bovenste grafiek).

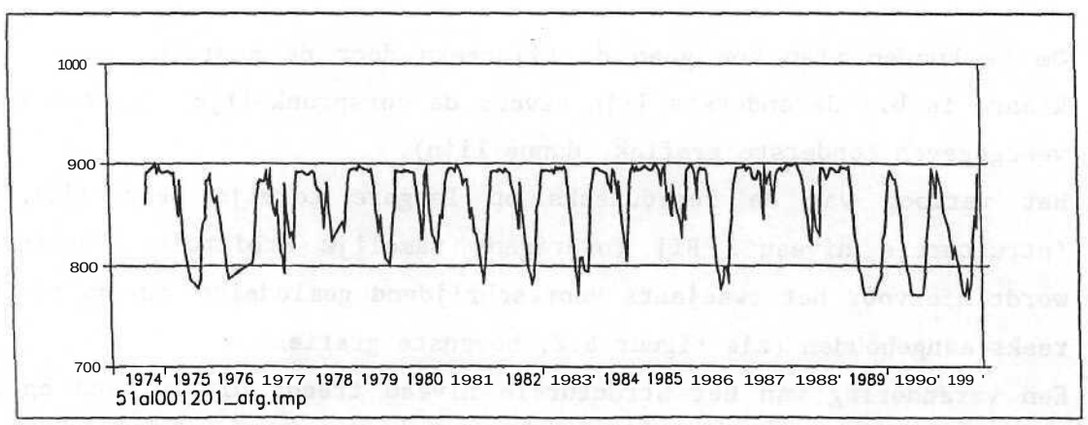
Een verandering van het structurele niveau treedt uitsluitend op als gevolg van menselijke oorzaken. Daarbij gaan we er voorshands van uit dat er geen structurele klimaatsverandering optreedt.

Bij grondwaterstandsdaling door verdroging moet er dus een significante

daling van het tweejaars voortschrijdend gemiddelde van de residureeks (het restant van de meetreeks, na correctie op de natuurlijke variatie van de weersomstandigheden) zijn opgetreden.

6.3 Wisselfunctie voor de zomer- en de wintertoestand

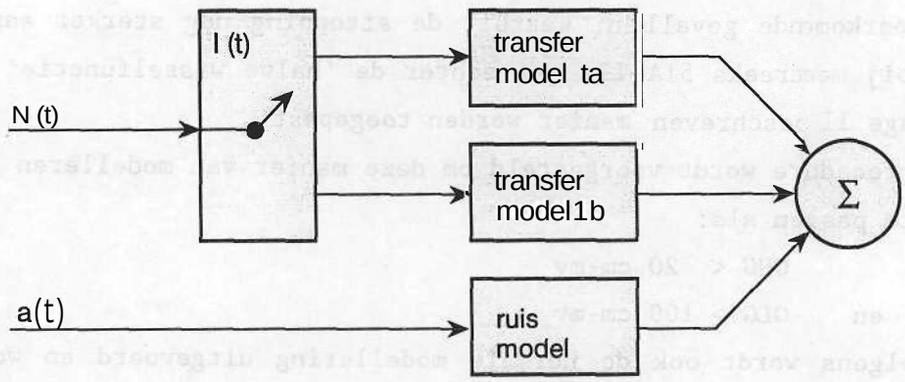
De relatie tussen het neerslagoverschot en de gemeten grondwaterstand kan worden vastgesteld met een transfer/ruismodel.
Een transfermodel geeft een enkelvoudige lineaire (!) relatie tussen de invoer- en uitvoer-reeks (neerslagoverschot en grondwaterstand). Er zijn uitzonderlijke situaties denkbaar waarbij deze eenvoudige lineaire relatie onvoldoende de werkelijkheid beschrijft, bijvoorbeeld in lage (natuur)gebieden met een extreem hoge wintergrondwaterstand.
Wanneer in dergelijke gebieden de grondwaterstand hoog is dan gaan beken en greppels water voeren of wordt water via het maaiveld afgevoerd, terwijl deze watergangen droog vallen als de grondwaterstand laag is. De berging of afvoer van het water is in beide situaties zeer verschillend. De tijdreeks is in deze gevallen 'afgetopt' (figuur 6.3)



Figuur 6.3. Afgetopte tijdreeks

Vermoed wordt dat het mechanisme in de natte (winter)toestand zodanig verschilt van de droge (zomer) toestand dat de relatie niet meer goed met één eenduidige lineaire relatie kan worden beschreven.

Getracht wordt om in dit soort gevallen de grondwaterreeks te verklaren met twee in plaats van met één transfermodel-component via een zogenaamde 'wisselfunctie'.



Figuur 6.4. Schema van transfer/ruismodel met wisselfunctie in zomer en winter.

Het ene model geldt dan voor de periode met ondiepe grondwaterstanden en het andere model geldt voor de periode met diepere grondwaterstanden.
Het omslagpunt waarop van model wordt gewisseld (fysiek is dit het niveau waarop de ontwateringsmiddelen in werking treden) wordt vooraf gekozen op basis van de tijdreeks-grafiek. Voor het gemak wordt hierna bij de hoge standen (boven het omslagpunt) gesproken van het 'winter deel' en bij de lagere standen van het 'zomer deel'.
Deze aangepaste manier van modelleren is onderzocht aan de hand van de reeks van meetpunt 51A-L12 (in de Kampina).
De resultaten zijn teleurstellend. De technische details van de aanpak

die uiteindelijk is omschreven als de "halve wisselfunctie' zijn beschreven in bijlage 11.

Voor het onderzochte voorbeeld blijkt het effect van deze aangepaste techniek nihil: het resultaat wijkt nauwelijks af van het resultaat dat met de normale transfermodellering wordt verkregen. Blijkbaar is de mate van niet-lineariteit ('aftopping') in dit voorbeeld niet sterk genoeg en kan de reeks evengoed met een standaard transfermodel zonder wisselfunctie worden beschreven.
In voorkomende gevallen, waarbij de aftopping nog sterker aanwezig is dan bij meetreeks 51A-L12 kan echter de 'halve wisselfunctie' op de in bijlage 11 beschreven manier worden toegepast.
Als procedure wordt voorgesteld om deze manier van modelleren standaard toe te passen als:

GHG < 20 cm-mv
en GLG > 100 cm-mv

Vervolgens wordt ook de normale modellering uitgevoerd *en* wordt door vergelijking van de resultaten nagegaan of toepassing van de wisselfunctie nodig is. Voorshands ziet het er echter naar uit dat in de meeste gevallen de normale modellering een voldoende goed resultaat geeft, dat althans met een 'halve wisselfunctie' niet wordt verbeterd.

6.4 Vaststelling van de GVG 1985

De verdrogingsrelaties zijn in belangrijke mate gebaseerd op de optredende Gemiddelde Voorjaars-Grondwaterstand in het meetpunt. De GVG is de grondwaterstand die onder gemiddelde meteorologische omstandigheden zou optreden in het voorjaar, en is gedefinieerd als de gemiddelde grondwaterstand op 1 april (Van der Sluijs 1990). Normaal wordt de GVG vastgesteld aan de hand van een 14 daags gemeten tijdreeks van minstens acht jaar lengte.
Indien geen 14-daags gemeten waarnemingen aanwezig zijn kan de GVG worden geschat op grond van de (op basis van veldkenmerken bepaalde)

GHG (Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand) en GLG (Gemiddeld Laagste Grondwaterstand) door middel van de volgende **regressie-formule**:

GVG - 5.4 + 1.02 * GHG + 0.19 * (GLG - GHG)

Deze werkwijze bevat impliciet de volgende uitgangspunten:

- Er is sprake van een stationaire toestand, dat wil zeggen dat er geen sprake is van een structurele verandering van de GHG, GLG en de GVG.
- De periode van (minstens) acht jaren is evenwichtig qua droge, natte en gemiddelde jaren.

De standaard werkwijze is minder geschikt omdat er bij de **MBI-verdroging** juist vanuit wordt gegaan dat er (door **anti-verdrogingsbeleid**) een verandering van de structurele situatie (de GVG) optreedt. Verder is ook de **meetperiode** van de MBI reeksen meestal minder dan acht jaren. De betreffende periode bevat bovendien een oververtegenwoordiging van bijzonder droge jaren (1989, 1990 en 1991) en is meteorologisch dus geenszins evenwichtig.

Voor de bovenstaande problematiek is de volgende oplossing gevonden:

- het structurele niveau voor het **toetsingsjaar** 1985 wordt vastgesteld via het transfer/ruismodel op basis van het neerslagoverschot;
- het transfermodel is onafhankelijk van de verandering van het structurele niveau **(trend)**;
- het transfermodel kan worden gebruikt voor elke combinatie van droge en natte weersomstandigheden en is in die zin onafhankelijk van die weersomstandigheden.

Vanaf hier zijn er twee werkwijzen mogelijk:

A. Door het model toe te passen op een zeer lange historische reeks van het neerslagoverschot (1950 - heden) zijn we niet gebonden

aan de periode van acht jaar en berekenen we, volgens de STIBOKA manier via de gegenereerde historische reeks, de GVG die zou zijn opgetreden volgens het structurele niveau van 1985.

B. We berekenen het gemiddelde verloop van de grondwaterstand in een standaardjaar. Dit standaardverloop ('regiemcurve') wordt berekend met het transfermodel uit de gemiddelde waarden van het neerslagoverschot voor de betreffende perioden van het jaar. Die gemiddelden (de 'normalen') worden berekend uit de historische reeks van het neerslagoverschot. De regiemcurve is het jaarverloop van de grondwaterstand dat op zou treden bij gemiddelde meteorologische omstandigheden.

De procedure kan worden toegelicht aan de hand van de reeks 57A-B3 (Cartierheide).

1. Aan de hand van de metingen is een transfermodel vastgesteld als volgt:

   h_t - 0.93 * h_{t-1} + 0.29 * Nt - 0.15 * N_{t-1}

   waarin Nt = het neerslagoverschot

2. Het deel dat met het transfermodel 'verklaard' wordt uit het neerslagoverschot 1980 - 1990 is weergegeven in figuur 6.2.

3. Na aftrek van het 'verklaarde deel' resteert de residureeks. Het structurele niveau (tweejaars voortschrijdend gemiddelde van de residureeks) heeft in 1985 de waarde van 3021 cm+NAP.

Bij voortzetting volgens werkwijze A (gegenereerde historische reeks):

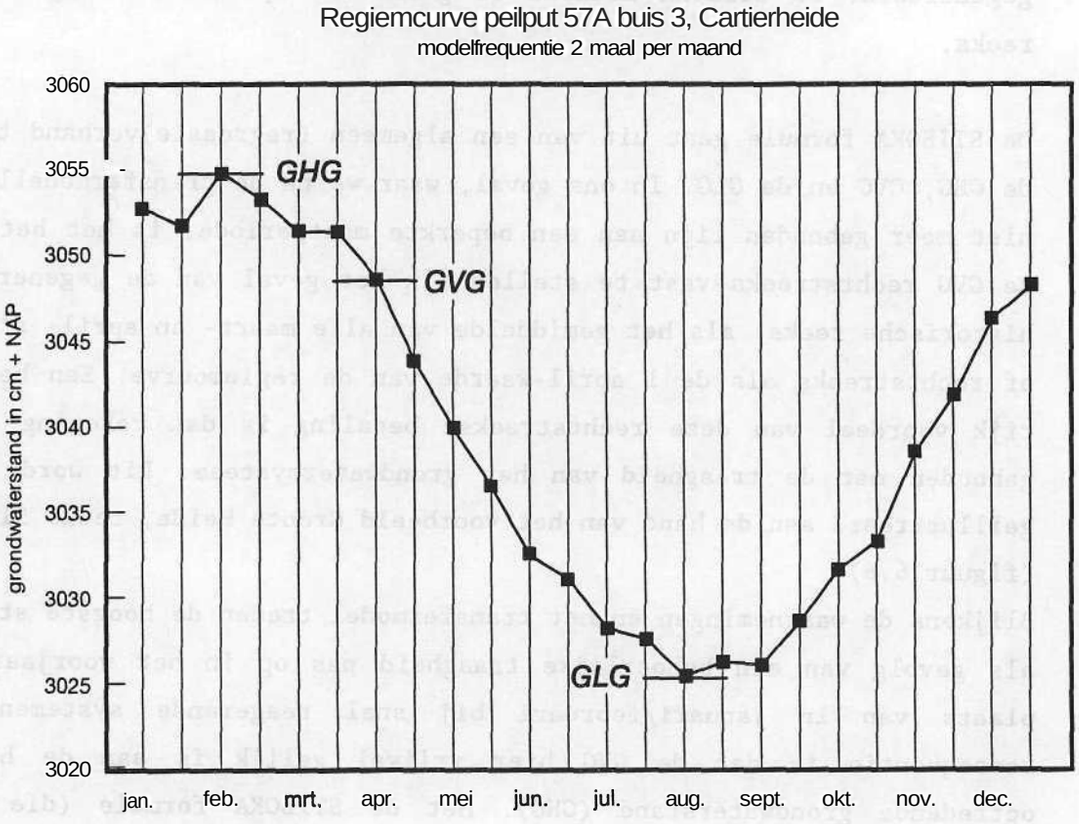
4. Via toepassing van het transfermodel op een neerslagoverschot reeks (station Gemert) van 1950 - 1990 genereren we een 14-daagse tijdreeks waaruit we volgens de STIBOKA manier een GHG* berekenen van 37 cm en een GLG* van 2 cm. Na optelling bij het structurele niveau 1985 weten we nu dat de GHG en GLG respectievelijk 3058 en 3023 cm+NAP bedragen.

5. Met de STIBOKA regressie-formule leiden we vervolgens af dat de GVG voor de Cartierheide 3044 cm+NAP bedraagt.

Bij voortzetting volgens werkwijze B (bepaling via 'regiemcurve'):

Als we eerst via het bovenstaande transfermodel een regiemcurve berekenen, door de normalen van het neerslagoverschot toe te passen op het transfermodel dan vinden we (figuur 6.5):

- als hoogste waarde (GHG) 3055 cm+NAP
- als waarde in april (GVG) 3044 cm+NAP
- als laagste waarde (GLG) 3025 cm+NAP

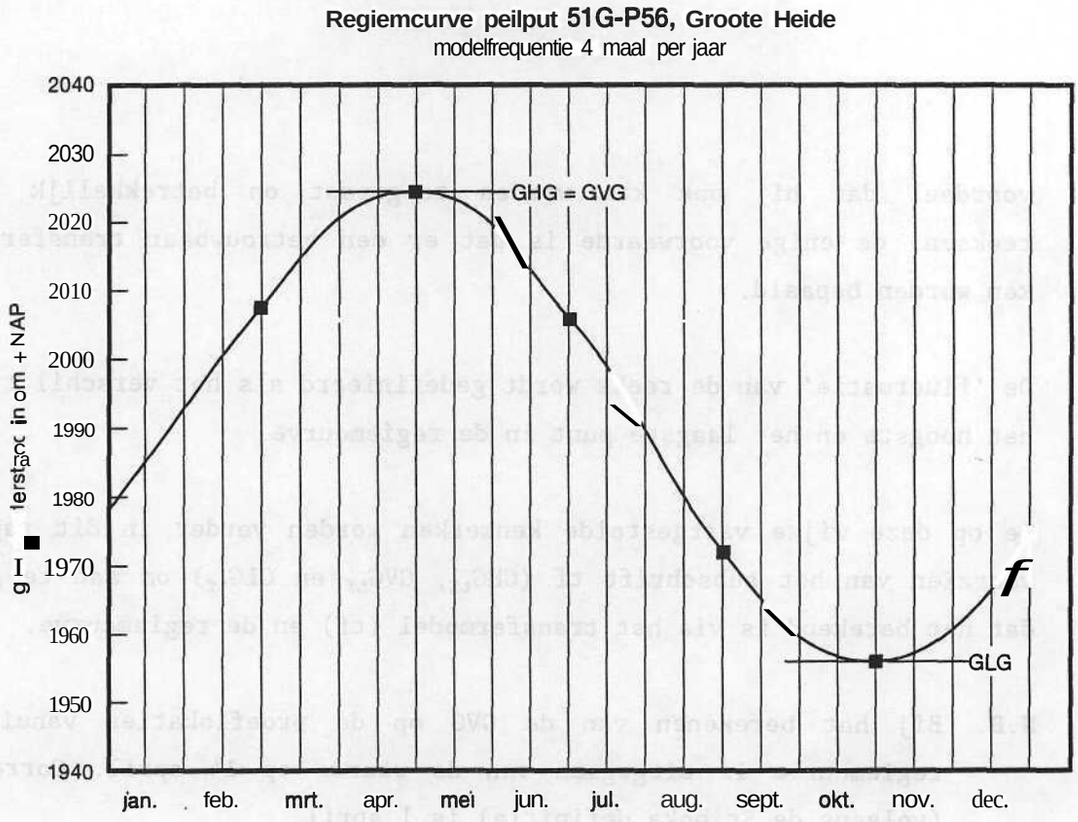


Figuur 6,5. Regiemcurve Cartierheide, peilbuis B3, op basis van normalen van het neerslagoverschot station Gemert

Voor het voorbeeld Cartierheide blijken de resultaten volgens de werkwijzen A en B nagenoeg (in orde van centimeters) gelijk. Na afwegen is besloten om werkwijze B (regiemcurve) te kiezen.

Een van *de* praktische bezwaren van werkwijze A is dat transfermodellen op verschillende waarnemingsfrequenties gevonden worden, afhankelijk van de traagheid van het **grondwatersysteem**. Voor de gevallen met een lagere frequentie is de bepaling van HG_3 en LG_3 op de **STIBOKA** manier (gemiddelde van de drie hoogste, respectievelijk laagste standen) niet meer toepasbaar omdat het transfermodel in dat geval slechts één waarneming per maand, of zelfs een waarneming per twee of drie maanden gegenereerd. De STIBOKA methode is gebaseerd op een 14 daagse meetreeks.

De STIBOKA formule gaat uit van een algemeen (regressie)verband tussen de GHG, GVG en de GLG. In ons geval, waar we na de transfermodellering niet meer gebonden zijn aan een beperkte **meetperiode**, is het beter om de GVG rechtstreeks vast te stellen (in het geval van de gegenereerde historische reeks) als het gemiddelde van alle maart- en april- standen of rechtstreeks als de l **april-waarde** van de **regiemcurve**. Een belangrijk voordeel van deze rechtstreekse bepaling is dat rekening wordt gehouden met de traagheid van het **grondwatersysteem**. Dit wordt goed geïllustreerd aan de hand van het voorbeeld Groote Heide, reeks 51G-P56 (figuur 6.6).
Blijkens de waarnemingen en het transfermodel treden de hoogste standen als gevolg van een behoorlijke traagheid pas op in het voorjaar, in plaats van in **januari/februari** bij snel reagerende systemen. De consequentie is dat de GVG hier vrijwel gelijk is aan de hoogst optredende grondwaterstand (GHG). Met de STIBOKA formule (die vermoedelijk niet voor dit soort gevallen geldig is) zou in dit geval een GVG worden berekend die circa 20 cm lager dan de GHG.



Figuur 6.6 Regiemcurve Groote Heide, peilput 52G-P56; vertraagde reactie op neerslagoverschot. De maximale grondwaterstand treedt pas in het voorjaar op, waardoor de GHG gelijk ook de GVG is.

Het is dus beter om de GVG rechtstreeks vast te stellen als de waarde begin april. Dit zou behalve uit de regiemcurve (zoals hierboven getoond) overigens ook kunnen worden gedaan uit de gegenereerde historische reeks, door het gemiddelde te nemen van alle maart- en april-standen van deze reeks. De aanpak met de regiemcurve is gekozen omdat de bepaling van de GHG en GLG vrijwel onafhankelijk van de modelleringsfrequentie is.

Op deze manier kunnen we het structurele GVG niveau voor 1985 vastgesteld, ongeacht de eventuele trend en onafhankelijk van de (toevallige) meteorologische situatie in de tachtiger jaren, terwijl we bovendien op een correcte manier rekening houden met de traagheid van het grondwatersysteem.

De procedure (transfermodel en regiemcurve) heeft als bijkomstig

voordeel dat hij ook kan worden toegepast op betrekkelijk korte reeksen; de enige voorwaarde is dat er een betrouwbaar transfermodel kan worden bepaald.

De 'fluctuatie' van de reeks wordt gedefinieerd als het verschil tussen het hoogste en het laagste punt in de regiemcurve.

De op deze wijze vastgestelde kenmerken worden verder in dit rapport voorzien van het subschrift tf (GHG_{tf}, GVG_{tf} en GLG_{tf}) om aan te geven dat het berekend is via het transfermodel (tf) en de regiemcurve.

N.B. Bij het berekenen van de GVG op de proeflokaties vanuit de regiemcurve is uitgegaan van de waarde op 14 april. Correcter (volgens de Stiboka definitie) is 1 april.

6.5 Trendanalyse

Een trend is gedefinieerd als een niet-tijdelijke en niet op natuurlijke wijze veroorzaakte verandering, bezien op een termijn van enkele jaren. De trend is het gevolg van menselijke oorzaken (winning, ontwatering, e.d.). Bij de tijdreeksanalyse is er van uitgegaan, dat er op de beschouwde termijn geen sprake is van een verandering als gevolg van een klimaatsverandering zoals een structurele afname van de hoeveelheid neerslag.

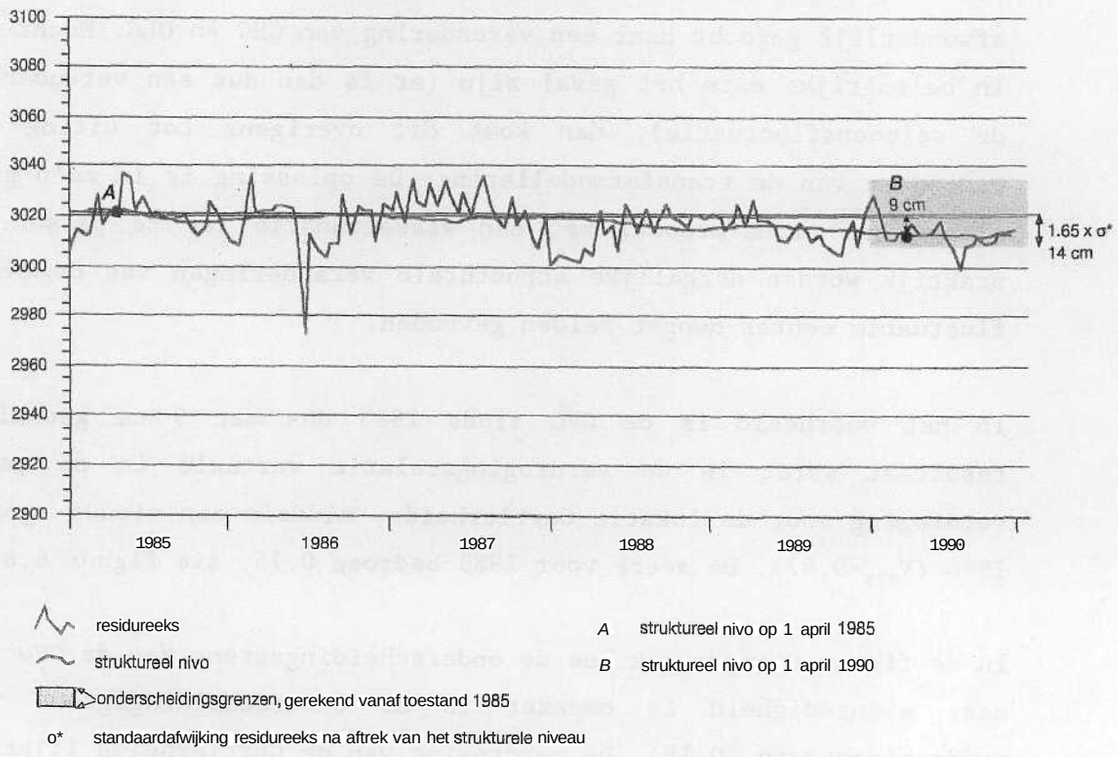
De trendanalyse is betrekkelijk eenvoudig uitgevoerd, aan de hand van het verloop van het tweejaars voortschrijdend gemiddelde van de residureeks, dat is de gemeten grondwaterreeks na aftrek van het 'natuurlijke' deel van het grondwaterstandsverloop.

Om te kunnen beoordelen of de trend significant is, dat wil zeggen een trend die groter is dan de 'ruis' die op kortere termijn in de waarnemingen aanwezig is, wordt de trend vergeleken met een zogenaamde

'onderscheidingsgrens', die per geval wordt vastgesteld aan de hand van de resterende korte termijn variatie in de residureeks.

In figuur 6.7. is de trendanalyse getoond voor het meetpunt op de Cartierheide. Van 1985 tot 1990 is een structurele daling opgetreden van 9 cm. De onderscheidingsgrens, die per meetreeks verschillend is, bedraagt in dit geval 14 cm. De daling is dus niet significant.

©



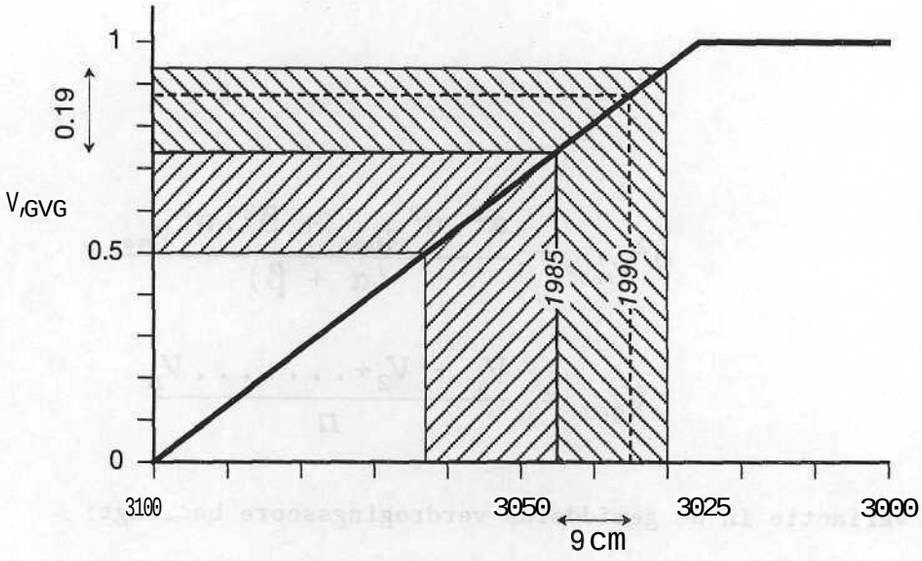
Figuur 6.7. Trendanalyse peilbuis B3, Cartierheide. Sinds 1985 is een niet-significante daling van 9 centimeter opgetreden. Er is sprake van een significante verandering als het verschil ten opzichte van het structurele niveau 1985 groter is dan de onderscheidingsgrens van 14 cm.

De onderscheidingsgrens is op een eenvoudige manier berekend door de standaardafwijking van de residureeks, na aftrek van het tweejarig voortschrijdend gemiddelde, te vermenigvuldigen met een factor 1.65 (de 90 % 'bandbreedte'). De aldus berekende grens is wellicht iets te ruim gekozen omdat er vanuit is gegaan dat de residu-waarden niet gecorreleerd zijn. Een statistisch beter onderbouwde methode om het betrouwbaarheidsinterval te bepalen ontbreekt echter.

De structurele verandering van de GVG is gelijk aan de vastgestelde trend. Bij de trendanalyse wordt uitgegaan van een algehele verandering van de grondwaterstand (winter en zomer hetzelfde). Er wordt dus niet afzonderlijk gezocht naar een verandering van GHG èn GLG. Mocht dit wel in belangrijke mate het geval zijn (er is dan dus een verandering van de seizoensfluctuatie), dan komt dit overigens tot uiting bij de procedure van de transfermodellering. De oplossing is in zo'n geval om alsnog een transfermodel met een wisselfunctie toe te passen. In de praktijk worden dergelijke structurele veranderingen van de seizoensfluctuatie echter hoogst zelden gevonden.

In het voorbeeld is de GVG sinds 1985 dus met 9 cm gedaald. Dit resultaat wordt in de verdrogingsrelatie vertaald in de mate van verdroging voor de lokatie Cartierheide, middels een nieuwe score voor 1990 (V_{gvg}=0.87). De score voor 1985 bedroeg 0.75, zie figuur 6.8.

In de figuur zien we ook hoe de onderscheidingsgrens van de GVG (14 cm) naar evenredigheid is omgezet in de onderscheidingsgrens van de verdrogingsscore (0.19). De verdroging van de Cartierheide lijkt tussen 1985 en 1990 te zijn toegenomen met 0.12, maar deze toename is gezien de onderscheidingsgrens niet-significant.



Figuur 6.8. Toename van de verdroging in de Cartierheide tussen 1985 (V_{GVG}= 0.75) en 1990 (V_{GVG}= 0.87); de toename is niet-significant omdat zij kleiner is dan de onderscheidingsgrens (0.19)

De totale score van een **kwellokatie** wordt volgens hoofdstuk 5.6 samengesteld uit de som van de scores op grondwaterstand en kwel na vermenigvuldiging met de gewichtsfactoren:

$$V_{tot} = \alpha . V_{kwel} + \beta . V_{gws}$$

Voor de bepaling van de variantie van de **lokatie-score** geldt de standaard produkt regel uit de statistiek:

De gemiddelde verdrogingsscore over alle lokaties wordt berekend als:

$$\sigma^2_{V_{tot}} = \frac{\alpha^2 . \sigma^2_{V_{kwel}} + \beta^2 . \sigma^2_{V_{gws}}}{(a + ß)}$$

$$V_{gem} = \frac{V_1 + V_2 + . \quad . V_n}{n}$$

De variantie in de gemiddelde **verdrogingsscore** bedraagt:

$$\sigma^2_{gem} = \frac{\sigma^2_1 + \sigma^2_2 + ... \sigma^2_n}{n^2}$$

Bij de operationele **MBI-verdroging** is het in beginsel de bedoeling om deze trendbepaling regelmatig te herhalen. Het daartoe benodigde **(bureau)werk** kan vergaand worden geautomatiseerd.

7. RESULTATEN VAN ACHT BRABANTSE LOKATIES

7.1 Overzicht van de resultaten

De in de voorgaande hoofdstukken beschreven methode is toegepast op acht lokaties in Brabantse natuurgebieden. Het ging er hierbij vooral om de methode te testen. Er is dus nog niet gelet op representativiteit en er zijn bewust lokaties gekozen waar verdroging duidelijk aan de orde is. De keuze van de lokaties is verder toegelicht in hoofdstuk 3. De acht lokaties zijn:

- het ven De Lokker binnen het natuurgebied de **Pannenhoef**;
- een deel van het centrale heidegebied met vennen binnen de **Kampina**;
- het Groot Huisven binnen het gebied de Groote Heide;
- het Meeuwven, aan de westrand van het gebied de Groote Heide;
- de Halsche **Beemden**, een grasland perceel in het beekdal van 't **Merkske**;
- een deel van het noordelijke, gedeeltelijk vergraven **hoogveen**-gebied in de Deurnse Peel;
- een hooilandperceel in het (kunstmatig nat gehouden) **laagveen**-gebied de Duiver:
- een overgang van heide - ven - broekbos - beek binnen het gebied **Cartierheide**.

Voor elke lokatie is een hydrologische en ecologische verkenning uitgevoerd, gebruik makend van literatuur en **veldgegevens**.De resultaten zijn vastgelegd in **eco-hydrologische** beschrijvingen (bijlage 4 t/m 10) van het betreffende natuurterrein en, **daarbinnen**, van de lokatie in de omgeving van de gekozen peilbuis. Elke beschrijving eindigt met de vaststelling van de **verdrogingsrelatie**: voor het aspect grondwaterstand en, voorzover deze aan de orde zijn de aspecten kwel, gebiedsvreemd water (alleen in Den **Dulver**), en fluctuatie (alleen in de Deurnse **Peel**). De feitelijke score en trendanalyse is op de in hoofdstuk 6

beschreven manier uitgevoerd via een transfermodel op neerslagoverschot. De resultaten van deze modellering zijn als bijlage aan elke gebiedsbeschrijving toegevoegd.

In tabel 7.1 zijn de belangrijkste resultaten samengevat. Als bijlage 12 is een uitgebreidere tabel gegeven waarin wat meer technische details over de verdrogingsrelaties, de onderscheidingsgrens etc. zijn opgenomen. In de 3e kolom van de tabel is aangegeven welke deelaspecten voor de betreffende lokatie een rol spelen; behalve de score op deze deelaspecten (de getallen tussen in de kolom 'verdrogingsscore') is ook de gewogen totaalscore van de lokatie gegeven. Voor het deelaspect fluctuatie (Deurnse Peel) is geen getalsmatige score gegeven omdat de grondwaterstand op deze lokatie zo laag is dat de grootte van de grondwaterstandsfluctuaties niet relevant is. Voor de Halsche Beemden betreft de score voor het aspect kwel slechts een voorlopige schatting, omdat de diepe peilbuis recent is geplaatst en derhalve nog geen lange meetreeks beschikbaar is. De kwelscore bij Den Duiver (1.0, kwel volledig verdwenen) is geschat met behulp van een diepe peilput op enige afstand.

De scores zijn gegeven voor de jaren 1980, 1985 (het toetsingsjaar) en het jaar 1990. Zoals bekend wordt gescoord op een schaal van nul (niet-verdroogd) tot één (volledig verdroogd). Vanwege een onvoldoende lengte van de meetreeksen kan voor de Halsche Beemden en de Duiver geen score voor 1980 worden gegeven. In de laatste kolom is aangegeven of er over de periode 1985 - 1990 sprake is van een significante (S+) van de verdroging, dan wel een verandering die niet-significant is (NS).

Gebied	Lokatie	Aspect	Gewichts-factor. per aspect	Verdrogingsscore[1] 1980	1985	1990	Significante verandering '85-'90.[2]
Pannenhoef	ven De Lokker	- peil - kwel	2/3 1/3	0.82 0.00	0.68 0.03	0.55 0.80	ns s+
			totaal:	0.55	0.46	0.63	ns
Kampina	N.N	- gw. stand	1	0.26	0.18	0.33	ns
Groote Heide	Klein Huisven	- gw. stand	1	0.41	0.36	0.36	ns
Groote Heide	Meeuw ven	-gw. stand	1	0.26	0.22	0.38	s+
Merkske	Halsche Beemden	- gw. stand - kwel	1/3 2/3	- -	0.14 ca0.00	0.06 ca0.00	
			totaal:		0.04	0.02	ns
Deurnse Peel	N.N.	- gw. stand - fluctuatie	1 -3	0.78	0.90	0.78	ns
Den Duiver	N.N.	- gw. stand - kwel -g.vr. water	0.33 0.67 0.10		0.68 cal.0 cal.0	0.73 cal.0 cal.0	ns
			totaal:		0.91	0.92	
Cartierheide	N.H.	- gw. stand	1	0.80	0.75	0.87	ns
	algemeen gemiddelde mate van verdroging over 7 lokaties:			(0.51)	0.48	0.54	ns

1 Score op mate van verdroging (0 = niet verdroogd, l « volledig verdroogd) op het betreffende aspect.

2 Significantie 1985 - 1990: ns: verandering niet significant
s+ : significante toename van de verdroging
s- : significante afname van de verdroging

3 Een geringe fluctuatie geldt in dit hoogveen als een dwingende voorwaarde (als de fluctuatie, volgens een overigens vrij arbitraire keuze, meer dan l meter zou zijn, dan zal het hoogveen volledig zijn verdroogd. Dit is in de huidige situatie (GHG-GLG=18 cm) echter niet het geval en een toename van de fluctuatie wordt ook niet verwacht.

Tabel 7.1 Verdrogingsscores voor de acht onderzochte lokaties

7.2 Situatie 1985

Op alle lokaties is er (in het toetsingsjaar 1985) sprake van verdroging, met uitzondering van de lokatie Halsche Beemden in het beekdal van het Merkske (verdrogingsscore 0.04). De verdrogingsscores van de overige lokaties variëren van circa 0.3 'licht tot matig verdroogd' (Kampina en het Meeuwven) tot circa 0.9 'vrijwel volledig verdroogd' (de Duiver en de Deurnse Peel). De scores zijn over het algemeen goed

vergelijkbaar met de resultaten voor de betreffende terreinen in het landelijk verdrogingsonderzoek, behalve voor de Kampina waar de verdrogingstoestand bij het landelijk onderzoek werd ingeschat als 'sterk verdroogd'. Voor het Merkske is geen goede vergelijking met het landelijk verdrogingsonderzoek mogelijk omdat slechts één lokatie in het beekdal is onderzocht, terwijl de mate van verdroging binnen het beekdal sterk varieert van lokatie tot lokatie.
In vijf gevallen is de grondwaterstand bepalend voor de verdrogingstoestand. Het betreft lokaties met overwegend wegzijging (Kampina, Deurnse Peel) of uittreding van ondiep grondwater dat in de nabije omgeving is geïnfiltreerd (Cartierheide). In het Meeuwven en het Klein Huisven (Groote Heide) wordt bij een voldoende hoge grondwaterstand de verticale wegzijging van in het ven verzamelde regenwater geremd. Ook daarbij is de grondwaterstand bepalend; naarmate deze hoger is, zijn de vennen langer (regen)water)houdend. Als de grondwaterstand bij deze vennen zou dalen tot circa een halve meter onder de venbodem dan zou er uitsluitend nog na zeer hevige regenval gedurende een korte periode regenwater in deze vennen blijven staan. Het ven is dan, in de zin van grondwater-afhankelijkheid, volledig verdroogd.

In de Halsche Beemden (Merkske), Den Duiver en het ven De Lokker (Pannenhoef) is er in de referentie een belangrijke, respectievelijk matig belangrijke (Lokker) invloed van 'diepere' kwel (uittredend grondwater van niet-lokale herkomst met specifieke gevolgen voor de watersamenstelling en de vegetatie). In deze gevallen is er naast de score op het aspect grondwaterstand nog een afzonderlijke score op kwel, via de diepe stijghoogte. Geschat is dat voor substantiële kwel de Halsche Beemden de stijghoogte minstens ca 40 cm boven maaiveld moet zijn en in Den Duiver ca. 15 cm onder maaiveld. Zowel voor de Halsche Beemden als in Den Duiver ontbrak echter een diepe peilput op de lokatie, zodat de huidige kwelsituatie niet bekend is. In de Halsche beemden is inmiddels een diepe peilput geplaatst. Voor Den Duiver is via een peilput op enige afstand geschat dat de huidige stijghoogte ca.

40 cm onder maaiveld zit, zodat voorlopig is aangenomen dat de kwel volledig is verdwenen, hetgeen overigens door de vegetatie wordt bevestigd.

De Lokker is in de referentietoestand een ven met een aanzienlijk oppervlak, waarmee het zich onderscheidt van de kleine vennen in het Groote Heide gebied. Het gemeten venpeil is daarom voor het aquatische milieu van De Lokker de belangrijkste indicator. Anderzijds was de Lokker vroeger ook een ven met een belangrijke toestroming van dieper grondwater. Deze kwel wordt bepaald door het verschil tussen de stijghoogte en het venpeil. Geschat is dat in de referentie de diepe stijghoogte gemiddeld ca. 60 cm boven het venpeil uitsteeg.

Bij Den Duiver is er, als enige lokatie, sprake van de inlaat van 'gebiedsvreemd' water. De oorspronkelijke kwelsituatie is volledig verdwenen en in plaats daarvan wordt de grondwaterstand in het onderzochte perceel kunstmatig hoog gehouden door water in het fijnmazige slotenstelsel te pompen vanuit het nabij gelegen Zuidelijk Afwateringskanaal. Het aangevoerde water is van een redelijke kwaliteit en het effect op de waterplanten in de sloot is beperkt. Voor het grondwater is de weggevallen kwel de belangrijkste verdrogende factor. Het feit dat er vervolgens geen regenwater situatie, maar (door de waterinlaat) een nat, licht voedselrijk milieu is gecreëerd zou wellicht zelfs positief moeten worden beoordeeld. De beoordeling van gebiedsvreemd water is dus sterk situatie gebonden, afhankelijk van de 'gebiedseigen' kwaliteit en de mate van vervuiling van het inlaatwater. Voor deze lokatie is slechts in beperkte mate gescoord op het aspect 'inlaat water'.

7.3 Toename van de verdroging

Opmerkelijk is dat in vier van de acht gevallen de verdroging over de periode 1985 - 1990 is toegenomen. De toename stijgt echter niet uit

boven de onderscheidingsgrens en is dus niet significant, met uitzondering van het Meeuwven waar de toename van de verdroging significant is. In de Halsche Beemden en in de Deurnse Peel is er sprake van een lichte afname van de verdroging.
De gemiddelde mate van verdroging is toegenomen van 0.48 in 1985 tot 0.54 in 1990. Deze toename is niet significant. In 1980 bedroeg de gemiddelde mate van verdroging 0.52, maar deze score is niet vergelijkbaar met de hiervoorgenoemde scores omdat hij is gebaseerd op slechts zes van de acht lokaties. Wordt alleen naar deze zes lokaties gekeken dan is er sprake van een lichte toename in de verdrogingsscore (van 0.52 naar 0.56).

Omdat er bij deze proeffase nog geenszins sprake is van een representatieve steekproef mag aan deze veranderingen in de score geen beleidsmatige betekenis worden gehecht.

Het meest opmerkelijk is het resultaat van De Lokker in het terrein Pannenhoef. Sinds 1985 heeft het ven meer water als gevolg van de aanleg van een kade tussen het ven en de Bijloop. De score op het aspect venpeil is dus verbeterd (de verdroging is afgenomen van 0.68 tot 0.55), maar gelijktijdig is de overdruk van de stijghoogte afgenomen, waardoor de score op kwel enorm is verslechterd (van 0.03 naar 0.80). Dit laatste wordt veroorzaakt omdat, gelijktijdig met de stijging van het venpeil van 15 cm, in de diepe stijghoogte sinds 1985 een structurele daling is opgetreden van 30 cm. De totale score van de Lokker (na gewogen combinatie van de twee aspecten met gewichtsfactoren 2/3 en 1/3) is verslechterd van 0.46 in 1985 tot 0.63 in 1990. Dit ondanks het feit dat het Brabants Landschap bij de Lokker zeer actief aan verdrogingsbestrijding maatregelen heeft gewerkt. Het is in dit geval te hopen dat, door het opzetten van het peil van de Bijloop in 1992 de diepe stijghoogte zal toenemen, zodat de kwelscore zal verbeteren.

7.4 Nauwkeurigheid

De score zijn hierboven aangegeven tot twee decimalen nauwkeurig. Deze weergave is slechts van betekenis als er wordt gekeken naar de relatieve (verandering van de) score. Gesteld mag worden dat de nauwkeurigheid van deze verandering rechtstreeks gekoppeld is aan de onderscheidingsgrens die voor de betreffende lokatie is vastgesteld bij de **tijdreeksanalyse**. Deze is evenredig, volgens het aangenomen lineaire verband, omgezet in de onderscheidingsgrens van de **verdrogingsscore**. Deze onderscheidingsgrens zit in de orde van 0.2 à 0.3. Voor de gemiddelde, totale score is de onderscheidingsgrens uiteraard kleiner. In dit geval, voor acht lokaties, bedraagt de onderscheidingsgrens ca 0.08.
De nauwkeurigheid waarmee de veranderingen kunnen worden vastgesteld is dus redelijk groot.

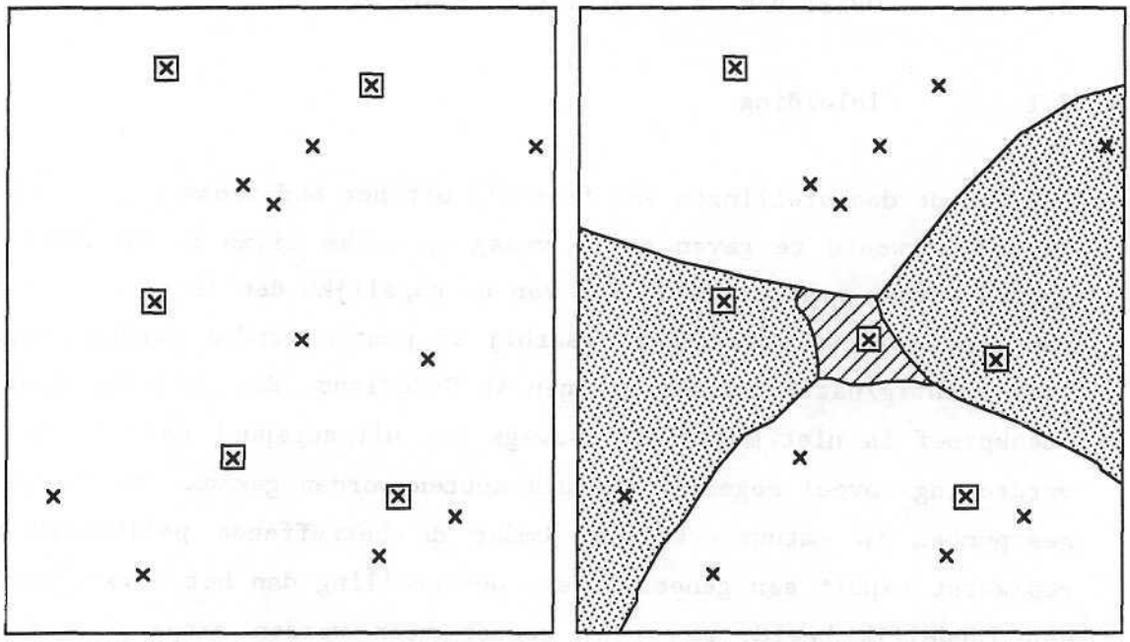
De nauwkeurigheid van de absolute score is kleiner, vooral als gevolg van de vele aannames bij de vaststelling van de referentie (met name de beoordeling van de **kwelsituatie**), vorm van de verdrogingsrelatie etc.
De betrouwbaarheid van deze absolute score is op dit moment niet vast te stellen, maar is in elk geval minder. Ter **bepaling** van de gedachten: naar inschatting van de onderzoekers zijn afwijkingen van 0.2 à 0.4 mogelijk in de gevallen waar het aspect kwel een rol speelt en 0.1 à 0.2 waar alleen de grondwaterstand bepalend is. De matige betrouwbaarheid in die gevallen waar kwel een rol speelt heeft te maken met het ontbreken van historische gegevens over **stijghoogtes**.

Deze matige betrouwbaarheid is overigens **relatief**. In vergelijking met het landelijk **verdrogingsonderzoek**, waarbij de mate van verdroging vooral is gebaseerd op kwalitatieve veranderingen in de **vegetatie**, leidt de in dit rapport beschreven methode tot een aanzienlijk betrouwbaarder en beter gefundeerde inschatting van de mate verdroging.

8. OPZET VAN DE LANDELIJKE STEEKPROEF

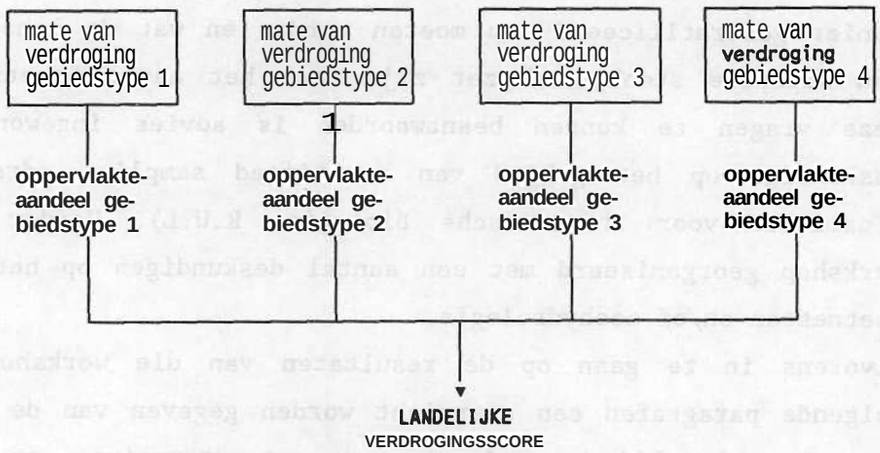
8.1 Inleiding

Een van de doelstellingen van fase Ha uit het onderzoek **MBI-verdroging** is een antwoord te geven op de vraag op welke wijze de meetnetpunten moeten worden geselecteerd. Eén van de mogelijkheden is om uit te gaan van een aselecte steekproef, waarbij de punten rondom worden gespreid over vochtig/natte natuurterreinen in Nederland. Een volledig aselecte steekproef is niet mogelijk, vanwege het uitgangspunt dat bij de MBI-verdroging zoveel mogelijk gebruik moeten worden gemaakt van bestaande meetpunten in **natuurterreinen**. Omdat de betreffende peilbuizen zijn geplaatst vanuit een geheel andere doelstelling dan het verkrijgen van een landelijk beeld, mag niet zonder meer worden aangenomen dat de peilbuizen representatief zijn voor de grondwaterstand in natuurterreinen in Nederland. In ieder geval zal moet worden nagegaan of de bestaande peilbuizen wel evenredig zijn verdeeld over verschillende delen van Nederland, over de verdrogingsklassen etc. Wanneer dat niet het geval is moet ofwel de steekproefsamenstelling zodanig aangepast worden dat een meer representatieve steekproef ontstaat, of moet een correctie van de verdrogingsscore plaatsvinden op grond van het **oppervlakte-aandeel** van de verdrogingsklassen. Verder zijn de analysemogelijkheden bij een aselecte steekproef beperkt, omdat bij de opzet van de steekproef geen rekening wordt gehouden met de verdeling over **gebiedstypen**. Stel bijvoorbeeld dat men achteraf op grond van de mate van verdroging en de natuurwaarde van terreinen een uitspraak wil doen over de ernst van verdroging. Dan *is* het te verwachten dat bij een aselecte steekproef de meetpunten grotendeels zullen liggen in terreinen met relatief veel voorkomende **vegetaties**. Over de veranderingen in meer **gewaardeerde**, zeldzamere situaties zijn dan geen uitspraken te doen (figuur 8.1).



Figuur 8.1. Keuze van meetnetpunten bij respectievelijk een aselecte steekproef (links) en een gestratificeerde steekproef (rechts). In het laatste geval wordt bij de keuze van de meetnetpunten rekening gehouden met de verdeling over gebiedscategorieën, zodanig dat in alle categorieën een voldoende aantal punten ligt om een uitspraak te kunnen doen over de mate van verdroging in het betreffende gebiedstype.

Een alternatief voor een aselecte steekproef is om uit te gaan van een gestratificeerde steekproef, waarbij de meetnetpunten gelijkelijk worden verdeeld over de categorieën die men relevant acht. Bij de berekening van de gemiddelde mate van verdroging wordt rekening gehouden met de verschillen in oppervlakte natte en vochtige natuur per onderscheiden categorie (figuur 8.2):



Figuur 8.2. Bepaling van de gemiddelde (landelijke) mate van verdroging uitgaande van een gestratificeerde steekproef.

De landelijke verdrogingsscore wordt daarbij als volgt vastgesteld (Meelis 1992):

$$Verdr = \frac{1}{O_{totaal}} \sum_{i=1}^{j} O_i \frac{1}{n_i} \sum_{j=1}^{n_j} v_{i,j}$$

Waarbij: O_{totaal} - de totale oppervlakte aan onderzochte natuurgebieden

$v_{i,j}$ = verdrogingsscore voor lokatie j in gebiedstype i

n_i - aantal lokaties in gebiedstype i

O_i – oppervlakte gebiedstype i

Een voordeel van een dergelijke benadering is dat de mogelijkheden voor interpretatie groter zijn, omdat een directe relatie kan worden gelegd met de variabele waarnaar men stratificeert. Bovendien kan het benodigde aantal meetnetpunten worden teruggedrongen, mits aan de voorwaarde wordt voldaan dat de spreiding binnen de onderscheiden categorieën kleiner is dan de landelijke spreiding.

De vraag is nu of we moeten kiezen voor een aselecte steekproef of een

stratified sample, en wanneer we kiezen voor het laatste, op welke manier gestratificeerd zou moeten worden en wat de consequenties van een bepaalde steekproefopzet zijn voor het aantal meetnetpunten. Om deze vragen te kunnen beantwoorden is advies ingewonnen bij een deskundige op het gebied van stratified sampling, drs. E. Meelis (Instituut voor Theoretische Biologie, R.U.L). Verder is ook een workshop georganiseerd met een aantal deskundigen op het terrein van meetnetten en/of ecohydrologie.
Alvorens in te gaan op de resultaten van die workshop zal in de volgende paragrafen een overzicht worden gegeven van de factoren die een rol spelen bij de verdroging van natuurterreinen, en op de variabelen die de steekproefgrootte bepalen.

8.2 Factoren die mogelijk relevant zijn bij de opzet van de steekproef

In dit stuk zal worden ingegaan op de factoren die mogelijk een rol zouden kunnen spelen bij de opzet van de steekproef. Daarbij kan onderscheid worden gemaakt tussen:

- Factoren die we gebruiken omdat we een relatie willen leggen tussen de geconstateerde verandering in de mate van verdroging en de binnen die factor onderscheiden klassen. Dit zijn factoren waar naar kan worden gestratificeerd. Gedacht kan worden aan:
  - het terreintype
  - ligging t.o.v. verdrogingsoorzaken
  - geohydrologie
- Factoren die een rol kunnen spelen bij de keuze van meetnetpunten:
  - mate van verdroging
  - geografische spreiding over Nederland
  - verdrogingsgevoeligheid
  - grootte van terreinen

In het volgende zal per factor worden ingegaan op de relatie van de betreffende factor met de mate van verdroging in **natuurterreinen.**

(1) Terreintype

Doel van de **MBI-verdroging** is niet alleen om inzicht te krijgen in veranderingen in de mate van verdroging, ook dienen de consequenties van de geconstateerde veranderingen voor beoogde natuurdoelstellingen aan te worden gegeven. Om inzicht te krijgen in de betekenis van de geconstateerde veranderingen voor de natuurwaarde is het nodig te weten in welk terreintype/standplaatstype de meetpunten liggen. Door per terreintype/standplaatstype voldoende buizen te kiezen kunnen uitspraken worden gedaan over veranderingen in de mate van verdroging per **terreintype/standplaatstype.**

In het landelijk verdrogingsonderzoek is gebruik gemaakt van een indeling in **standplaatstypen** om uitspraken te doen over de ernst van verdroging. Deze indeling is met ruim dertig typen veel te gedetailleerd voor toepassing binnen de **MBI-verdroging.** Daarom wordt gestreefd naar een globalere indeling, waarbij meer wordt gewerkt met **vegetatiecomplexen** dan met afzonderlijke **vegetatie-eenheden** (vandaar de aanduiding terreintype in plaats van **standplaatstype).** De precieze indeling in **terreintypen/standplaatstypen** staat nog ter discussie. Gestreefd wordt echter naar een indeling waarbij met ca. 15 typen de belangrijkste verschillen vanuit natuurbehoudsoogpunt kunnen worden aangegeven (zie bijlage 3).

(2) Ligging ten opzichte van verdrogingsoorzaken

Door bij de opzet van de steekproef rekening te houden met de ligging ten opzichte van activiteiten die verdroging veroorzaken zou direct een verklaring kunnen worden gevonden voor geconstateerde veranderingen in de mate van verdroging. Een probleem is echter dat de ingrepen die aan de verdroging ten grondslag liggen op zeer uiteenlopende **schaalniveau's** spelen. Ze variëren van grootschalige ingrepen die invloed uitoefenen op een groot gebied, zoals de bruinkoolwinning in Duitsland waarvan de

invloed zich uitstrekt tot in Midden-Limburg, of de aanleg van de Zuiderzee-polders die grote delen van het oude land beïnvloedt, tot zeer lokale ingrepen zoals de aanleg van een greppel of een stuwtje. Bovendien kunnen ingrepen in het ene gebied middels veranderingen in de stijghoogte in het diepe grondwater in andere gebieden weer invloed uitoefenen op de mate van verdroging. Dit maakt het zeer moeilijk om op landelijke schaal een relatie te leggen met verdrogingsoorzaken. In het landelijk verdrogingsonderzoek is wel geprobeerd om per ecohydrologisch district (in totaal 179 districten) een globale schatting te maken van de invloed van respectievelijk wateronttrekking, verbetering van de afwatering/ontwatering van cultuurgronden, en de mate van beregening. Behoudens enkele evidente gevallen (relatie met grondwaterwinning rond de stuwwallen) bleek het nauwelijks mogelijk een relatie te leggen tussen de mate van verdroging en de scores voor de verschillende activiteiten (Garritsen et al., 1989).

(3) Geohydrologie

De verschillen in bodemopbouw en hydrologie zijn bepalend voor het type activiteiten dat een rol speelt bij verdroging en de processen die daarbij optreden. Bij stuwwalgebieden bijvoorbeeld speelt vooral grondwaterwinning een belangrijke rol, bij duinen grondwaterwinning in combinatie met kustafslag en peilbeheer in aanliggende polders, in peilbeheerste gebieden zijn vooral peilverlaging en een verminderde aanvoer van kwelwater van belang, terwijl in dekzandgebieden ook de versnelde afvoer van water door regulatie van beken een rol speelt. Doordat de geohydrologie zowel sturend is voor het type activiteiten dat in een gebied plaatsvindt, als bepalend voor de het type hydrologische effecten dat optreedt (grondwaterstandsdaling, kwelvermindering e.d.) bestaat er een correlatie tussen de geohydrologie en de mate van verdroging. Het belangrijkste onderscheid is daarbij het verschil tussen hoog- en laag-Nederland, waarbij blijkens het landelijk verdrogingsonderzoek de verdroging van natuurterreinen het ernstigst is in hoog-Nederland (figuur 8.3).

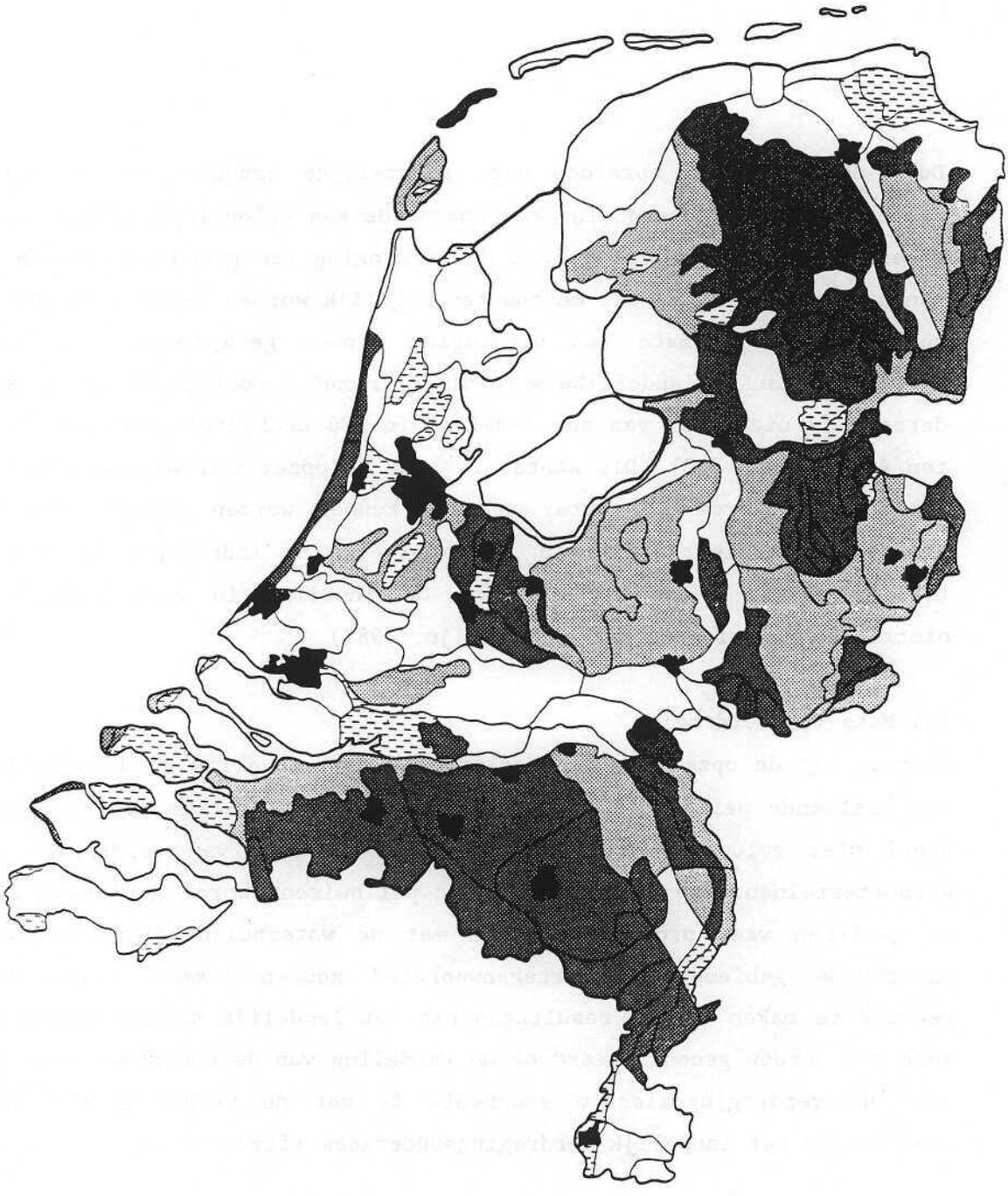
Door de punten te spreiden over ruimtelijke eenheden met eenzelfde geologie en waterhuishouding kan enerzijds een (globale) relatie worden gelegd met de processen die aan de verdroging ten grondslag liggen, en kan anderzijds het aantal meetpunten mogelijk worden beperkt doordat de spreiding in de mate van verdroging binnen geohydrologische regio kleiner is dan de landelijke spreiding. In het landelijk verdrogingsonderzoek is uitgegaan van een indeling in 176 ecohydrologische districten (zie figuur 8.3). Dit aantal is voor de opzet van de steekproef te groot, dus daarom zou beter gebruik kunnen worden gemaakt van een minder gedetailleerde indeling, bijvoorbeeld de indelingen in ecodistricten en in ecoregios die aan de indeling in ecohydrologische districten ten grondslag liggen (Klijn, 1988).

(4) Mate van verdroging

Doordat bij de opzet van de steekproef zoveel mogelijk wordt uitgegaan van bestaande peilbuizen bestaat theoretisch het gevaar dat de steekproef niet voldoende representatief voor de mate van verdroging van natuurterreinen. Bijvoorbeeld doordat peilbuizen vooral geplaatst zijn in gebieden waar problemen spelen met de waterhuishouding, waardoor verdroogde gebieden oververtegenwoordigd zouden kunnen zijn. Door gebruik te maken van de resultaten uit het landelijk verdrogingsonderzoek kan worden gecontroleerd of de verdeling van de onderzoekslokaties over de verdrogingsklassen evenredig is met de verdeling die werd gevonden in het landelijk verdrogingsonderzoek (figuur 8.4)

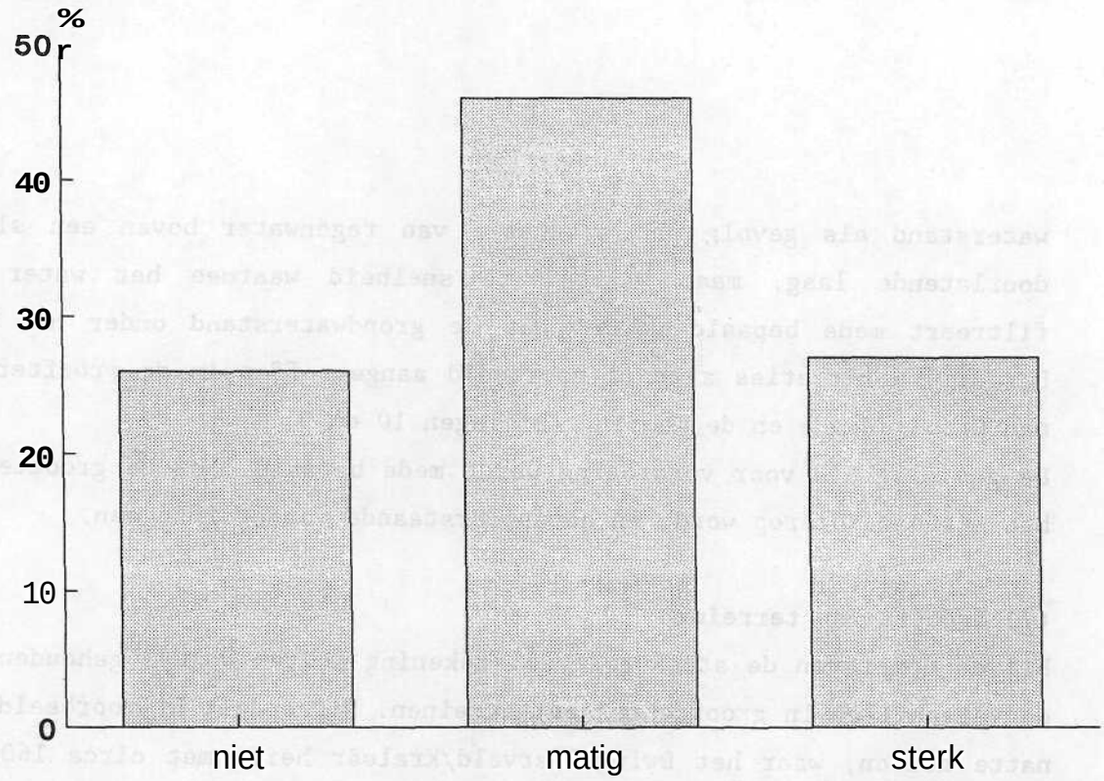
(5) Geografische ligging

Bij de selectie van de punten zal rekening moeten worden gehouden met de spreiding over verschillende delen van Nederland. Op deze manier kan worden voorkomen dat door toevallige omstandigheden (bv. doordat veel punten liggen in een relatief sterk verdroogd gebied of binnen een provincie waar veel aan anti-verdrogingsmaatregelen wordt gedaan) een niet representatief beeld wordt verkregen van de verdroging in Nederland.



donker raster: overwegend sterk verdroogd
licht raster: gemiddeld matig verdroogd
blanco: overwegend niet tot licht verdroogd
streepjes: mate van verdroging onbekend

Figuur 8.3. Mate van verdroging in Nederland, uitgesplitst naar ecohydrologische regio. (Groen e.a., 1989)



Figuur 8.4. Mate van verdroging van natuurterreinen in Nederland, situatie circa 1985. Bron: landelijk verdrogingsonderzoek (Groen e.a., 1989)

(6) Verdrogingsgevoeligheid

Bij de opzet van de steekproef wordt in zoverre rekening gehouden met de Verdrogingsgevoeligheid dat terreinen die niet verdrogingsgevoelig zijn niet in de steekproef worden opgenomen. Dit betekent dat niet worden meegenomen:

- terreinen zonder natte tot vochtige standplaatsen (in de referentieperiode)
- terreinen waar de natte tot vochtige standplaatsen niet afhankelijk zijn of waren van de grondwaterstand.

Het laatste zal in de praktijk betekenen dat terreinen waar de aanwezige natte tot vochtige natuur afhankelijk is van schijngrondwaterspiegels (bv. heidevennen op de Hoge Veluwe), en terreinen waar de aanwezigheid van vochtige standplaatsen alleen afhankelijk is van de bodemtextuur (bv. vochtige heide op leem) niet worden meegenomen. Het onderscheid tussen schijn-grondwaterspiegels en grondwaterspiegels is bij vennen overigens niet altijd even duidelijk. Vaak komen situaties voor waarbij de hoogste waterstanden onafhankelijk zijn van de grond-

waterstand als gevolg van stagnatie van regenwater boven een slecht doorlatende laag, maar waarbij de snelheid waarmee het water infiltreert mede bepaald wordt door de grondwaterstand onder het ven. Dergelijke situaties zijn bijvoorbeeld aangetroffen in de proefterreinen Groote Heide en de Kampina (bijlagen 10 en 5).
De gevoeligheid voor verdroging wordt mede bepaald door de grootte van het terrein. Hierop wordt in het onderstaande verder ingegaan.

(7) Grootte van terreinen

Bij de opzet van de steekproef zal rekening moeten worden gehouden met de verschillen in grootte tussen terreinen. Dit speelt bijvoorbeeld bij natte heiden, waar het Dwingelderveld/Kraloër heide met circa 1600 ha een aanzienlijk percentage van het totale areaal aan natte heide in Nederland vertegenwoordigd (naar schatting ruim 6000 ha), terwijl ook vele kleine natte heideterreintjes van enkele hectares voorkomen. Door de meetpunten evenredig te verdelen over de heideterreinen zouden de kleine heideterreintjes naar rato van hun oppervlakteaandeel oververtegenwoordigd zijn. Doordat kleine terreinen over het algemeen gevoeliger zijn voor verdroging (geen buffering ten opzichte van het aangrenzende cultuurgebied) zou dit kunnen leiden tot een te negatief beeld over de mate van verdroging van heideterreinen. Deze fout kan worden voorkomen door bij de keuze van de meetpunten rekening te houden met de grootte van terreinen, door meer meetpunten in grotere terreinen te kiezen. Een andere oplossing, waarbij de grootte van een terrein wordt gekozen als weegfactor, is in fase I van de MBI-verdroging al afgevallen; een dergelijke benadering is alleen mogelijk wanneer een peilbuis representatief kan worden geacht voor een geheel terrein, en zeker in grotere terreinen is dat niet het geval.
Wanneer in de grotere gebieden meerdere meetpunten worden gekozen kunnen de punten het beste evenredig worden gespreid over rand- en kerngebieden, om zo rekening te houden met de verschillen in verdrogingsgevoeligheid.

8.3 Gewenste opzet steekproef

Tijdens de workshop met deskundigen is uitvoerig gesproken over de gewenste opzet van de steekproef. Een verslag van deze bijeenkomst is te vinden in bijlage 2. Over het algemeen bestond er een voorkeur om uit te gaan van een gestratificeerde steekproef. Als mogelijke factoren waarnaar gestratificeerd zou moeten worden zijn genoemd het terreintype, de geohydrologie en de relatie met verdrogingsoorzaken. Daarbij zijn de volgende voors en tegens genoemd:

terreintype: Aangezien één van de doelstellingen van de MBI-verdroging is om ook uitspraken te kunnen doen over de ernst van verdroging is een uitsplitsing naar terreintype gewenst. Nadeel is echter dat ook bij een sterke aggregatie nog vrij veel typen overblijven (minimaal 10), en dat de variantie in de mate van verdroging binnen de terreintypen over het algemeen vrij groot is. Een volledige stratificatie naar terreintype zou derhalve leiden tot een groot aantal meetpunten. Een mogelijkheid om het aantal meetnetpunten te verminderen *is* om niet alle terreintypen mee te nemen, maar de meetpunten te concentreren in een beperkt aantal terreintypen die het belangrijkst worden geacht omdat ze een grote oppervlakte vertegenwoordigen en/of omdat ze een hoge natuurwaarde vertegenwoordigen. Voorwaarde is dat de geselecteerde terreintypen voldoende representatief voor de mate van verdroging van natuurterreinen[6].

geohydrologie: Stratificering naar de geohydrologie heeft als belangrijkste voordeel dat een uitsplitsing naar verschillende geohydrologische delen van Nederland mogelijk is, zonder dat het aantal meetnetpunten dat noodzakelijk is om een uitspraak te doen over de landelijke mate van verdroging sterk toeneemt. Omdat variantie in de mate van verdroging binnen de geohydrologisch homogene gebieden kleiner is dan

---

6 Dat zou bijvoorbeeld niet gelden wanneer hoogveen als enige terreintype zou worden uitgeselecteerd. Omdat dit terreintype zeer verdrogingsgevoelig is zou een MBI gebaseerd op de mate van verdroging in alleen hoogveengebieden een vertekend (te negatief) beeld geven van de mate van verdroging in natuurterreinen.

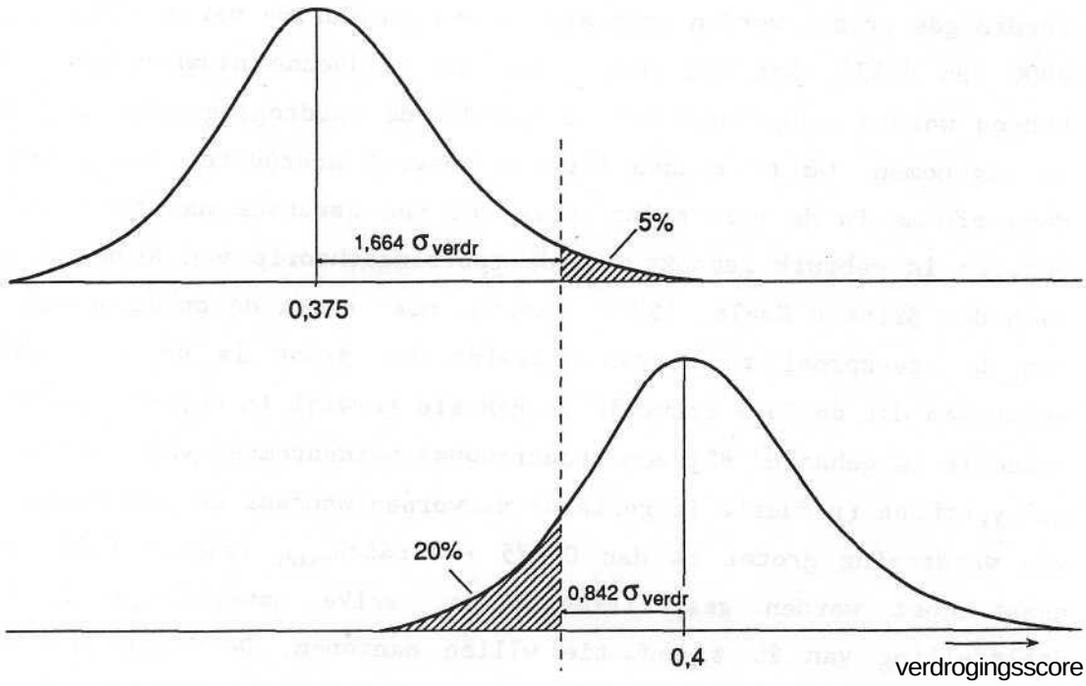
de landelijke variantie kan het aantal waarnemingen per geohydrologische eenheid beperkt blijven. Tijdens de workshop werd echter opgemerkt dat ook binnen de geohydrologische eenheden nog een flinke spreiding lijkt te bestaan. Weliswaar is er een duidelijke verschil tussen de mate van verdroging in hoog- en laag-Nederland, waarbij een relatief groot deel van de verdroogde natuurterreinen in hoog-Nederland ligt, maar binnen hoog-Nederland is de relatie met de geohydrologie minder eenduidig (figuur 8.3).
relatie met verdrogingsoorzaken: over de wenselijkheid om binnen de MBI-verdroging een relatie met verdrogingsoorzaken te leggen waren de meningen verdeeld. Belangrijkste reden om af te zien van een stratificatie naar verdrogingsoorzaken vormt echter de technische haalbaarheid: Het is niet waarschijnlijk dat het mogelijk is binnen korte termijn een ruimtelijke indeling van Nederland te maken naar type en intensiteit van verdrogingsoorzaken, zodanig dat er een directe relatie verwacht mag worden met de mate van verdroging in de onderscheiden gebieden.

Het beeld dat uit de workshop naar voren komt is dat een combinatie van geohydrologie en terreintype waarschijnlijk het meest zinnig is. Daarbij wordt allereerst gestratificeerd naar geohydrologie, waarbij slechts een beperkt aantal categorieën wordt onderscheiden. Gedacht kan worden aan de indeling in ecoregio's (Klijn, 1988), waarbij Nederland wordt ingedeeld in 4 regio's. Om voor alle terreintypen die in Nederland voorkomen voldoende punten op te nemen om betrouwbare uitspraken te kunnen doen over de verandering in de mate van verdroging binnen het terreintype lijkt gezien het grote aantal meetpunten dat dit zou vereisen niet haalbaar. Een uitsplitsing naar terreintype is waarschijnlijk wel haalbaar wanneer een beperking van het aantal onderzochte terreintypen plaatsvindt, bijvoorbeeld door per regio een aantal terreintypen uit te selecteren die binnen die ecoregio belangrijk zijn omdat ze een grote oppervlakte innemen of omdat ze een hoge natuurwaarde vertegenwoordigen. Hoeveel terreintypen kunnen worden onderzocht is vooral afhankelijk van het aantal meetpunten dat wordt gekozen.

8.4 Aantal meetpunten

Het aantal meetpunten is sterk afhankelijk van de meetnetdoelstellingen. Als uitgangspunt kan worden genomen de uitspraak van de Tweede Kamer dat in 2000 het areaal verdroogde natuur met 25 % moet zijn verminderd t.o.v. 1985. Gaan we uit van een gemiddelde verdrogingsscore in 1985 van 0.5 (zie figuur 8.4) dan kan de 25 % reductie van het verdroogde areaal worden vertaald in een gemiddelde verdrogingsscore in 2000 van 0.375. Dat wil zeggen dat met voldoende nauwkeurigheid moet kunnen worden aangetoond dat de gemiddelde verdrogingsscore met 0.125 is afgenomen. Om te kunnen bepalen hoeveel meetpunten nodig zijn om deze afname in de verdrogingsscore met een gewenste nauwkeurigheid te bepalen is gebruik gemaakt van de toetsingstheorie van Neyman-Pearson (Van den Brink & Koele, 1986). Daartoe moet eerst de onbetrouwbaarheid van de steekproef te worden bepaald: Hoe groot is de kans dat we verwerpen dat de 25 % reductie is gehaald terwijl in werkelijkheid deze reductie is gehaald? Bij een onbetrouwbaarheidsdrempel van 5 % wordt de nulhypothese (reductie is gehaald) verworpen wanneer de gemiddelde mate van verdroging groter is dan $0.375 + 1.645*\sigma_{verdr}$ (figuur 8.5). Daarnaast moet worden gespecificeerd met welke nauwkeurigheid we de doelstelling van 25 % reductie willen aantonen. De 'voldoende nauwkeurigheid' kan nader gespecificeerd worden door er bijvoorbeeld voor te kiezen dat een reductie met slechts 20 % van het verdrogingsgetal (afname tot 0.400 in plaats van de beoogde 0.375) in tenminste 80 % van de gevallen aangetoond moet kunnen worden (onderscheidingsvermogen = 80 %). Dit gebeurt bij een kritieke waarde van $0.400 - 0.842*\sigma_{verdr}$. Wanneer $1.645*\sigma_{verdr} + 0.842*\sigma_{verdr}$ gelijk is aan het verschil in verdrogingsscore tussen 20 % en 25 % reductie (0.4 - 0.365 - 0.025) geldt dat zowel aan de eis van voldoende betrouwbaarheid als aan de eis van voldoende nauwkeurigheid wordt voldaan (figuur 8.5). Dit geldt voor:

$$\sigma_{verdr} = \frac{0.025}{2.487} = 0.01$$



Figuur 8.5. Maximaal toelaatbare spreiding in de gemiddelde verdrogingsscore. Uitgaande van een verdrogingsscore in 1985 van 0.5 leidt de beoogde reductie van 25 % van het verdroogde areaal tot een score van 0.375 in het jaar 2000. Wanneer een afname tot een verdrogingsscore van 0.4 in ten minste 80 % van de gevallen aantoonbaar moet zijn kan uit de gewenste onbetrouwbaarheid (5 %) en onderscheidingsvermogen (80 %) worden afgeleid wat de gewenste spreiding in de gemiddelde verdrogingsscore is ($1.644*\sigma_{verdr} + 0.842*\sigma_{verdr} - 0.025$)

De spreiding in de gemiddelde mate van verdroging kan worden berekend uit de spreiding per buis en de spreiding tussen de gebieden met de volgende formule:

$$\sigma^2_{verdr} = \frac{1}{N}(\sigma^2_{buis} + \sigma^2_{gebieden})$$

Dit betekent dat het noodzakelijke aantal buizen kan worden afgeleid uit de gewenste variantie in de gemiddelde landelijke verdrogingsscore, de betrouwbaarheid waarmee de verdrogingsscore kan worden aangetoond, en de spreiding in de mate van verdroging tussen gebieden:

$$N = \frac{\sigma^2_{buis} * \sigma_{gebieden}}{\sigma^2_{verdr}}$$

Uitgaande van een verdrogingsscore die kan variëren tussen 0 (niet verdroogd) en 1 (sterk verdroogd) is een voorlopige inschatting dat het mogelijk is de mate van verdroging per buis (σ_{buis}) met een standaardafwijking van ± 0.1 te bepalen. De spreiding in de mate van verdroging tussen gebieden ($\sigma_{gebieden}$) is -wanneer niet wordt gestratificeerd naar terreintype of ecohydrologie- af te leiden uit de verdeling in figuur 8.2, en komt uitgaande van een normale verdeling uit op een standaarddeviatie van ± 0.25.

Substitutie voor σ^2_{buis} en $\sigma^2_{gebieden}$ door de geschatte waarden 0.01 en 0.0625 levert een aantal buizen op van 725. Dit aantal peilbuizen kan worden verminderd door de spreiding tussen de gebieden te verminderen. Dit kan door uit te gaan van een stratified sample, waarbij de gebiedstypen zo gekozen worden dat de spreiding binnen de gebiedstypen kleiner is dan de landelijke spreiding. De variantie in de op deze manier berekende landelijke verdrogingsscore bedraagt:

$$Var(Verdr) = \frac{1}{O_{totaal}^2}\sum_{i=1}^{n_i} O_i^2\left(\frac{1}{n_i}\sigma_{gebiedstype_i}^2 + \frac{1}{n_i^2}\sum_{j=1}^{n_j}\sigma_{peilbuis_{ij}}^2\right)$$

Wanneer het door de indeling naar ecoregio's lukt de variantie terug te dringen van 0.0625 naar 0.03 à 0.04 dan betekent dit dat het aantal meetpunten afneemt tot 400 à 500. Een verdere beperking van het aantal benodigde meetnetpunten is mogelijk door de meetnetdoelstelling minder nauwkeurig te formuleren. Als we bijvoorbeeld stellen dat we niet een achteruitgang met 20 % maar een achteruitgang met 15 % in de landelijke verdrogingsscore (van 0.5 tot 4.25) in 80 % van de gevallen willen kunnen aantonen dan verandert het benodigde aantal meetnetpunten tot 100 à 175 (tabel 8.1). Hoeveel meetnetpunten uiteindelijk worden gekozen hangt af van de afweging tussen nauwkeurigheid en kosten. Wel is uit voorgaande exercitie duidelijk dat gedacht moet worden aan minimaal 100 à 200 buizen, wil in het jaar 2000 met voldoende zekerheid kunnen worden aangetoond of de doelstelling van 25 % reductie van het verdroogde *areaal* wel of niet is behaald.

Steekproef doelstelling Variantie tussen gebieden	in 80 % van de gevallen aantonen achteruitgang van 20% i.p.v. de beoogde 25%	in 80 % van de gevallen aantonen achteruitgang van 15% i.p.v. de beoogde 25%
0.06	700	175
0.04	500	125
0.03	400	100

Tabel 8.1, Aantal meetnetpunten in afhankelijkheid van de gewenste nauwkeurigheid en de spreiding in de mate van verdroging tussen gebieden.

8.5 Conclusies

Bij de opzet van het meetnet kan het beste worden gestratificeerd naar geohydrologie, waarbij gestreefd moet worden naar zodanige eenheden dat de spreiding in de mate van verdroging binnen de gebieden kleiner is dan de landelijke spreiding in de mate van verdroging tussen gebieden. Een onderverdeling in ecoregio's lijkt voorlopig nog het meeste te

voldoen aan deze voorwaarde. Om voor alle terreintypen in Nederland met voldoende nauwkeurigheid uitspraken te kunnen doen over de veranderingen in de mate van verdroging is waarschijnlijk met een beperkt aantal meetpunten niet goed mogelijk. Om voor bepaalde terreintypen die belangrijk worden geacht wèl uitspraken te kunnen doen zou een optie kunnen zijn door per ecoregio het aantal terreintypen te beperken, en alleen die terreintypen te kiezen die binnen de regio een grote oppervlakte innemen ofwel een bijzondere natuurwaarde vertegenwoordigen.

Ten aanzien van de selectie van terreintypen kan de kanttekening worden gemaakt dat het de vraag is of er bij de opzet van de steekproef al wel voldoende geschikte meetnetpunten zijn om een selectie uit te kunnen voeren. Wanneer dat niet het geval is (het aantal meetnetpunten dat aan alle voorwaarden voldoet is te klein om een selectie uit te voeren) heeft een keuze voor bepaalde terreintypen vooral zin bij de uitbreiding van het meetnet. Nieuwe punten worden dan bij voorkeur gekozen in terreintypen waarover we uitspraken willen doen maar waarvoor het aantal meetnetpunten nog te gering is.

Het aantal meetnetpunten dat nodig is om met voldoende nauwkeurigheid aan te kunnen tonen of de beoogde doelstelling van 25 % reductie van het verdroogde areaal is behaald ligt in de orde van grootte van enkele honderden meetnetpunten, waarbij het precieze aantal afhankelijk is van de gewenste nauwkeurigheid en de kosten voor opzet van het meetnet.

9. AANBEVELINGEN

Op grond van het onderzoek kunnen een aantal aanbevelingen worden gedaan:

Ontwerp landelijk meetnet

Het verdient aanbeveling om voor het ontwerp van het meetnet uit te gaan van de natuurterreinen die zijn onderzocht in het kader van het landelijke verdrogingsonderzoek. Op grond van de geohydrologische eenheid (ecodistricten of ecoregio's) waarbinnen de terreinen liggen en het terreintype waartoe ze behoren kan worden bepaald hoeveel punten per geohydrologische eenheid en per terreintype gewenst zijn. Bij de keuze van lokaties zullen vervolgens zoveel mogelijk terreinen worden geselecteerd waar al peilbuizen, peilputten of peilschalen staan. Omdat wordt uitgegaan van gebieden waar al peilbuizen voorkomen bestaat het gevaar van een niet-representatieve steekproef. Uit het landelijk verdrogingsonderzoek bekende gegevens over grootte, geografische ligging en mate van verdroging kunnen worden gebruikt als controle om na gaan of de steekproef voldoende representatief is. Voordat kan worden begonnen met het ontwerp van het landelijk meetnet dient eerst de database uit het landelijk verdrogingsonderzoek te worden aangevuld met gegevens over de beschikbaarheid van hydrologische gegevens, het terreintype en het ecodistrict.

Plaatsing peilbuizen

In terreinen waar nog geen peilbuizen staan, maar die om een representatieve steekproef te krijgen wel worden opgenomen in het meetnet, dienen alsnog grondwaterpeilbuizen te worden geplaatst. In gebieden waar sprake is van mogelijke invloed van kwel in de huidige situatie of in het verleden moeten bovendien ook diepe peilputten geplaatst worden. Deze zijn nu in vrijwel geen van de natuurterreinen aanwezig. Het verdient aanbeveling de peilputten te voorzien van minifilters waarmee op verschillende dieptes de grondwatersamenstelling kan worden bepaald.

Bescherming meetpunten

Met de beherende instanties dienen afspraken te worden gedaan om de uitgekozen MBI-meetpunten afdoende beschermen en de waarneming eens in de twee weken te garanderen. De meetgegevens dienen regelmatig (bij - voorbeeld eens per jaar) aan het TNO-Archief van Grondwaterstanden te worden toegezonden.

Inrichting meetnet: beschrijving lokaties

Een belangrijk onderdeel van de inrichting van het landelijk meetnet bestaat uit de keuze en de beschrijving van de lokaties en het opstellen van verdrogingsrelaties volgens de in dit rapport geschetste methode. Omdat de vaststelling van de mate van verdroging en van de verdrogingsrelaties tamelijk complex is, verdient het de voorkeur te werken met een vast team van onderzoekers. Op deze manier kan worden voorkomen dat verschillen in inzicht of achtergrondkennis leiden tot verschillen in interpretatie. Overigens kan de efficiëntie van het onderzoek aanmerkelijk worden verhoogd (en daarmee de kosten van het onderzoek worden verlaagd) wanneer het onderzoek niet zoals nu wordt opgesplitst in kortlopende deelonderzoeken.

Monitoring grondwatersamenstelling

In die gebieden waar sprake is van kwel verdient het aanbeveling om ook regelmatig (bijvoorbeeld eens in de twee jaar in zowel de winter- als de zomerperiode) de grondwater-samenstelling te monitoren. Op die manier kan worden nagegaan of een toename of afname van de stijghoogte inderdaad heeft geleid tot een verandering in de grondwater-samenstelling.

Monitoring vegetatie

Nagegaan dient te worden in hoeverre veranderingen in de mate van verdroging inderdaad leiden tot de bedoelde effecten: Leidt een afname in de mate van verdroging inderdaad tot een regeneratie van de vroegere grondwaterafhankelijke vegetatie, of zorgen andere factoren als beheer

of verzuring voor een afwijkende **vegetatie-ontwikkeling?**
Aanbevolen wordt om daarom regelmatig (bijvoorbeeld eens in de 3 à 5 jaar) de vegetatiesamenstelling te bepalen. Hiermee zou bij de inrichting van het meetnet al rekening dienen te worden gehouden door het uitzetten van permanente proefvlakken en de vastlegging van de vegetatie in het proefvlak. Om problemen met het terugvinden met de proefvlakken te verminderen en om de spreiding als gevolg van toeval te verminderen verdient het daarbij de voorkeur om uit te gaan van vrij grote proefvlakken, waarbij gedacht kan worden aan oppervlakten van enkele honderden vierkante meters. Voornaamste vereiste is dat de proefvlakken redelijk homogeen zijn ten aanzien van bodem, grondwaterstand en beheer.
De gegevens over vegetatiesamenstelling en grondwater die op deze manier worden verkregen zijn ook uitermate bruikbaar bij de toetsing en bijstelling van bestaande ecohydrologische modellen. Op dit moment zijn er nauwelijks kwantitatieve gegevens die zich hiervoor lenen (Van der Linden **e.a.** 1992, **Gremmen 1984).** Een voorwaarde is wel dat kwantitatieve gegevens worden verzameld over alle in het proefvlak voorkomende soorten (niet alleen **'indicatorsoorten'),** en dat de gegevens onderling vergelijkbaar zijn doordat eenzelfde methode wordt gebruikt.

Referentiebestand relatie bodem-vegetatie-grondwaterstand
De bepaling van de grondwaterstanden in de referentiesituatie is voor een belangrijk deel gebaseerd op bekende relaties tussen vegetatie en grondwaterstanden. In deze proeffase is daarbij uitgegaan van **niet-geformaliseerde** kennis (expert judgement). Bij de **daadwerkelijke** invulling van het meetnet zullen naar verwachting meer mensen betrokken zijn. Om verschillen tussen onderzoekers te verminderen is het gewenst te komen tot een **formalisatie** en standaardisatie van de gehanteerde relaties **vegetatie-bodem-grondwater.** Eén van de mogelijkheden hiertoe is om een referentiebestand samen te stellen waarin bestaande gegevens over vegetatiesamenstelling in relatie tot bodemopbouw en grondwaterstanden worden opgenomen. Een dergelijk bestand zou kunnen worden

opgebouwd door gegevens die bij diverse onderzoeksinstituten aanwezig zijn samen te brengen, te standaardiseren en voor derden toegankelijk te maken.

Definiëring gebiedsvreemd water

Door de begeleidingscommissie van dit onderzoek is de wens uitgesproken om bij de inlaat van gebiedsvreemd water niet alleen te kijken naar de waterkwantiteit maar ook naar de **waterkwaliteit**. De score voor de inlaat van water zou daarbij mede bepaald moeten worden door de mate waarin het ingelaten water afwijkt van het **'gebiedseigen'** water. Om dit idee te kunnen operationaliseren dient per gebiedstype te worden aangegeven welke eigenschappen het gebiedseigen water **heeft**, en dient een methode te worden ontwikkeld om het verschil tussen ingelaten water en gebiedseigen water getalsmatig te beoordelen. Gezien de discussie over wat nu eigenlijk verstaan moet worden onder **'gebiedseigen'** water lijkt een aparte deelstudie op dit terrein gewenst.

Doordringing gebiedsvreemd water in terrestrische systemen

Zoals blijkt uit de discussie in paragraaf 5.4 is er nog veel onduidelijkheid over de mate waarin en de omstandigheden waaronder gebiedsvreemd water doordringt in gebieden, en met name in hoeverre ook terrestrische systemen onder invloed staan van gebiedsvreemd water. Om een beter inzicht te krijgen in de mechanismen die daarbij een rol spelen zou het gewenst zijn om in een aantal onderling verschillende voorbeeldlokaties waar sprake is van inlaat van water naast waterbalansstudies gedurende langere tijd (enkele jaren) de grondwater**samenstelling** te volgen.

Betrouwbaarheid verdrogingsscores

Bij de presentatie van de verdrogingsscores dient te worden aangegeven wat de betrouwbaarheidsmarge is waarmee (veranderingen in) de mate van verdroging kunnen worden aangegeven. Op dit moment ontbreekt met name een goede statistische onderbouwing van het betrouwbaarheidsinterval

dat wordt gebruikt bij het aantonen van veranderingen in de (voor meteorologische omstandigheden gecorrigeerde) grondwaterstanden. Een statistische onderbouwing van dit betrouwbaarheidsinterval is gewenst.

LITERATUUR

Adriaanse A. (1990). Milieukerngegevens Nederland. Kerngegevens vanuit het milieubeleid. Ministerie van VROM.

Barkman J.J. (1992). Plant communities ans synecology of bogs and heath pools in the Netherlands. In: Verhoeven J.T.A. (ed) Fens and bogs in the Netherlands. Kluwer, Dordrecht.

Box, G.E.P. en G.M. Jenkins, 1976. Time series analysis; forecasting and control. Holdon Day, San Fransisco USA.

Defize (1985) Toepassing van transfermodellen op grondwaterstandsreeksen. Dienst Grondwaterverkenning TNO, rapportnr. OS 85-28.

Garritsen A.C., H.L.M. Rolf en L.C. Braat (1989). Deelrapport ingrepen en oorzaken. In: Projectteam Verdroging, Verdroging van natuur en landschap in Nederland, het technisch rapport. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Lelystad.

Groen C.L.G., van Gool C.R., Runhaar J., Amstel A.R. van, Gremmen N. en J. Wiertz (1989). Deelrapport ecologie. In: Projectteam verdroging. Verdroging van natuur en landschap in Nederland, het technisch rapport. Ministerie van verkeer en Waterstaat, Lelystad.

Klijn F. (1988). Milieubeheergebieden. CML mededeling 37, Centrum voor Milieukunde, Leiden

Lekahena, 1983, Grondwaterkaart van Nederland, Centrale Slenk, rapportnr. GWK-32, Dienst Grondwaterverkenning TNO.

Meelis E (1992). Steekproef opzet voor landelijk meetnet verdroging. Notitie t.b.v. workshop MBI-verdroging, 25 sept. 1992 in Delft.

Projectteam Verdroging (1988). Verdroging van natuur en landschap in Nederland. Min. van V&W, Lelystad.

Runhaar J. (1989). Toetsing van het ecotopensysteem II: rapportage van het veldwerk. CML-mededeling 48b. Centrum voor Milieukunde, Leiden.

Runhaar J. (1989b), Toetsing ecotopensysteem: Relatie tussen de vochtindicatie van de vegetatie en grondwaterstanden. Landschap 6: 129-146

Runhaar J., Van der Linden M & M. van 't Zelfde (1993). Effecten van ingrepen in de waterhuishouding op vegetaties van natte en vochtige standplaatsen, onderzoek effecten grondwaterwinning, deel 7. CML-rapportnr. 86, RIVM.

Rolf H.L.M. (1989) Verlaging van de grondwaterstanden in Nederland. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

Rolf H.L.M. en H. van der Meij (1991) Grondwatersituatie Drenthe. Een onderzoek naar de kwelsituatie, de trends in de grondwaterstand en de mogelijkheden om de situatie te beïnvloeden. IGG-TNO, rapportnr. OS 91-29A.

Rolf H.L.M. (1992) Het recente (1976-1991) verloop van de grondwaterstand in de provincie Noord-Brabant. IGG-TNO, rapportnr. OS92-63.

Rothampstead Experimental Station (1970). Details of the classical and long-term experiments up to 1967. Rothampstead Exp. Station, Harpenden.

Van der Sluijs P. (1990). Vochtlevering door de grond. Hoofdstuk 18 uit: Locher W.P. & H. de Bakker (eds). Bodemkunde van Nederland. Malmberg, Den Bosch, 2e druk.

Van den Brink & Koele (1986). Statistiek deel 2: Theorie. Uitg. Boom.

Van der Sluijs P. (1990). Grondwatertrappen. In: Locher W.P. en H. de Bakker (eds), Bodemkunde van Nederland, deel 1. Algemene Bodemkunde. Malmberg, Den Bosch, 2e druk.

Van Geer F.G.(1988). Verlagingsberekeningen met transfermodellen rond de winplaats Spannenburg. H20 21,16 p. 451 t/m 454.

Van Geer, F.G., P.K. Baggelaar en P.R. Defize (1988). Toepassing van tijdreeksanalyse op meetreeksen van de stijghoogte. H20 21,16 p.438-442.

Vlot J.E. & A.Lourens (1992) Milieubeleidsindicator verdroging. Tussenrapportage. TNO-rapport OS 92-18A. TNO-IGG, Delft.

Weeda E.J., Westra R., Westra Ch & T. Westra (1985). Nederlandse ecologische flora deel 1. IVN, Amsterdam.

Bijlage 1
Overzicht terreinen Noord-Brabant

BIJLAGE 1 OVERZICHT TERREINEN N-BRABANT

In deze bijlage wordt aangegeven in hoeverre de in Brabant aanwezige terreinen voldoen aan de criteria voor geschikte proefgebieden. Uitgangspunt vormen de terreinen die zijn onderzocht in het verdrogingsonderzoek (Projectteam Verdroging, 1989). Verder zijn alleen gebieden vermeld waar één of meerdere stijghoogte-tijdreeksen van voor 1980 aanwezig is/zijn, zodat een trendanalyse kan worden uitgevoerd. Vermeld zijn de volgende gegevens:

- in het terrein aanwezige verdrogingsgevoelige vegetatietypen
- mate van verdroging, afgeleid uit het verdrogingsonderzoek
- de beherende instantie
- of in het terrein wel dan niet maatregelen zijn genomen gericht op regeneratie van vegetaties van natte tot vochtige milieus
- het aantal geschikte peilbuizen in het terrein
- het aantal geschikte peilbuizen in de omgeving (in een vierkant van 6 x 6 km)
- de ligging binnen geohydrologische deelgebieden
- het aantal informanten in het verdrogingsonderzoek (als eerste indicatie voor de gegevensbeschikbaarheid)

Op grond van deze informatie is een inschatting gemaakt in hoeverre de gebieden geschikt zijn als proefgebieden voor het veldwerk. Daarbij is gebruik gemaakt van de criteria uit paragraaf 3.2. De terreinen zijn onderverdeeld in drie categorieën:

\+ lijken geschikt als proefterrein
? mogelijk geschikt als proefterrein
\- niet geschikt als proefterrein

TERREIN		geschikt?	végétâtietypen	mate van verdroging	beheers-instantie	maat-regelen	reeksen in terrein ondiep	reeksen in terrein diep	reeksen in omgeving ondiep	reeksen in omgeving diep	geohydrologische ligging	aantal inform.	opmerkingen
B21	Kampina	+	hoogveen, heide, vennen	sterk	NM	-	3	1	36	6	C.Slenk	9	
B03	't Merkske	+	beekdalgraslanden, broekbosjes, vochtigeheide	matig tot sterk	SBB	?	5	0	5	2	zuidwest	7	
B26	Duiver	+	eendenkooi met moerasbos, trilveen, schraalgrasland	sterk	SBB	+	2	0	7	0	noordwest	4	oppompen water niet succesvol, ws-verlaging en wegvallen kwel
B54	Groote heide	+	heide, vennen	sterk	Br. Landsch.	-	2	2	veel	veel	C.Slenk	3	invloed waterwinning
B55	Mortelen	+	vochtig loofbos, blauwgrasland	sterk	Br. Landsch.	-	1	0	14	4	C.Slenk	2	gw.daling + verminderen kwel?
B12	Deurnese Peel	+	hoogveen	sterk	SBB	+	5	0	10	0	Slenk/Horst	7	regeneratie-maatregelen
B47	Pannenhoef	+	heide, moeras, naald- en loofbos	sterk	Br. Landsch.	+	4	4	19	15	zuidwest	4	regeneratie-maatregelen
B62	Cartierheide	+	v.heide, broekbos, beek, grasland	matig	NM	-	3	0	19	3	zuid	4	verdrogingsverschijnselen nogal lokaal
B37	Gooren en Krochten	+	moerasjes, natte heide, broekbos	sterk ?	SBB	?	3	0	14	4	zuidwest	4	complex terrein, verdroging of gewijzigd beheer?
B48	Brestbosch	+	vochtig loofbos, rabattenbos, beek	matig	Br. Landsch.	-	1	(1)	veel	veel	Venloslenk	4	waterwinning
B69	Nispen-Schijf	+	vennen, sloten, beek, v. heide	sterk	gemeente/part	-	2	0	46	20	zuidwest	5	waterwinning
B53	Spruitenbos	+	broekbosrestant	sterk	?	-	1	0	22	10	Br. Wal	1	
B10	Wanroyse Broek	+	loof+naaldbos, sloten	matig tot sterk	Br. Landsch.	-	3	0	14	0	Slenk/Horst	2	onduidelijk in welk gebiedje buizen liggen
B50	Groote Slink	+	park met vijver en vochtigeheide	sterk	Br. Landsch.	-	1	0	14	3	noordoost	3	
B70	Langven	+	vennen	matig tot sterk	?	-	1	0	17	1	midden	2	
B29	Stiphoutse bos	+	vennen in naaldbos	matig	gemeente	-	1	0	21	3	C.Slenk	1	

TERREIN		geschikt?	végétâtietypen	mate van verdroging	beheers-instantie	maat-regelen	terrein ondiep	terrein diep	omgeving ondiep	omgeving diep	ligging	aantal inform.	opmerkingen
B23	**Wijboschbroek**	?	**populierenbos**	matig	SBB/part	-	1	?	?	?	midden	3	deels ook beheer
B56	Plateaux	?	**vloeivelden,** vennen, **vocht.heide**	matig	NM	+	2	?	?	?	zuidoost	1	deels ook waterverontreiniging
B58	De **Sijp**	?	vochtig loofbos	sterk?	Br. Landsch.	-	2	?	?	?	noordoost	3	sterke **gw-daling (8dm),** maar uitgangssituatie onvoldoende **bekend(nat?)**
B68	De Bunder	?	broekbosje	sterk	?	-	1	?	?	?	midden	1	slecht gedocumenteerd
B61	**Astense** Aa	?	beekdal met bosjes en blauwgrasland	**matig?**	Br. Landsch.	-	1	?	?	?	zuidoost	2	invloed eutrofiëring beekwater overheerst
B63	Huis ter Heide	?	vennen	**matig**	NM	-	1	?	?	**?**	midden	6	sterke eutrofiëring
B24	**Oisterwijkse** vennen	?	vennen	matig	NM	±	1	?	?	?	midden	7	waar staat buis? verdroging lokaal
B20	Strabrechtse heide	?	heide, vennen, **broekbosjes**	matig ?	SBB/part	-	2	?	?	?	zuidoost	7	verdroging of eutro-**fiering?**
B32	**Leenderbos**	-	heide, vennen	matig ?									onduidelijk of hier sprake is van verdr.
B71	Essche stroom	-	oude beekarm, plasje	matig?									onduidelijk of hier sprake is van verdr.
B22	**Reuselse** Moeren	-	**gagelstruwelen,** natte heide	niet									**alleen** aan de randen sprake van verdroging
B02	Helsbroek	-	**beekdal**graslanden	niet									
B1S	Hooge Raam	-	beek	**niet**									
B27	**Goudberg**	-	heide, vennen	niet									
B30	Mastbos	-	**naaldbos**	niet									
B44	Geelders	-	**rabattenbos,** nat **schraalgrasland**	niet									

Bijlage 2
Verslag workshop over de opzet van een landelijke steekproef.

BIJLAGE 2. VERSLAG WORKSHOP STEEKPROEFSAMENSTELLING MBI-VERDROGING

Om het effect van maatregelen genomen in het kader van het milieubeleid te kunnen meten worden momenteel milieubeleidsindicatoren ontwikkeld. Voor de MBI-verdroging is de methodiekontwikkeling in fase van afronding. Een belangrijke vraag is echter nog hoe via een steekproef landelijke representativiteit bereikt kan worden. Om met een aantal deskundigen hierover van gedachten te wisselen heeft op 25 september j.l. de workshop 'Steekproef-samenstelling MBI-Verdroging' plaats gevonden. Aanwezig waren:

L. Braat (voorzitter)	VROM/MTV
J. Thissen	IKC/NBLF
R. Kemmers	Staringcentrum
U. Pakes	RIZA
W. van Duivenbooden	RIVM
E. Meelis	RU Leiden
H. Dekwaadsteniet	RIVM
T. Garritsen	RU Utrecht
H. Runhaar	CML
H. Rolf	IGG-TNO
H. Gieske	IGG-TNO

De voorzitter heet alle aanwezigen welkom. Na een inleiding m.b.t. de stand van zaken van het onderzoek MBI-Verdroging door Rolf geeft de heer Meelis aan hoe een statistisch verantwoorde steekproef kan worden bereikt:

Allereerst moet de doelstelling (afname van verdroogd areaal natuurterrein met 25 % t.o.v. 1985) gekwantifeerd worden. Er zijn vier mogelijkheden:

1. Schatting van het verdroogd areaal in 2000 met een voorgeschreven nauwkeurigheid.

2. Schatting van een trend in verdroogd areaal met een voorgeschreven nauwkeurigheid.
3. Toetsen of het verdroogd areaal is veranderd bij een vooraf bepaalde onbetrouwbaarheid, waarbij de kans dat dit gedetecteerd wordt (het onderscheidend vermogen) moet worden aangegeven.
4. Toetsen met een bepaalde onbetrouwbaarheid of het verdroogde areaal inderdaad met 25 % is verminderd (ook hierbij dient de onbetrouwbaarheidsdrempel aangegeven te worden).

Aangenomen is dat het laatstgenoemde gewenst is.
Van belang is de natuurterreinen te stratificeren naar een of meer toestandsvariabelen, zodat categorieën ontstaan waarbinnen de terreinen gemeenschappelijke kenmerken hebben, of, andersgezegd, waarbinnen de mate van verdroging ongeveer hetzelfde is. Doordat de varianties binnen dergelijke categorieën kleiner zijn dan wanneer een a-selecte steekproef zou worden genomen kan ook het aantal te selecteren terreinen kleiner zijn.

De omvang van de steekproef kan berekend worden wanneer de onbetrouwbaarheidsdrempel en de variantie per peilbuis en de variantie van een groep bekend is. Bij een onbetrouwbaarheidsdrempel van 5% en voorlopig geschatte varianties van resp. 0.01 en 0.0225 zijn 188 peilbuizen nodig. Hierbij is aangenomen dat een vermindering van verdroogd areaal met slecht 20 % i.p.v. 25% met 80 % kans moet worden aangetoond, en dat de verschillen in oppervlakte van de verschillende categorieën niet erg groot zijn.
Wanneer echter sequentieel getoetst wordt kan het aantal peilbuizen ongeveer gehalveerd worden. Wanneer met aanvullende eisen rekening wordt gehouden (b.v. geografische spreiding), moet echter voorlopig toch van een aantal van 150 tot 200 peilbuizen uitgegaan worden. Tot slot noemt Meelis de mogelijkheid om bij het gewenste onderscheidend vermogen de meest kosten-effectieve keuze van het aantal peilbuizen te maken.

Runhaar presenteert vervolgens een aantal factoren die van belang kunnen zijn voor een indeling van de natuurterreinen in categorieën ten behoeve van de gewenste stratificatie van de steekproef:

- Terreintype of standplaatstype. Hierdoor wordt een uitspraak m.b.t. de ernst van de verdroging mogelijk.
- Mate van verdroging in 1985.
- Ligging t.o.v. verdrogingsoorzaken.
- Ecohydrologische districten.
- Ecodistricten.
- Geohydrologische situatie.
- Gevoeligheid voor verdroging.
- Geografische spreiding.
- Grootte van terreinen.

De statistici vragen of inhoudelijke criteria (oorzaken van verdroging, of dosis-effect relaties) kunnen worden gebruikt voor stratificatie. Rolf stelt dat het eerste niet haalbaar is, met name omdat differentiatie naar oorzaken door de opdrachtgever nadrukkelijk buiten de MBI studie wordt gezien. Vergelijkbare effecten kunnen verwacht worden in gebieden met een vergelijkbare geohydrologische situatie; dit lijkt een belangrijke factor voor stratificatie te zijn. Daarnaast is van belang waar de verdroging is opgetreden; dus moet ook naar terreintype gestratificeerd worden.

Verschillende deelnemers wijzen op de onderlinge correlatie tussen factoren. Het voorkomen van bepaalde terreintypen is gecorreleerd met de geohydrologische situatie, evenals de gevoeligheid voor verdroging. De indeling in ecodistricten komt aan de orde. Het voordeel hiervan is dat een dit een bestaande indeling is. Het nadeel is dat verschillende ecodistricten niet altijd een verschil in geohydrologische opbouw representeren en dat het er nogal veel zijn. Een simpele, maar zeer wezenlijke geohydrologische indeling van Nederland zou kunnen zijn: hoog en laag Nederland (onderscheid resp. in gebieden zonder en met

belangrijke deklaag) .

Thissen stelt voor aan te sluiten op de indeling zoals die gehanteerd gaat worden door het CBS voor statistische verwerking van natuurterreinen gebaseerd op remote sensing gegevens. Ook zou hij meer aandacht willen geven aan de waterkwaliteit, en eventueel daarop willen stratificeren.

Van Duivenbooden verwacht, gebaseerd op zijn ervaringen met het grondwaterkwaliteitsmeetnet, grote waarden voor de varianties. Meelis stelt dat deze gereduceerd kunnen worden door de meetomstandigheden zoveel mogelijk gelijk te houden.

Dekwaadsteniet vraagt of de uitkomst voor alle terreintypen niet gelijk zal zijn, als niet op ingrepen gestratificeerd wordt. Runhaar stelt dat de bestrijding van verdroging verschilt in verschillende terreintypen, en Garritsen voeg daaraan toe dat dezelfde verlaging in verschillende terreintypen verschillende effecten heeft.

Kemmers suggereert substraateigenschappen als stratificerende factor. Runhaar vindt dat dan te veel klassen ontstaan, en deze factor is al opgenomen in de verdrogingsrelaties.

Runhaar presenteert (voor de gedachtenbepaling) twee alternatieven voor de natuurterreinen in Brabant; een indeling naar terreintype, en vervolgens onderverdeeld naar geohydrologische situatie, en een indeling naar geohydrologische situatie, en daarna onderverdeeld naar terreintype (zie bijlage). De correlatie tussen beiden blijkt ook uit de tabellen. Toch is de onderverdeling naar terreintype van belang omdat de ernst van de verdroging bepaald dient te worden. Van Duivenbooden vraagt of de onderverdeling van het Pleistocene gebied in gebieden met en zonder een ondiepe slechtdoorlatende laag wel significant is. Het valt Thissen op dat de indeling in terreintypen overeenkomt met die op de natuurwaardenkaart. De meeste deelnemers hebben een voorkeur voor een geohydrologische indeling, nader onderverdeeld naar terreintype. De vraag is welke mate van detail beide indelingen moeten hebben.

Omdat de stratificatie vooral gebaseerd zou moeten zijn op systematische verschillen in de mate van verdroging oppert Kemmers dat er dus een samenhang zou moeten zijn met het landelijke overzichtskaartje van de mate van verdroging.

De voorzitter vraagt de deelnemers met alternatieven te komen.
Garritsen stelt voor eerst te kijken naar alle peilbuisgegevens en dan pas te bezien hoe ingedeeld kan worden. Hij ziet een duidelijke ordening in de verdrogingsproblematiek in een regionale schaal en een lokale schaal; op beide schalen zouden waarnemingen gebruikt moeten worden (de regionale schaal vormt het tweede spoor in het oorspronkelijke onderzoek).
De voorzitter oppert de mogelijkheid om maar één terreintype te nemen, b.v. een verdrogingsgevoelig type. Dit heeft ook het voordeel dat er minder transformaties (verdrogingsrelaties) nodig zijn, die ieder ook hun eigen onnauwkeurigheid hebben. Kemmers stelt dat dan de bepaling niet meer representatief is. Runhaar stelt het terreintype 'natte natuur' voor. Van Duivenbooden suggereert één of enkele terreintypen te nemen die per ecodistrict het meest voorkomen. Hij adviseert om daarbij rekening te houden met het areaal en een gewicht voor de waarde van het type. Gekozen zou kunnen worden voor de twee 'belangrijkste' combinaties per geohydrologisch district. Hierbij zouden ecodistricten geclusterd moeten worden om het aantal terug te dringen. Dit zou heel pragmatisch kunnen; een aantal alternatieven kan worden opgesteld, met het bijbehorende kostenplaatje. Van Duivenbooden schat, op basis van zijn ervaring met het grondwaterkwaliteitsmeetnet, dat 10 klassen van elk 15 punten nodig zijn.
Meelis wijst er nogmaals op dat het aantal peilbuizen afhangt van de doelstelling; met 80 % kans kunnen vaststellen of de afwijking niet groter is dan 20 %. Het uiteindelijke aantal is afhankelijk van de gekozen opzet en kan berekend worden m.b.v. de door Meelis gegeven formules.

Van Duivenbooden en Dekwaadsteniet bevelen een gefaseerde inrichting aan; begin bijvoorbeeld met 50 punten en bekijk na twee jaar aan de hand van de resultaten hoeveel punten nog nodig zijn. Rolf geeft aan dat VROM vooralsnog de voorkeur heeft om de MBI thans definitief samen te stellen, en vervolgens niet meer te veranderen, maar overweegt de mogelijkheid van gefaseerde inrichting toch te bespreken.

De voorzitter besluit de dag. Rolf bedankt de aanwezigen voor hun bijdragen, die in het voorstel voor de steekproef opzet meegenomen zullen worden.
Afgesproken wordt dat alle aanwezigen dit verslag van de workshop zullen ontvangen.

Bijlage 3
Mogelijke indeling in terreintypen.

BIJLAGE 3. MOGELIJKE INDELING IN TERREINTYPEN

Inleiding

Doelstelling van de MBI verdroging is niet alleen inzicht te krijgen in de verandering in de mate van verdroging, maar ook in de ernst van verdroging: De mate waarin de geconstateerde veranderingen strijdig zijn dan wel overeen komen met bestaande natuurdoelstellingen. Om inzicht te krijgen in de betekenis van de geconstateerde veranderingen voor het natuurbeleid is het nodig te weten in welk terreintype/standplaatstype de meetpunten liggen.

In het landelijk verdrogingsonderzoek is gebruik gemaakt van een indeling in standplaatstypen om uitspraken te doen over de ernst van verdroging (tabel 1). Deze indeling is echter niet zonder meer bruikbaar bij de selectie van meetpunten voor de MBI. In de eerste plaats is het aantal typen erg groot (meer dan 30 typen) hetgeen betekent dat er zeer veel meetpunten nodig zijn om van elk terreintype een voldoende representatieve steekproef te krijgen. Bovendien zijn de ruimtelijke eenheden die worden onderscheiden in de typologie soms erg klein (bv. graslandpercelen, sloten, vennen). Dit heeft als nadeel dat een lokatie meestal meerdere standplaatstypen omvat. Om deze redenen is besloten om bij de opzet van de MBI en bij de interpretatie van de meetgegevens te werken met een typologie die minder eenheden omvat, en waarbij standplaatstypen bij voorkeur zodanig worden samengenomen dat grotere ruimtelijke eenheden ontstaan.

Omdat de resulterende indeling betrekking heeft op vegetatiecomplexen is de naam standplaatstypologie minder gelukkig en kan beter gesproken worden van een indeling in terreintypen.

1	Duinspreng	22	Nat Voedselarm grasland
2	Vochtige/natte kalkarme duinvallei	23	Zilt grasland
3	Vochtige/natte kalkrijke duinvallei	24k	Sloten (+ oevers) kwel
5	Duinpias/meer	24i	Sloten (+oevers)infiltratie
6	Voedselarm broekbos	26	Hakhout
7	Matig voedselrijk broekbos	27p	Vochtig loofbos pleistoceen
8	Riet+biezenland/houtopsl	27h	Vochtig loofbos holoceen
9	Veenmosrietland	28	Nat voedselrijk loofbos
10	Trilveen	29	Vochtig/natte houtsingel
11	Petgaten/sloten	30	Vochtig naaldbos
12	Laagveenplas	31	Afgesloten rivierarm/wiel
13	Klein moeras/veenput	32	Afgesloten kreek
14	Bloemrijke ruigte	33	Inlagen
15	Hoogveen en hoogveenput	34	Beek
16	Vochtige heide	35	Drinkput/plasje
17	Natte heide	36	Bronbos en brongebied
18	Vochtig/nat heischraal grasland	44	Rabat
19	Voedselarm (zuur) ven		
20	Littorellionvegetatie		
21	Nat matig voedselrijk grasland		

Tabel l Standplaatsindeling zoals gebruikt In het landelijke verdrogingsonderzoek (Projectteam Verdroging, 1989)

Aanzet tot een indeling in terreintypen

Geprobeerd is een indeling te ontwerpen die voldoet aan de voorwaarde dat het aantal typen beperkt is, en waarbij de ruimtelijke eenheden groter zijn dan afzonderlijke vegetatie-eenheden. Bovendien is een voorwaarde dat aan de typen een duidelijke natuurwaarde kunnen worden toegekend: De terreinen binnen het type moeten niet te sterk variëren in natuurwaarde en moeten het liefst aansluiten bij de categorieën zoals die worden gehanteerd bij het formuleren van de natuurbeleidsdoelstellingen in bijvoorbeeld het natuurbeleidsplan. Een probleem bij de indeling in terreintypen is dat de grootte van terreinen sterk varieert. Sommige terreinen bestaan uit vegetatie-complexen, terwijl andere natuurterreinen zeer klein zijn en slechts één vegetatietype omvatten (bv. sommige blauwgraslandreservaten). Dit betekent dat een indeling in terreintypen altijd een hybride karakter zal hebben.

Dit komt tot uiting in de voorlopige indeling die is gepresenteerd in tabel 2.

Terreintype	Omschrijving	Standplaatstypen
1 Duingebied	Duingebied met natte duinvalleien	1,2,3,5
2 Laagveenmoeras	Laagveenmoerasgebieden en kleine moerasgebiedjes op laagveen met trilveen, veenmosrietland en broekbos	7,9,10,11,12
3 Hoogveen	Hoogveengebied	6,15
4 Heide	Heidegebieden met natte heide en vennen	6,16,17,18,19,20
5 Voedselrijk moeras en rietland	Voedselrijke plassen en moerasjes, inclusief brakke en zilte graslanden en ruigtes langs kreken en in inlagen	8,13,14,23,31,32
6 Landgoed/park	Landgoederen en parken, met afwisseling van loofbos, naaldbos, sloten en weiden	7,24,26,27,28, 29,30
7 Beekdal	Beekdal met beek, natte graslanden, sloten en broekbos	7,21,22,24,26, 29,34
9 Uiterwaard	Uiterwaard met natte graslanden, strängen en ooibossen	8,13,14,24,28, 31,35
10 Bovenloop beek, brongebied	Bovenloop beek met brongebied	34,22,36
11 Ven	Vennen in heidebebossing, stuifzand, agrarisch cultuurgebied (in heideterreinen: zie 4)	19,20
12 Broekbos	Elzenbroekbos, populierenbos, rabattenbos	7,28,44
13 Vochtig loofbos	Vochtig loofbos	27
14 Schraalgrasland	Niet of weinig bemeste hooilanden	18,21,22
15 Weiland	Voedselrijke graslanden al of niet met sloten (weidevogelreservaten)	24

Tabel 2. Voorlopige indeling in terreintypen. Aangegeven is welke Standplaatstypen uit het landelijk verdrogingsonderzoek voorkomen in de onderscheiden terreintypen. Bovenaan (1-10) de terreintypen die betrekking hebben op grotere landschappelijke eenheden (ecosecties, ecoseries), onderaan (10-15) de terreintypen die betrekking hebben op kleinere landschappelijke eenheden (ecotopen).

Daarbij staan bovenaan de typen die betrekking hebben op vegetatiecomplexen die qua ruimtelijke schaal en complexiteit het meest overeenkomen met de ecosecties uit de hiërarchische ecosysteemindeling van Klijn (1988). Voorbeelden zijn laagveenmoeras, hoogveen, beekdal.

Onderaan staan typen die betrekking hebben kleine ruimtelijke eenheden die overeenkomen met de ecotopen: landschappelijke eenheden die homogeen zijn ten aanzien van vegetatiestructuur en standplaatsfactoren. Doordat de indeling geschikt moet zijn voor de indeling van natuurterreinen van zeer uiteenlopende grootte is niet te voorkomen dat de typen elkaar gedeeltelijk overlappen. Wanneer de beschrijvingen elkaar overlappen prevaleert het type dat het meest bovenaan in de tabel staat. Een ven in een heidegebied en een schraalgrasland in een beekdal zullen dus worden ingedeeld bij respectievelijk type 4 (heide) en 7 (beekdal).
De indeling is zeer voorlopig en zal zeker nog veranderen. Zo is het de vraag of het type landgoederen en parken niet beter gesplitst kan worden in vochtig loofbos en weilanden, en of zilte en brakke graslanden niet onderscheiden zouden moeten worden van voedselrijk rietland en moeras.

Verdeling terreinen Brabant over terreintypen

Om een indruk te krijgen van de praktische bruikbaarheid van de terreintype-indeling bij de selectie van terreinen zijn alle in het landelijk verdrogingsonderzoek onderzochte terreinen in Brabant toegedeeld aan de typen, uitgaand van de globale omschrijving in de protocollen van het verdrogingsonderzoek en gegevens van de 1:50.000 topografische atlas (tabel 3) Over het algemeen kost het niet veel moeite om de natuurterreinen aan één van de terreintypen toe te delen. Slechts in paar gevallen was het nodig om een gebied onder te verdelen in twee terreintypen. Dat was bijvoorbeeld het geval bij de Kampina en de Strabrechtse heide, die grotendeels bestaan uit heidegebied, maar daarnaast ook een deel van het beekdal omvatten van respectievelijk de Beerze en de Kleine Dommel. Zou het nogal heterogene type 'landgoederen en parken' (type 6) worden gesplitst in vochtig loofbos en weilandcomplexen dan zou het aantal terreinen dat in twee terreintypen uiteenvalt toenemen. Soms is het moeilijk te bepalen waar de grenzen tussen typen liggen. Zo is het bij kleinere beekjes soms lastig te

bepalen in welke gevallen nog van een beekdal gesproken kan worden. Vanwege de wens het aantal typen beperkt te houden is de inhoud van de typen vrij ruim. Zo komen in Brabant een aantal terreinen voor (Goudberg, Reuselse moeren, Lange Gooren) die worden gekenmerkt door een geleidelijke overgang van een heidegebied naar een **beekdal**, met natte heide, **gagelstruwelen**, en **broekbos**. Omdat deze situaties landelijk vrij zeldzaam zijn ze niet als apart type onderscheiden maar ondergebracht in het type natte en vochtige heide (4). Iets soortgelijks geldt voor de **Cartierheide**, waar door een heidegebied een beek loopt. Omdat heidebeken zo weinig voorkomen (**Cartierheide, Mijnweggebied**) zijn ze niet als apart type onderscheiden. Voor landelijke toepassingen lijkt echter het onderscheidend vermogen voldoende te zijn om uitspraken te kunnen doen over de ernst van verdroging.

Terreintype	Aantal terr.	Terreintype	**Aantal** terr.
2 **Laagveenmoeras(jes)**	4	7 **Beekdalen**	15
3 **Hoogveen**	1	**11** Vemen	9
4 Heideterreinen	16	12 Broekbos	8
5 Moeras	2	13 Vochtig loofbos	3
6 Parklandschap	7	14 **Schraal** landen	4

Tabel 3 Verdeling van terreinen uit het landelijk verdrogingsonderzoek over de voorgestelde **terreintypen**. Alleen terreinen in **Noord-Brabant**.

Bijlage 4
Ecohydrologische terreinbeschrijving
Cartierheide.

BIJLAGE 4. ECO-HYDROLOGISCHE GEBIEDSBESCHRIJVING CARTIERHEIDE

A TERREINBESCHRIJVING

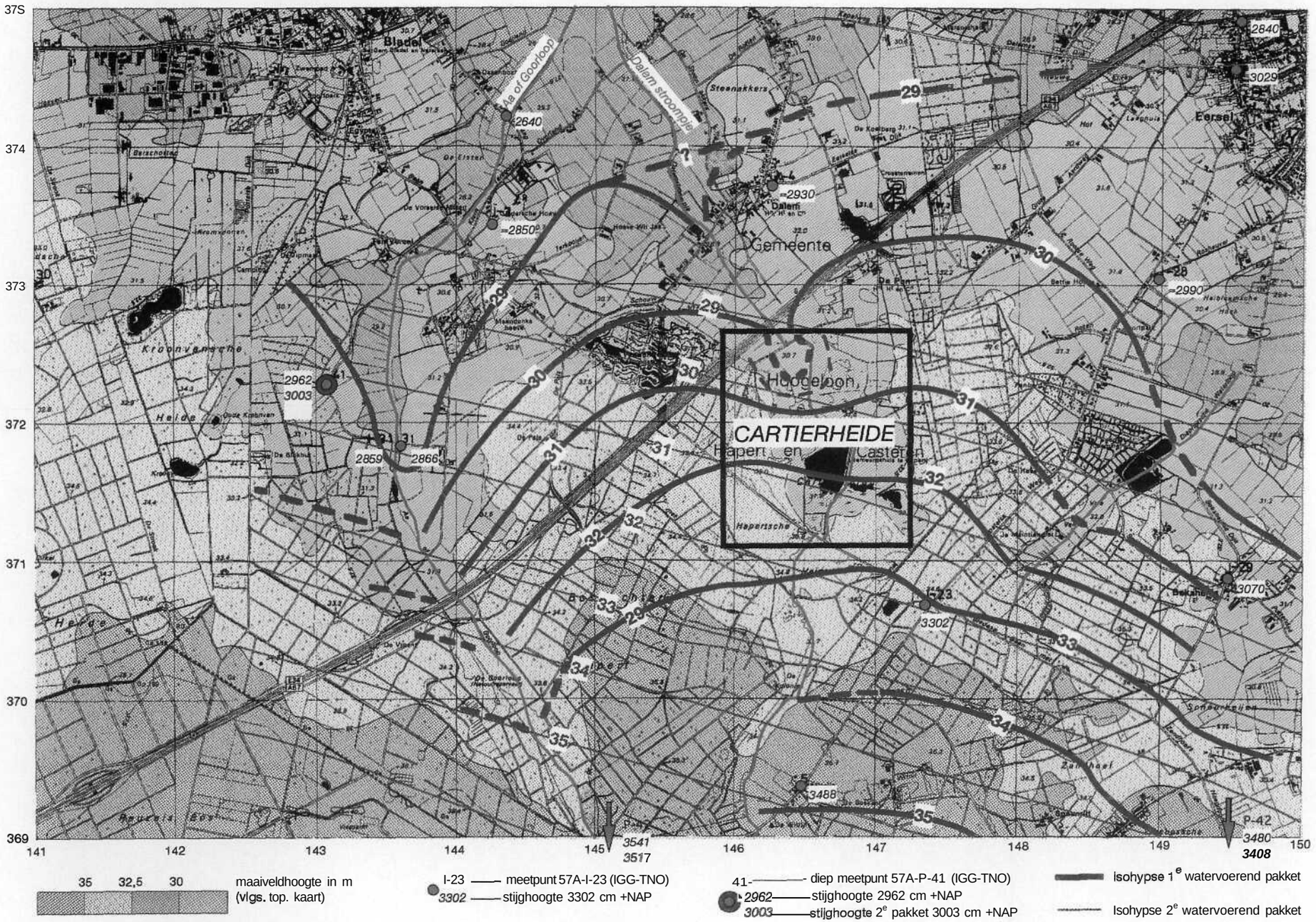
A1 Algemeen

De Cartierheide, 2 kilometer ten zuiden van Dalem en 5 kilometer ten zuidwesten van Eersel (figuur 1), is een 157 ha groot heidegebied dat ten zuidwesten van Eindhoven aan de Belgische grens ligt. Het gebied is in bezit en in beheer van de Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten. Midden door het gebied loopt de bovenloop van het Dalem Stroompje. Dit beekje, dat ter plaatse vrijwel droog staat, komt in noordelijke richting samen met de Aa of Goorloop en vormt verder benedenstrooms de Beerze.

De historie en de waterhuishoudkundige ontwikkeling van het terrein zijn goed beschreven in het beheersplan van Van Belle (1987) en (vooral) in Lichthart en Piek (1976). Belangrijk is dat het beekje nauwelijks meer water ontvangt uit het bovenstroomse gebied, dat sinds 1930 grotendeels is ontgonnen en ontwaterd, terwijl de beek werd gekanaliseerd. Ook de naaldhoutbebossing kan van invloed zijn geweest op de waterhuishouding van het stroomgebied.

Binnen het terrein is de loop van de beek verlegd en gekanaliseerd en bedijkt ten behoeve van de aanleg van een vijver voor de snippenjacht. Een en ander is gerealiseerd aan het begin van de eeuw door de vorige eigenaar, Baron Cartier de Marchienne, die het gebied in 1932 aan "Natuurmonumenten" heeft geschonken.

Aan de noordzijde is binnen het terrein een stuk cultuurgrond aanwezig dat thans in gebruik is als maisland. De maisakker is aan de noord en oostzijde omgeven door diepe ontwateringssloten. Volgens zeggen is de akker ook nog gedraineerd. Er kan in droge perioden worden beregend uit het grondwater; daartoe is er aan de noordzijde van de akker een beregeningsput aanwezig. Omdat aangenomen mag worden dat deze maïs akker een belangrijke waterhuishoudkundige invloed op het natuurgebied heeft beziet Natuurmonumenten thans de mogelijkheid tot uitplaatsing



Figuur 1: Isohypsen van het eerste en tweede pakket, d.d. 28 april 1985

van deze activiteit.

A2 Geohydrologie

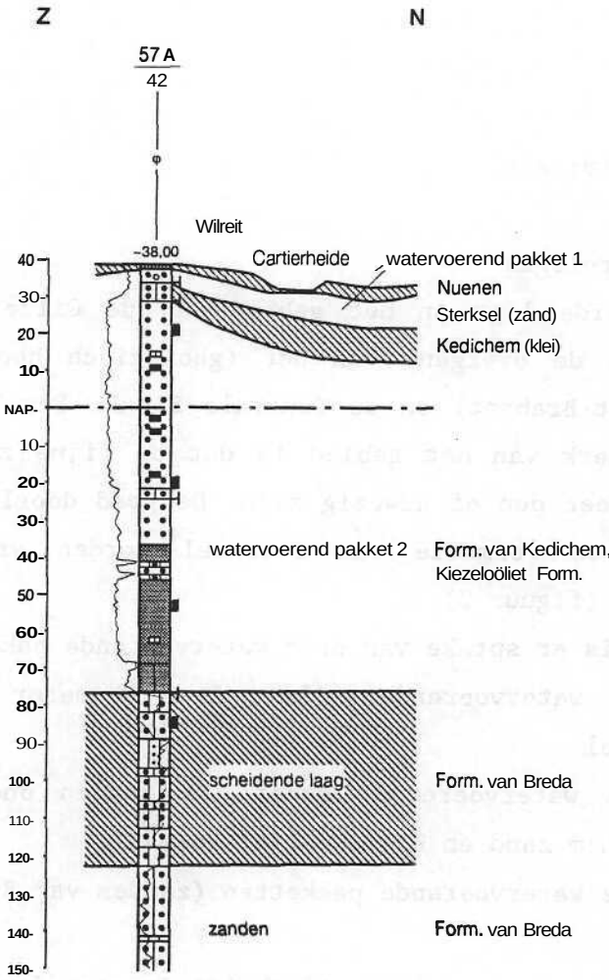
De Cartierheide ligt in het gebied van de Gilze Rijen storing. Dit gebied vormt de overgang van het (geologisch hoog gelegen) Brabants Massief (West-Brabant) en de Centrale Slenk. Een belangrijk geohydrologisch kenmerk van het gebied is dat de fijne zanden van de Nuenen groep hier zeer dun of afwezig zijn. De goed doorlatende grindhoudende zanden van de Formatie van Sterksel worden vrijwel aan maaiveld aangetroffen (figuur 2).

Schematisch is er sprake van drie watervoerende pakketten:

- het 1e watervoerende pakket: 5 à 10 meter dik, de zanden van Sterksel
- het 2e watervoerende pakket: de zanden onder de Kedichemklei (Kedichem zand en Kiezeloöliet Formatie)
- diepere watervoerende pakketten (zanden van Breda)

Binnen het terrein van de Cartierheide is geen boring die diep genoeg is om het bovenstaande schema te bevestigen. Bekend is dat de Kedichem Formatie in zuidelijke richting minder kleiig is ontwikkeld. Boring 57A-42 (3 km ten zuiden van de Cartierheide, zie figuur 1) geeft een goed beeld van de situatie.

Een belangrijk bodemkenmerk is dat zowel grofzandige als grindrijke bodems vlak onder of aan de oppervlakte liggen. De bodems bestaan grotendeels uit veldpodzolen, op de hoger gelegen terreingedeelten overgaand in haarpodzolen. In het laagste gedeelte van het beekdal komt een veenlaag voor bestaand uit broekveen (bodemtype: vlierveengrond), die waarschijnlijk de opvulling vormt van een vroeger dieper uitgesneden beekdal. Op de overgang van veldpodzolen naar de vlierveengrond komen moerige eerdgronden (bodemtype:broekeerdgrond) voor.



Figuur 2. Schematische geohydrologische opbouw

A3 Hydrologie en waterhuishouding

De afwatering verloopt via de **beekjes**. De beekjes worden op enkele plaatsen gestuwd, o.a. in het **Dalem** Stroompje direct benedenstrooms van de **Cartierheide**.

De **isohypsen** van het eerste (Sterksel) watervoerende pakket (Lekahena 1983, zie figuur 1) tonen zuid-noord gerichte **grondwaterstroming**. Het is opvallend dat de westelijk gelegen Aa of Goorloop een veel grotere drainerende uitwerking op het **isohypsenpatroon** heeft dan het Dalem Stroompje. Dit strookt met de kennis dat de Aa vrijwel het hele jaar water afvoert, terwijl het Dalem stroompje (althans de bovenloop tot en met de Cartierheide) het grootste deel van het jaar droog staat.

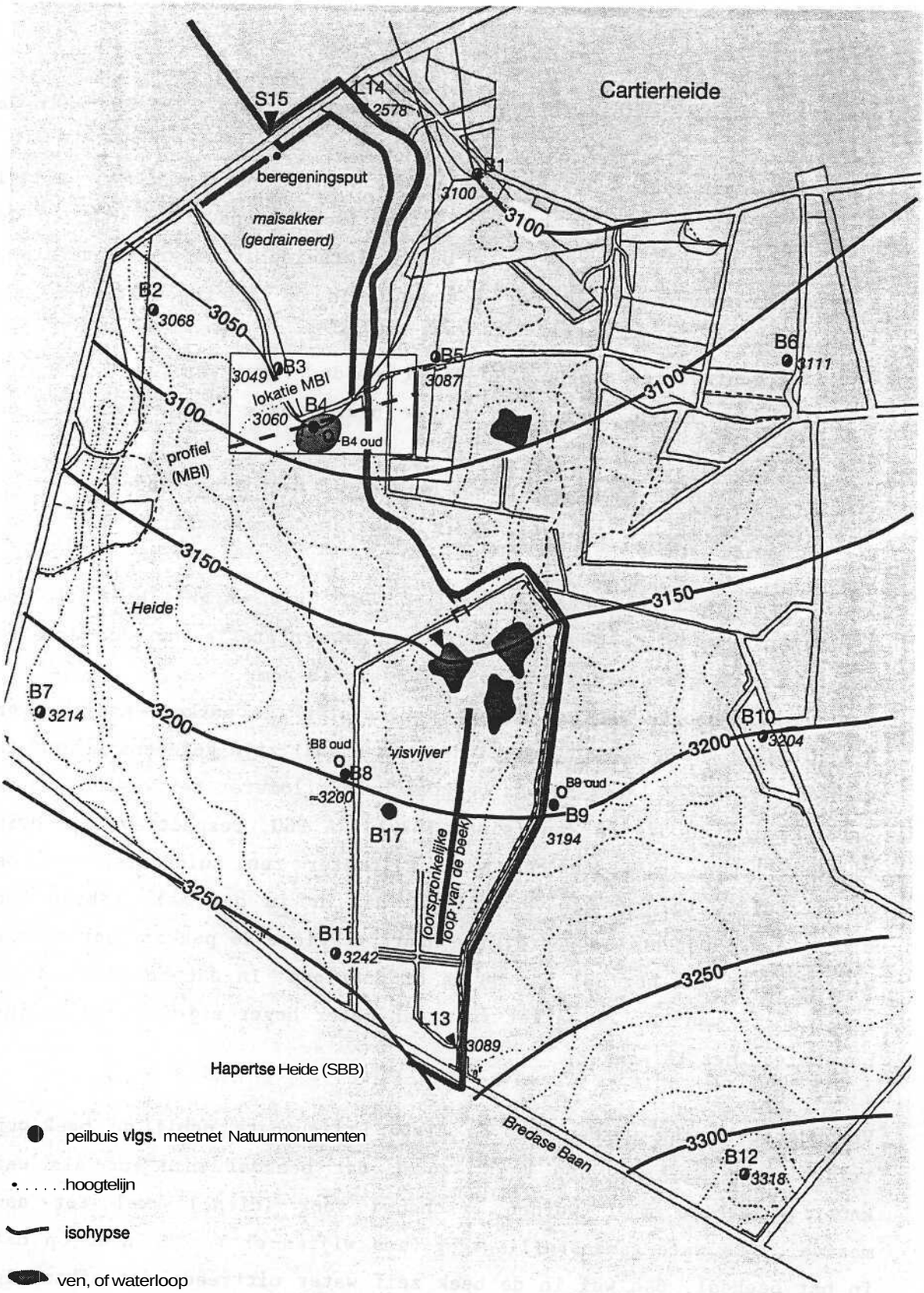
De grondwaterstandsdiepte in het voorjaar bedraagt 150 à 200 cm op de hogere zandgronden en rond de meter in de beekdalen. Het verschil

tussen de zomer- en de wintergrondwaterstand bedraagt 20 à 30 cm in de buurt van de beek, toenemend tot ca. 80 cm op de hogere gronden.
Aangenomen mag worden dat de stijghoogte van het eerste pakket vrijwel overal gelijk is aan de bovenste, freatische grondwaterstand. Op de laagste delen van het terrein van de Cartierheide is de grondwaterstand vrijwel permanent gelijk met het maaiveld en in regenperioden net erboven. Dit geldt met name voor (zie figuur 3):

- de centrale en noordelijke delen van de "visvijver",
- de lage delen ten oosten van de beek, zoals bij peilbuis B9 en oostelijk van B9,
- het broekbos langs het noordelijke deel van de beekloop,
- het ven bij peilbuis B4, ten zuiden van de maisakker.

Van Belle geeft in het beheersplan 1987, via vergelijking van de isohypsenkaart en de maaiveldhoogte een interpretatie van de terreindelen waar de grondwaterstand tot aan maaiveld komt.
Van de stijghoogte van het diepere grondwater (2e pakket, Kedichem en Kiezelooliet en 3e pakket, de zanden van Breda) zijn gegevens bekend in meetpunt 57A P41, langs het Aa beekdal drie kilometer ten westen van de Cartierheide en 57A P42 en (sinds 1989) 57A P60, respectievelijk drie kilometer ten zuidwesten en vier kilometer ten zuidoosten van de Cartierheide. Uit de gegevens blijkt dat er in het hele gebied een situatie van potentiële wegzijging naar het diepe 2e pakket heerst, met uitzondering van het dal van de Aa of Goorloop. In dat beekdal zou de stijghoogte van het 2e pakket ruim een meter hoger zijn dan de stijghoogte van het 1e pakket.

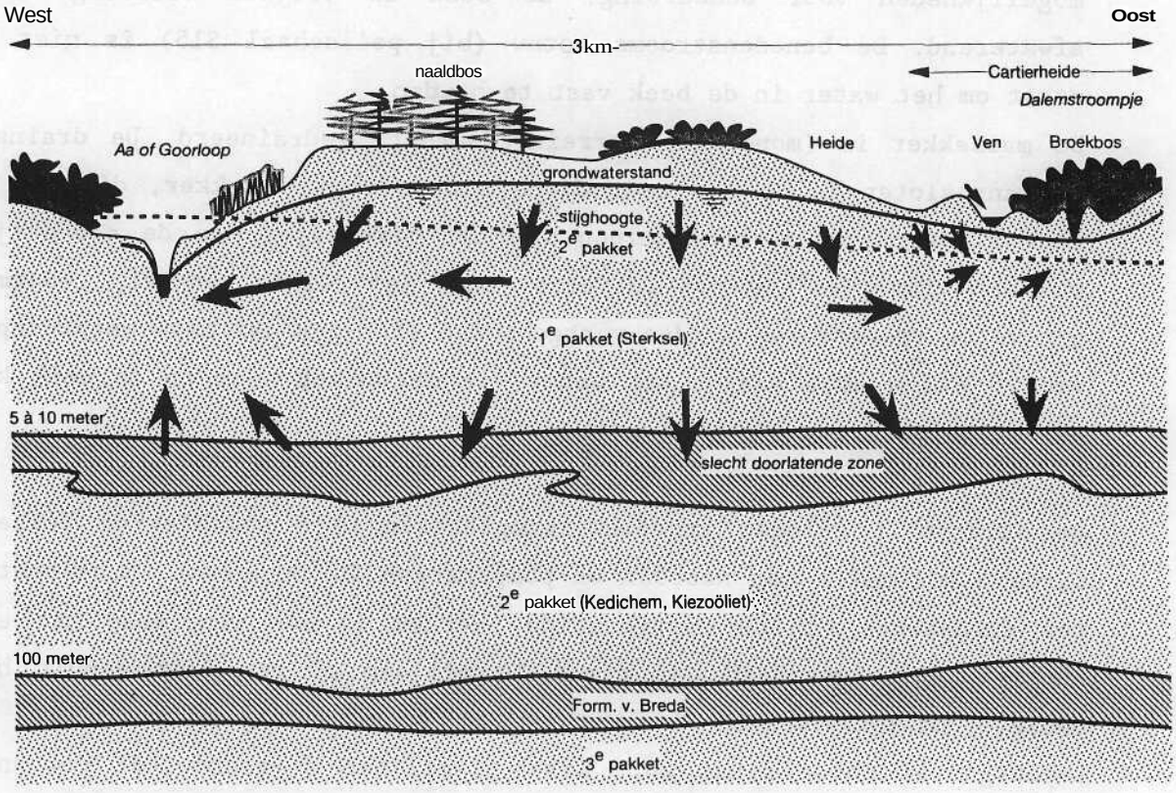
Verondersteld mag worden dat de diepe stijghoogte nabij de beekloop vrijwel tot aan maaiveld komt, zodat dat beekdal minstens als een kansrijk gebied moet worden beschouwd voor (diepe) kwel tot aan maaiveld. De watersamenstellingsgegevens wijzen er echter niet op dat in het beekdal, dan wel in de beek zelf water uittreedt dat afkomstig is uit de Kiezoöliet Formatie (Stuurman, 1993).



Figuur 3: Isohypsen (eerste watervoerend pakket) binnen het natuurterrein Cartierheide, d.d. 28 april 1985

Uit de gegevens van put 40A P41 blijkt overigens dat er in de diepere filters (2e pakket) in de recente droge zomers van '89 '90 en '91 een opmerkelijke verlaging van de zomergrondwaterstand optreedt. Vermoedelijk hangt dit samen met het onttrekken van grondwater voor beregening.

De gemiddelde hydrologische situatie is schematisch weergegeven in figuur 4.



Figuur 4 Hydrologische doorsnede (schematisch)

In de Cartierheide is een grondwatermeetnet van Natuurmonumenten beschikbaar. Het isohypsenpatroon (1e pakket, voor het "gemiddelde" voorjaar 1985) is weergegeven in figuur 3. Er is geen sprake van een duidelijke drainerende werking van de beek; wel is er een lichte afbuiging zichtbaar in de laagste delen van het terrein, die duidt op uittredend grondwater. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door een

combinatie van: 1) een hogere verdamping van het broekbos, de vennen en de maisakker in het noordelijke deel van het terrein, 2) tijdelijke afvoer naar de beek gedurende korte natte (winter)perioden en 3) het effect van de ontwatering (drainage en diepe sloten) van de maisakker. Het laatstgenoemde effect is duidelijk zichtbaar in het isohypsenpatroon.

Waterhuishoudkundig zijn er voor de Cartierheide slechts beperkte mogelijkheden voor beheersing: de beek is vrijwel volledig vrij-afwaterend. De benedenstroomse stuw (bij peilschaal S15) is niet is staat om het water in de beek vast te houden.
De maisakker is (mond.med. terreinbeheerder) gedraineerd. De drainage is aangesloten is op een zeer diepe sloot langs de akker, die bij de stuw afwatert op de benedenloop van het Stroompje. Aan de noordzijde van de "visvijver" is een (defecte) stuw met duiker aanwezig, waarmee het water vroeger kon worden vastgehouden (tot een maximale waterdiepte van 20 à 120 cm), waarna het water via de duiker weer op de beek kon worden geloosd.

De dichtstbij gelegen grondwaterwinplaatsen zijn pompstation Vessem, circa 9 kilometer ten noorden en pompstation Luycksgestel, 5 kilometer ten zuidoosten van de Cartierheide. Vessem is een winplaats met een onttrekkingshoeveelheid van circa 10 miljoen m^3 per jaar vanuit het ondiepe pakket. Gezien de afstand is beïnvloeding uitgesloten. Te Luycksgestel wordt sinds kort circa 2 miljoen m^3 grondwater gewonnen uit het tweede pakket (55 tot 90 meter diepte). Vergunningonderbouwend onderzoek (mond.med. WOB) heeft aangetoond dat de effecten beperkt blijven tot de directe omgeving. Beïnvloeding van de Cartierheide is daarom niet te verwachten.

Binnen het terrein zijn geen historische meetgegevens aanwezig waarmee beoordeeld kan worden of, en in welke mate de grondwaterstand van de Cartierheide sinds 1950 structureel is gedaald. Op het noordelijke deel

van het terrein was wel een oude COLN-buis beschikbaar, maar de gegevens zijn niet bruikbaar omdat de buis destijds niet is gewaterpast en thans niet meer bestaat. Lange grondwater-meetreeksen zijn beschikbaar ten zuiden van de Cartierheide: 57A-L23 (sinds 1964) en 57A-B5 bij Witreit (sinds 1951), bij het brongebied van het Dalem Stroompje. De brandput bij Witreit is betrokken in het provinciale verdrogingsonderzoek [Lambert, 1989]. Voor dat punt werd vastgesteld dat er sinds de vijftiger jaren een structurele daling van de grondwaterstijghoogte is opgetreden van 20 à 40 centimeter.

Het grondwater onder de Cartierheide is overwegend schoon, zacht, tamelijk zuur water van lokale herkomst. In de winterperiode voert het Dalem Stroompje vervuild water af, afkomstig van de cultuurgronden in de bovenloop (Stuurman, 1993) .

A4 Vegetatie

Aan weerszijden van het Dalems Stroompje heeft zich op de hier aanwezige veengrond een broekbos ontwikkeld, bestaand uit Zachte berk en Vuilboom. Rondom dit broekbos komen op lage terreingedeelten op grote schaal natte en vochtige heidevegetaties met Dopheide en Pijpestrootje. Op de hogere, fijnzandiger delen komen droge heidevegetaties met Struikheide voor. Het heidecomplex wordt omzoomd door uitgestrekte naaldbossen. De visvijver is op de ondiepere (in 1992 droogstaande delen) voor een groot deel begroeid met Knolrus, Moerasstruisgras en Snavelzegge, in het diepere noordelijke deel komt ook Mattenbies en Waterlelie voor.

A5 Onderzochte lokatie

Voor het onderhavige onderzoek is gekozen voor een lokatie in het noordelijk deel van het terrein. Hier liggen twee peilbuizen (B3 en B4) dicht bij elkaar op een overgang van vochtige heide-natte heide-broekbos-beek. Op de overgang naar de beek ligt een klein ven. Deze lokatie is uitgekozen omdat:

- Er in dit noordelijk deel van de Cartierheide vrijwel zeker sprake is van verdroging (Van Belle, 1987). Voor het uittesten van de methode (met name vaststellen **referentiestijghoogte**) zijn verdroogde lokaties het meest interessant.
- Deze buizen liggen in de directe omgeving van (voormalig) natte tot vochtige standplaatsen.
- Zowel van het broekbos als van het ven vegetatiebeschrijvingen aanwezig zijn uit de periode rond 1950.

Omdat buis B4 meerdere malen verplaatst is is uiteindelijk gekozen voor buis B3 als meest geschikte peilbuis. Omdat het zuidelijk gedeelte van de Cartierheide waarschijnlijk minder of niet verdroogd is moet wel bedacht worden dat deze peilbuis niet representatief is voor de Cartierheide als geheel.

B LOKATIEBESCHRIJVING

B1 Situatie en beschikbare gegevens

Als lokatie is genomen de peilbuis B3 als indicator voor de standplaatsen direct ten zuiden van de **cultuur-enclave**: de nabije vochtige **heide**, het ven (met daar in de niet-bruikbare peilbuis **B4**), het broekbos en de (grotendeels droge) beek. De buis ligt achter het draadhek, op de grens van de vochtige heide en de **cultuur-enclave** (de ontwaterde **maisakker**). Behalve de sinds 1980 bemeten peilbuizen van Natuurmonumenten zijn er geen hydrologische meetgegevens beschikbaar. Ten behoeve van het **MBI** onderzoek is een oost-west transect gemaakt in de vorm van een achttal ondiepe boorgaten, waarin een momentopname is gemaakt van de grondwaterstand, de globale watersamenstelling (EGV, Ca, **Cl**, pH) en de bodemopbouw (voor de ligging van het transect zie figuur 3). Tevens is de huidige vegetatie globaal beschreven.

B2 Bodem en vegetatie

Figuur *5* geeft een dwarsdoorsnede van het onderzochte transect. De ondergrond bestaat uit grof zand van de formatie van Sterksel, die op

de hogere delen is bedekt met fijner leemarm dekzand. In de formatie van Sterksel heeft zich een ondiep stroomdal ingesneden, dat later is opgevuld met broekveen. De huidige beekloop ligt asymmetrisch ten opzichte van het voormalige stroomdal, en ligt op de overgang naar de oostelijke dalflank.

Punt 8 ligt ter hoogte van een lage depressie. De vegetatie bestaat uit een vochtig/natte heide met Dopheide, Struikheide en Pijpestrootje als dominante soorten. Verder komen hier voor Veenbies en Klokjesgentiaan. De bodem bestaat uit een veldpodzol, met een ca 10 cm dikke moerige bovenlaag. Langs de rand van de depressie (punt 7) gaat de vegetatie hier over in een soortenarme vegetatie van Pijpestrootje op een veldpodzol. Tussen de heide en het ven ligt een jong Berkenbroekbosje. De bodem bestaat hier uit een veldpodzol die naar het ven toe overgaat in een broekeerdgrond.

De bodem van het ven (punt 1) bestaat uit dunne moerige bovengrond die ligt op een ca 2 dm dikke leemlaag. Waarschijnlijk is dit ven ontstaan door afgraving van het hier aanwezige veen. Onder de leemlaag begint direct het groffe zand van de formatie van Sterksel. Het ven stond in de zomer van 1992 droog. De bodem wordt gedomineerd door een dichte begroeiing van Knolrus en Moerasstruisgras, met lokaal een dichte begroeiing van Veenpluis. Verder komen de mossen Dicranella sp. (ws D. cerviculata) en Sphagnum cuspidatum talrijk voor. Langs de rand van het ven staat veel Molinia, terwijl de overgang naar het broekbos wordt aangegeven door een rand met veel Gagel.

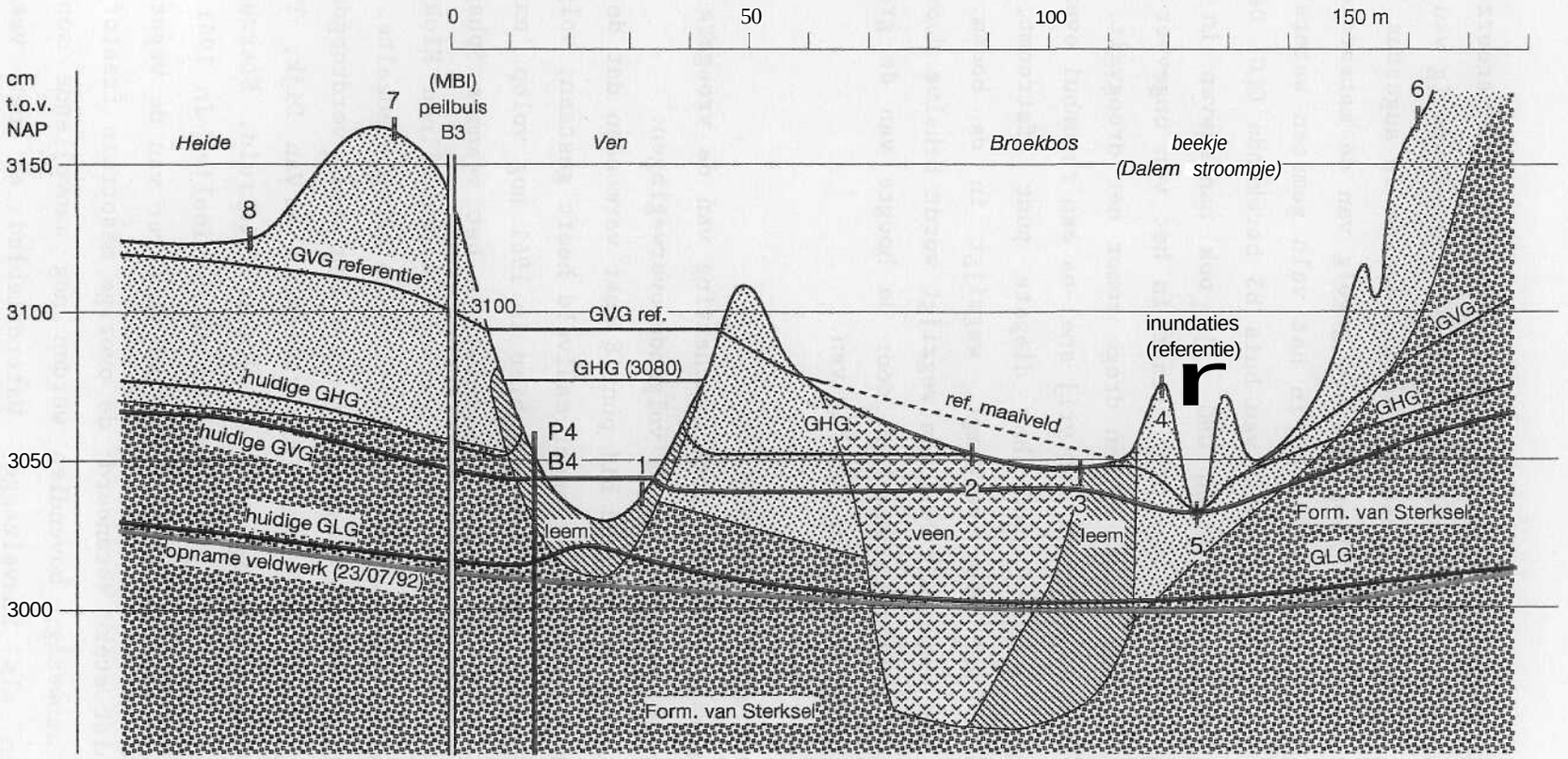
Tussen het ven en de beek ligt een dicht Berkenbroekbos (punten 2 en 3) op broekveen (bodemtype: Vlierveengrond). De boomlaag bestaat uit Zachte berk, terwijl ook veel Vuilboom voorkomt. De ondergroei wordt gedomineerd door Pijpestrootje en Dicranella spec (mos), terwijl ook veel Spagnum fimbriatum voorkomt. Verder komen voor Gagel, niet-bloeiende pollen van Zompzegge, en de mossen Pohlia nutans, Hypnum cupressiforme, Polytrichum commune. In het laagste deel, langs de beek, staat veel Moerasstruisgras terwijl ook de mossen Drepanocladus fluitans en Calypogeia fissa hier in lage bedekkingen voorkomen. Het

bovenste deel van het veen is sterk veraard en rijk aan leem, het maaiveld is zeer hobbelig. Een vergelijking met de hoogteligging van de wortels van de Zachte berk doet vermoeden dat door oxydatie van het veen het maaiveld l à 2 dm is gezakt ten opzichte van de vroegere situatie.
Langs de beek ligt een laag walletje dat waarschijnlijk is gevormd bij het uitdiepen van de beek. Langs de beek staan behalve Zachte berk en Vuilhout ook enkele exemplaren van Zomereik, Grove den en Els. Op de steilwandjes van de beek staan enkele exemplaren van Dubbelloof in een dichte mosbegroeiing van onder meer Dicranella heteromalla, Pellia epiphylla, Pohlia nutans, Mnium hornum, Polytrichum commune en Calypogeia fissa. Sporadisch komen ook niet bloeiende exemplaren van de Gewone wederik voor.

Aan de andere kant van de beek ligt een vrij droog berkenbroekbos, parallel aan de beek doorsneden door een aantal greppels. De bodem bestaat uit een veldpodzol. De bovengrond bestaat uit dekzand, die op een diepte van ca 8 dm overgaat in het groffe zand van de formatie van Sterksel. Van 40 tot 90 cm komen in het profiel roestvlekken voor. De vegetatie wordt gedomineerd door Zachte berk in de boomlaag en Pijpestrootje en het mos Dicranella heteromalla in de ondergroei. Verder komen voor Rood zwenkgras en de mossen Polytrichum commune, Hypnum cupressiforme, Pohlia nutans.

B3 Hydrologie

In de transect doorsnede (figuur 5) is de hydrologische toestand tijdens het veldwerk (20 aug. 1992) weergegeven. De grondwaterstand toont een geleidelijke gradiënt in de richting van de beek. Deze gradiënt wordt overigens mede veroorzaakt door de ontwatering van de maisakker ten noorden van het transect, zie isohypsen figuur 3. Op de laagste terreindelen (ven, broekbos, beek) stond het grondwater 3 tot 5 dm onder het maaiveld.



gemeten grondwaterstandsverloop (tijdens MBI veldwerk 23/07/92)

geïnterpreteerde grondwaterstanddiepte

voorjaarsgrondwaterstand in de onverdroogde referentietoestand

Gemeten watersamenstelling (23/07/92)

punt	Cl	Ca	pH	EC
1	15	10	5,0	-
2	20	22	4,0	0,27
3	18	26	4,5	0,29
4	15	16	4,2	0,24
5	-	-	-	-
6	30	22	5,3	0,24
7	30	8	4,0	0,07
8	20	15	5,2	0,14

Figuur 5: Hydrologische doorsnede locatie Gartierheide

In het ven heerste een plas-dras situatie, die voornamelijk veroorzaakt is door op het maaiveld (leem) stagnerend regenwater afkomstig van een recente regenbui. Daarbij moet bedacht worden dat de in augustus 1992 bepaalde grondwaterstand zeer laag was als gevolg van de meteorologische droogte sinds het jaar 1989. De in het veld gemeten waterstand ligt circa l dm lager dan op grond van buis B3 berekende GLG. De op grond van B3/P4 berekende GLG en GHG zijn ook aangegeven in het transect. In een natte situatie (GHG) staat in het ven ongeveer een halve meter water, terwijl het in een droge zomer nèt droogvalt. Het ven wordt gevoed door regenwater, dat vrij snel na een regenbui over de slecht doorlatende leemlaag naar het diepste punt afstroomt, en langzaam, voorzover het niet verdampt, wegzijgt in de bodem. De snelheid waarmee het water uit het ven wegzijgt wordt behalve door de aanwezige leemlaag duidelijk beïnvloed door de hoogte van de grondwaterstand in de directe omgeving van het ven.

B4 Bepaling referentiestijghoogte

In de transect-doorsnede is ook onze inschatting van de vroegere GVG aangeven. Daarbij is uitgegaan van de volgende overwegingen:

- De sterk humeuze bovengrond bij punt 8 doet vermoeden dat de GVG hier in het verleden dicht onder maaiveld heeft gestaan; volgens Westhoff (schrift.meded.) kwamen hier in 1961 nog volop 'natte' soorten als Klokjesgentiaan, Beenbreek en het veenmos Sphagnum compactum voor. In de huidige situatie komen alleen Klokjesgentiaan en Veenbies nog voor in het laagste terreingedeelte.
- Het laaggelegen broekbos maakt momenteel een sterk verdroogde en verzuurde indruk. Omstreeks 1950 (Westhoff & Van Dijk, 1950) kwamen hier nog soorten voor als Klein glidkruid, Sterzegge, Zompzegge, Wateraardbei, Melkeppe en Moerasvioolje. In 1961 was Klein glidkruid verdwenen maar was het karakter van de vegetatie overigens niet sterk veranderd; de overige mesotrofe freatofyten waren nog aanwezig, bovendien werden nog aanvullende soorten aangetroffen als Snavelzegge, Waterdrieblad en het veenmos

Sphagnum palustre. Van de genoemde soorten komt nu alleen Zompzegge nog (vegetatief) voor. De aard van de in 1950 beschreven vegetatie, en met name het voorkomen van Klein glidkruid, doet vermoeden dat hier toentertijd sprake was van toestroming van ondiep grondwater, dat zorgde voor mesotrofe, zwak zure omstandigheden en een geringe fluctuatie in de grondwaterstand. Deze toestroming van grondwater is alleen mogelijk wanneer de grondwaterstanden in het omringende heidegebied beduidend hoger zijn dan in het beekdal. In de huidige situatie is toestroming van ondiep grondwater alleen te verwachten bij de hoogste grondwaterstanden.

- Het vennetje is in 1957 beschreven door Van Donselaar. In het ven kwam toen een begroeiing voor van Waterlelie, Klein blaasjeskruid, Snavelzegge en het veenmos Sphagnum cuspidatum, hetgeen erop wijst dat het venwater in die periode al tamelijk zuur was (pH < 5). Langs de rand van het ven kwamen naast een aantal veenmossen (S. cuspidatum en S. crassicladum) soorten voor als Veenpluis, Moerasstruisgras, Veldrus, Wateraardbei, Knolrus, Pitrus en Ronde zonnedauw. Van Donselaar schrijft dat het ven in het centrum ruim een meter diep was. Gezien het aanwezige reliëf lijkt dit een overschatting, omdat in de huidige situatie het vennetje nooit meer dan 6 à 7 dm water kan bevatten. Door Westhoff werden hier in 1948 bovendien Vlottende bies, Veelstengelige waterbies, Moerashertshooi en het veenmos Spagnum subsecundum s.l. waargenomen, die er alle op wijzen dat er in die periode sprake was van een minder zuur milieu (pH rond 6) als gevolg van toestroming van ondiep grondwater.
- Bij punt 6 geven de tussen 40 en 90 cm aanwezige roestvlekken de ligging van de vroegere GHG en GLG aan, zodat aangenomen kan worden dat de GVG hier vroeger rond de halve meter diep heeft gelegen. Bij deze hogere grondwaterstanden hebben de hier aanwezige greppels ook een functie, namelijk de afvoer van water bij zeer hoge grondwaterstanden.

Combinatie en interpretatie leidt tot de onderstaande referentie voor de verschillende standplaatsen. Het GVG-referentieniveau is weergegeven in figuur 5.

standplaats 8: natte heide; GVG: 10 cm-mv

standplaats 9: vochtige heide; GVG: 55 cm-mv

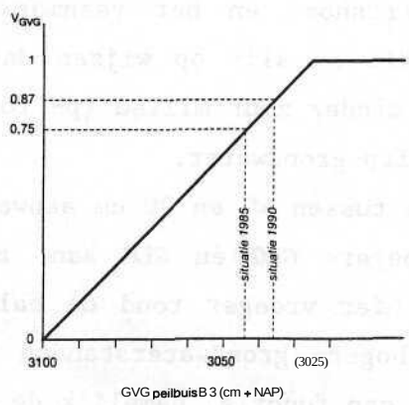
standplaats 1: ven met permanent water en enigszins gebufferde waterkwaliteit door instromend grondwater; GVG: 65 cm waterdiepte

standplaats 2: broekbos, hele jaar nat, zodanig dat veenvorming mogelijk is geweest (GLG circa 10 cm), kwel van lokaal grondwater en regelmatige inundaties vanuit de beek (goede kwaliteit, regenwatertype)

standplaats 5: permanent afvoerende beek, met afvoerpieken en aanzienlijke inundaties in de natte perioden.

Voor peilbuis B3 (de indicator) is de GVG in de referentie circa 3100 cm+NAP; de huidige GVG is 3044 cm+NAP, een daling dus van 56 cm.

Volledig verdroogd: 3025 cm+NAP
Niet verdroogd: 3100 cm + NAP
De verdrogingsrelatie is aangegeven in figuur 6.



Figuur 6. Verdrogingsrelatie Cartierheide

Bronnen:

F.van Belle 1987
Cartierheide, beheersplan 1987 t/m 1996.
Intern rapport Vereniging tot behoud van Natuurmonumenten, 1989

E.G.Lekahena, 1983
Grondwaterkaart van Nederland, de Centrale Slenk. Dienst Grondwaterverkenning TNO, GWK-32, november 1983.

J.W.M.Lambert, 1989
Analyse van grondwaterstijghoogtereeksen in de provincie Noord-Brabant. Fase I: trendanalyse van 135 grondwaterstijghoogtereeksen in de periode 1950 t/m 1986.
Dienst Grondwaterverkenning TNO, rapport nr.OS 88-56, oktober 1989.

R.H.Lichthart en H.Piek, 1976
De Cartierheide. De Levende Natuur 79 (1976)

R.J. Stuurman, 1993.
Een watersysteemanalyse in het stroomgebied van de Beerze en Reusel (Midden Brabant), IGG-TNO, rapport nr. OS 92-88A.

Van Donselaar (1957). Vennetje in de Hapertse heide. Inter rapport, archief Natuurmonumenten, 's-Graveland.

Westhoff V en J. van Dijk (1950). Rapport uitgebracht aan het dagelijks bestuur der vereeniging tot behoud van Natuurmonumenten in Nederland, betr. het natuurmonument "de Cartierheide" bij Hoogeloon. Intern rapport, archief Natuurmonumenten, 's-Graveland.

Informanten MBI:

- V. Westhoff
- dhr. Bartels (beheerder)

Resultaten tijdreeksmodellering en trendanalyse

Terrein: Cartierheide
Lokatie: overgang heide - ven - beek
Aspect: grondwaterstand
Tijdreeks: buis B3 van Natuurmonumenten

Transfermodel: $h_t - 0.93 .h_{t-1} + 0.29 .N_t + 0.15 .N_{t-1} - 0.01 .N_{t-2}$
frequentie: freq l, 14 -daags
(versie modelfile: ;1)

A f g e l e i d e r e s u l t a t e n (standen in cm + NAP)

Regiem (situatie 1985):		Structureel niveau:		GVG_tf90:
GVG_{tf}:	3044	1980 -	3017	
GHG_{tf}:	3055	1985 -	3021	
GLG_{tf}:	3025	1990 -	3012	3035

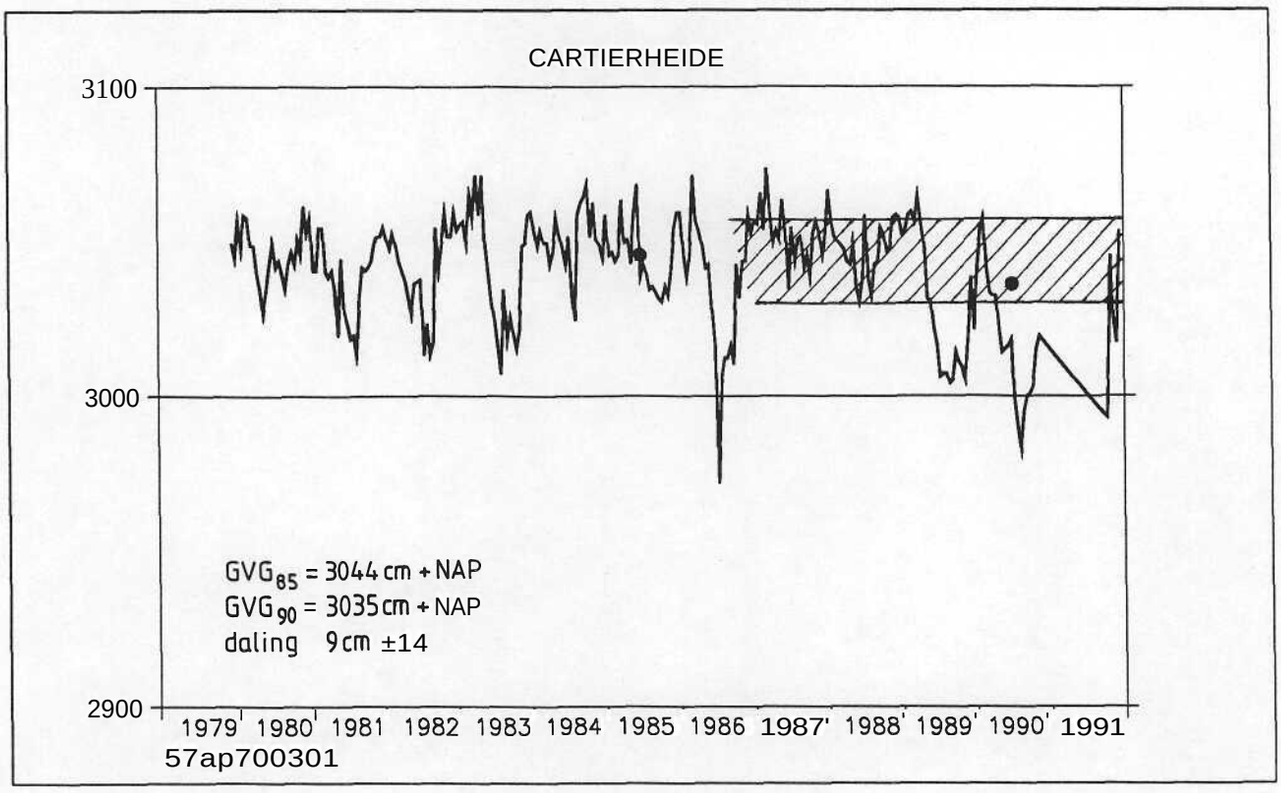
gemiddelde stijghoogte: nvt
st.dev. residureeks na correctie op structureel niveau = 8.5 cm
onderscheidingsgrens 1.65 * st.dev = 14.1 cm

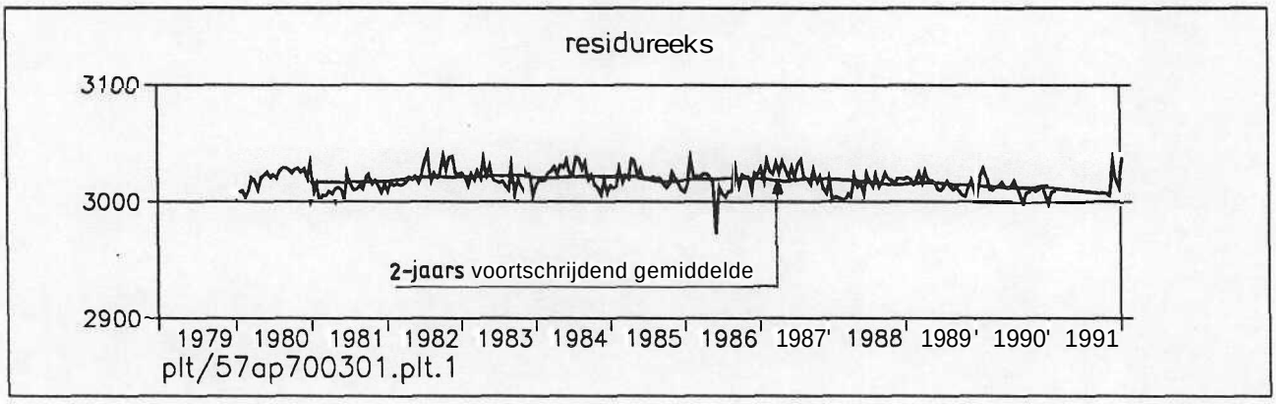
G R A F I E K E N : zie volgende bladzijde

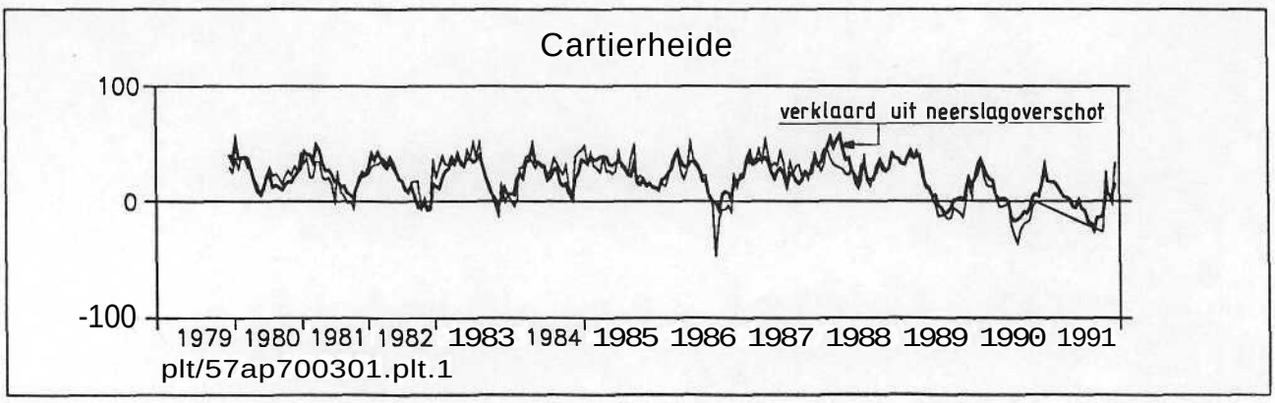
1e grafiek: oorspronkelijke reeks
met $GVG_{tf}85$ en $GVG_{tf}90$ en het onderscheidingsinterval

2e grafiek: residureeks
en daarin het verloop van het structureel niveau (= het 2-jaars voortschrijdend gemiddelde)

3e grafiek: oorspronkelijke reeks (dunne lijn)
en het verloop dat met het transfermodel (neerslagoverschot) is berekend. (het 'verklaarde deel')


CARTIERHEIDE
3100
3000
2900
GVG85 = 3044 cm + NAP
GVG90 = 3035 cm + NAP
daling 9 cm ±14
1979 1980 1981 1982 1983 1984 1985 1986 1987 1988 1989 1990 1991
57ap700301


residureeks
3100
3000
2900
2-jaars voortschrijdend gemiddelde
1979 1980 1981 1982 1983 1984 1985 1986 1987 1988 1989 1990 1991
plt/57ap700301.plt.1


Cartierheide
100
0
-100
verklaard uit neerslagoverschot
1979 1980 1981 1982 1983 1984 1985 1986 1987 1988 1989 1990 1991
plt/57ap700301.plt.1

Bijlage 5
Ecohydrologische terreinbeschrijving
Kampina.

BIJLAGE 5 ECO-HYDROLOGISCHE GEBIEDSBESCHRIJVING KAMPINA

A TERREINBESCHRIJVING

A1 Algemeen

Het voormalig landgoed Kampina omvat een heidegebied met vennen (Kampinasche heide) gelegen ten westen van Boxtel, en beslaat een oppervlakte van 1132 ha. Het terrein is sinds 1929 in beheer bij Natuurmonumenten. Ten westen en ten oosten wordt het gebied begrensd door het dal van respectievelijk de Rosep en de Beerze (zie figuur 1). Het terrein kan worden onderverdeeld in:

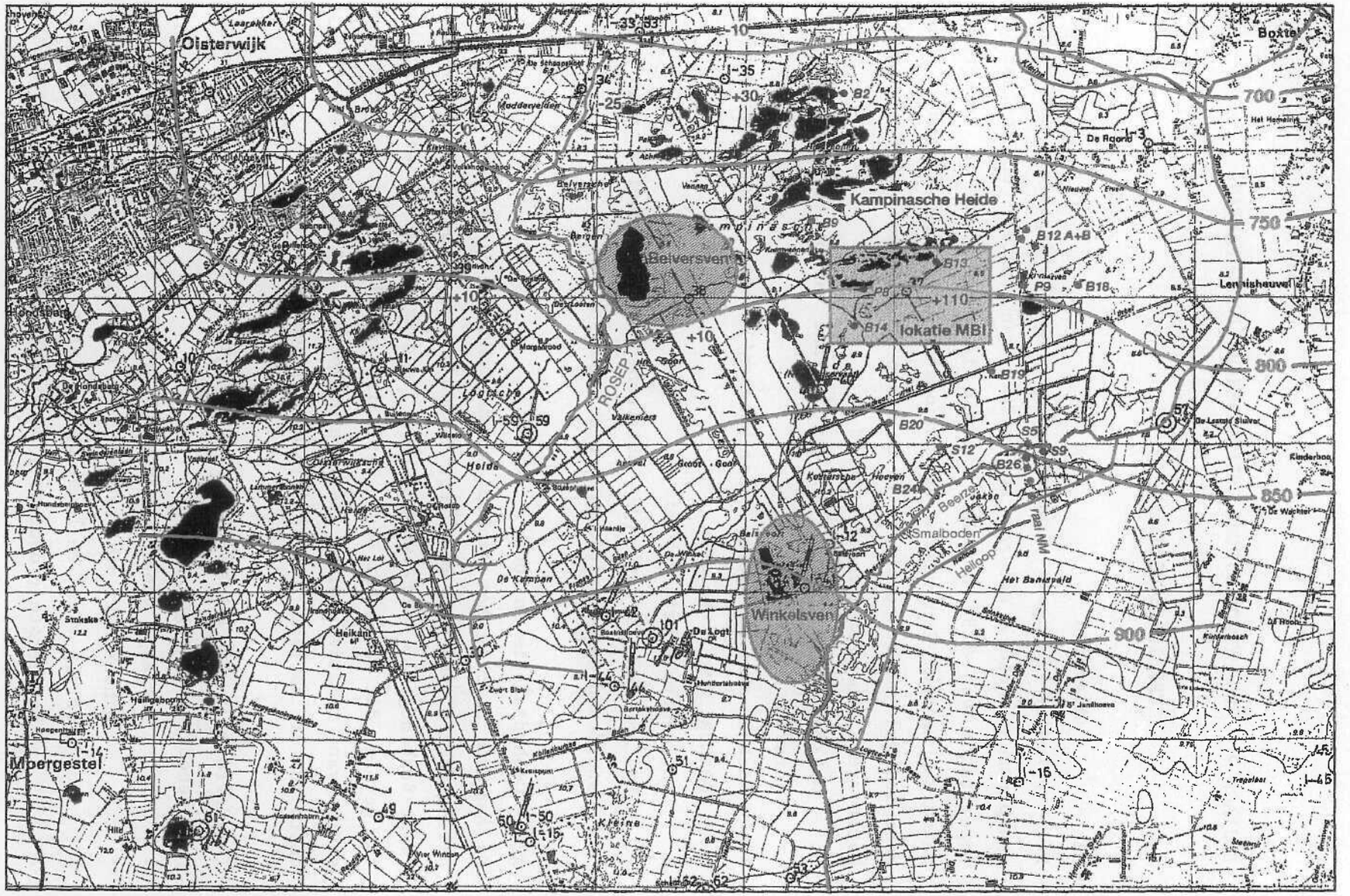
- beekdal van de Rosep, met aan de rand van het beekdal het Belversven
- beekdal van de Beerze ('Smalbroeken'), met aan de rand van het beekdal het Winkelsven
- het centrale heidegebied
- het noordelijk deel (de 'Huisvennen' en 'Zandbergsvennen') met stuifzandruggen en daartussen gelegen vennen

A2 Geohydrologie en bodem

De Kampina ligt in het gebied van de Centrale Slenk, een geologisch dalingsgebied tussen de Peelhorst in het oosten en het Brabants massief (West-Brabant). De overwegend dalende tendens van dit slenkgebied had tot gevolg, dat vanaf het begin Tertiair een vrijwel continu verlopende serie van relatief dikke sedimentpakketten ontstond, voornamelijk bestaande uit mariene, fluviatiele en eolische afzettingen.

Ingedeeld naar doorlatendheid is de geohydrologische opbouw van boven naar beneden als volgt:

- Deklaag, vanaf maaiveld (9 m+NAP) tot circa 20 m-NAP: een behoorlijk dik pakket van overwegend fijne zanden met weinig veen- en leemlagen, behorende tot de Nuenen Groep;
- Het eerste ('ondiepe') watervoerende pakket, van circa 20


Oisterwijk
Boxtel
Kampinasche Heide
Beiversven
Winkelsven
Smalboden
locatie MBI
Heide
Heikant
Middelbeers
Loonse en Drunense Duinen
Kempenland-West
Kempenland-Oost
Moergestel
Haaren
Helvoirt
Haaren-Oost
Haaren-West
Helvoirt-Oost
Helvoirt-West
Vlijmen
Vlijmen-Oost
Vlijmen-West
Rosep
Helloop
Beerze
Aa of Weerijs
Het Bankspald
De Kempen
De Logt
De Wijkel
De Raam
De Leemkuil
Het Heuvelink
Lemmerheuvel
Kinderbosch
De Wachter
Tregelbot
Hoogeind
Hoogeinde
Kleine
Zwart Blok
Hilt
Vier Winden
Heiligenbosch
Stokske
Hondsberg
Hondsbergse
Loostraat
Valkenlaer
Kasteelse Hoeven
Goor
Scoot
Hoevel
Hoogeinde
Hoogeinde
Hoogeinde

tot circa 75 m-NAP: goed doorlatende grove zanden van de Formatie van Sterksel.

- Slecht doorlatende laag van circa 75 tot circa 110 m-NAP: verschillende kleilagen behorende tot de Formatie van Kedichem en de bovenste zones van de Formatie van Tegelen.
- Het tweede ('middeldiepe') watervoerende pakket, onder de weerstandbiedende Kedichem- en Tegelenkleien bevindt zich een goed doorlatend pakket bestaande uit zanden van de Formaties van Tegelen, Maassluis en Oosterhout. Soms wordt dit pakket door lokaal aanwezige kleilagen nog verder onderverdeeld in een diep en een middeldiep pakket.

De bodem van het centrale heidegebied bestaat uit veldpodzolen, in het noordelijk deel komen ook haarpodzolen en duinvaaggronden voor op de stuifzandruggen. In het Beerzedal komen, afhankelijk van de bodemtextuur, beekeerdgronden (op zand) en beek/woudeerdgronden (op zavel) voor. In het beekdal van de Rosep komen vlierveengronden voor (Vz). In de vennen in het centrale heidegebied en het noordelijk stuifzandgebied komen veldpodzolen voor met een moerige bovengrond. Waarschijnlijk bevond zich in het verleden in de meeste van deze vennen veen, dat door mensen uit de omgeving is afgegraven.

A3 Hydrologie en waterhuishouding

De globale isohypsen van de stijghoogte in het 1e watervoerende pakket (de Sterksel zanden, op circa 30 meter diepte, onder de Nuenen-deklaag (zie figuur 1) tonen een regionale grondwaterstroming van zuid naar noord. Bij de Beerze en de Rosep is een lichte afbuiging van de isohypsen zichtbaar als gevolg van de afvoer van grondwater naar deze beekdalen. Met name in het beekdal van de Beerze (Smalbroeken) komt de stijghoogte tot binnen enkele decimeters onder maaiveld. Bij de overwegend zandige Nuenen-deklaag is dit een sterke indicatie dat er in de Smalbroeken nog kwel naar het maaiveld optreedt.
In het centrale heidegebied heerst een duidelijke wegzijgingssituatie.

De overdruk van het freatische grondwater bedraagt een tot enkele decimeters. In de belangrijke peilput 51A-P37, in het centrum van het gebied, bedraagt de wegzijgingsoverdruk zelfs ruim een meter. Er is geen reden om aan te nemen dat het hier een schijnspiegel betreft; vermoedelijk heeft de deklaag ter plaatse een hoge hydraulische weerstand.

n.b. de gegevens van de peilbuizen van Natuurmonumenten waren voor de bovenstaande beschrijving helaas nog niet beschikbaar; deze zijn nog niet gebruikt.
Een aantal lokaties van het Natuurmonumenten zijn opgenomen in figuur 1. Voor de overige lokaties zij verwezen naar kaarten van Natuurmonumenten.

De stijghoogte van het middeldiepe pakket (onder de Kedichem/Tegelenklei) wordt gemeten in twee diepe peilputten: 51A-P37 en 51A-P101 (ten zuidwesten van het Winkelsven, bij 'De Logt'). In beide gevallen is de stijghoogte fors lager dan de stijghoogte in het 1e pakket. De middeldiepe stijghoogte vertoont bovendien een zeer duidelijke trendmatige daling (51A-P37, filter 6, daling twee meter sinds de start van de waarnemingsreeks in 1981). Deze daling houdt verband met de winning van grondwater vanuit dit pakket. Grondwaterwinning vindt plaats door de N.V. WOB op de winplaatsen Oirschot en Haaren, respectievelijk circa 6 km ten zuiden en 4 km ten noorden van de Kampinasche Heide. De weerstandbiedende laag heeft een grote afsluitende werking [Baggelaar en Heidelberg, 1988]. Bij voornoemd onderzoek wordt geen doorwerking aangetoond van de (aanzienlijke) verlaging in het middeldiepe pakket naar de ondiepe en de freatische ondergrond.

Rond 1850 zijn rechte wegen door het gebied aangelegd, waarlangs diepe bermsloten zijn gegraven. Tussen 1900 en 1920 is het gebied de 'Hoge hei' en het Vossenbos ontgonnen en door middel van sloten ontwaterd. De vennen in het noordelijk terreingedeelte (Huisvennen) werden oor-

spronkelijk gedraineerd door één sloot die het gebied verlaat. In 1950 is deze sloot afgedamd, waardoor de waterstand in de noordelijk gelegen vennen steeg. In de periode 1975-1980 zijn ook een aantal sloten en greppels die het zuidelijke deel van de heide afwaterden afgedamd. Het gebied de 'Hoge hei' is vrij recent (1985) pachtvrij geworden en ook hier wordt gewerkt aan een vernatting van het terrein. In 1967 is de depressie ten westen van het Winkelsven met een dijkje afgesloten van het Beerzedal ten einde verdere inundaties met voedselrijk Beerzewater te voorkomen.

A4 Vegetatie

Het centrale heidegebied bestond rond 1950 grotendeels uit natte tot vochtige heide. Het merendeel hiervan is momenteel dichtgegroeid met Pijpestrootje. Alleen op plekken waar is geplagd komen heidevegetaties voor, met Struikheide, Dopheide, en op laaggelegen plaatsen ook met Bruine en Witte snavelbies, Kleine zonnedauw e.d. Op de hogere delen, en op de stuifzandruggen in het gebied van de Huisvennen/Zandbergsvennen komt droge heide met Struikheide en/of Bochtige smele voor. De in het heidegebied gebied gelegen vennen hebben overwegend een zuur karakter, ze zijn soorten-arm met Juncus bulbosus als dominante soort. In het Grote Huisven kwamen vroeger nog soorten van zwak zure milieus voor zoals Oeverkruid, Waterlobelia, Grote biesvaren, Drijvende waterweegbree, Kleinste egelskop, Waterdrieblad, Wateraardbeid, Moerashertshooi, Vlottende bies, Drijvende egelskop, Moerassmele (Mörzer Bruyns & Passchier 1949, Van Dam 1983). Langs de randen van de vennen komen vegetaties voor die kunnen worden gezien als aanzet tot (hoog)veenvorming (met Dopheide, Witte snavelbies, diverse Veenmossoorten, Veenbes, Lavendelheide en Veenpluis).

In het Beerzedal komen een aantal natte/vochtige hooilanden voor met onder andere Spaanse ruiter, Blauwe *zegge,* Grote pimpernel, Blauwe knoop, Klokjesgentiaan en, in het verleden, ook Blonde zegge. Op geïnundeerde plaatsen komen meer voedselminnende vegetaties voor met Dotterbloem, Echte koekoeksbloem, Tweerijige zegge, Veldrus e.d. Sinds

de jaren 50 is er sprake van een toename van **Hennegras, Pitrus, Moerasstruisgras** Gestreepte en Echte Witbol en **Reukgras,** die mogelijk wijst op een verdroging en verzuring van het gebied (Hofman 1982). Het Winkelsven stond vroeger bij hoge waterstanden in verbinding met de Beerze. Een rondom het ven voorkomende Galigaanbegroeiing heeft zich in de vijftiger jaren sterk uitgebreid na ontginning van het aangrenzende gebied. In een natte laagte ten westen van het Winkelsven komt een soortenrijke vegetatie van natte, **voedselarme,** zwak zure omstandigheden voor met **Moerashertshooi, Moerassmele,** Pilvaren, Oeverkruid, Ondergedoken **moerasscherm,** Witte **waterranonkel.** Vroeger kwam hier ook Waterlobelia voor.

A5 Onderzochte **lokatie(s)**

Op grond van alleen hydrologische gegevens leken de volgende put en peilbuizen geschikt als meetpunten voor de **MBI-verdroging:**

51A-P37 **(NM:** put B31) (Centrale heideterrein)

51A-L12 (NM: buis B30) **(Balsvoort,** op overgang naar Beerzedal)

NM buis B2 (Huisvennen)

B26 (Smalbroeken)

Na veldbezoek is peilput 51A-P37 (NM put B31) uitgekozen als MBI meetpunt. De put ligt vrij centraal **in** het heidegebied, en naast een ondiep filter zijn er ook een aantal diepere filters aanwezig, tot in het diepste watervoerende pakket. In de omgeving komen verschillende voor het verdrogingsonderzoek relevante **standplaatstypen** voor (ven, vochtige heide, vochtig **grasland),** hetgeen de reconstructie van de **referentiestijghoogte vereenvoudigt.** Ook de buizen uit de serie B26, gelegen in de Smalbroeken **(Beerzedal),** zijn in beginsel geschikt als meetpunt voor de **MBI-verdroging,** temeer daar de buis onderdeel uitmaakt *van* een **meetraai,** waarbij ook het **oppervlaktewaterpeil** gemeten wordt. Buis B30 (Balsvoort) is minder geschikt vanwege de weinig representatieve ligging van de peilbuis (aan **greppel).** Buis B2 (Huisvennen) is door tijdgebrek niet bezocht.

B LOKATIEBESCHRIJVING

B1 Situatie en beschikbare gegevens

De lokatie rond 51A-P37 is aangegeven in figuur 1. Meer in detail is de lokatie weergegeven in figuur 2.

Het gebied ten noorden en westen van de put bestaat nog uit heide en vennen. De Zandbergsvennen liggen circa 200 meter noordelijk. In het ven ten noordwesten wordt het peil door Natuurmonumenten met een piket (P8) waargenomen sinds 1977.

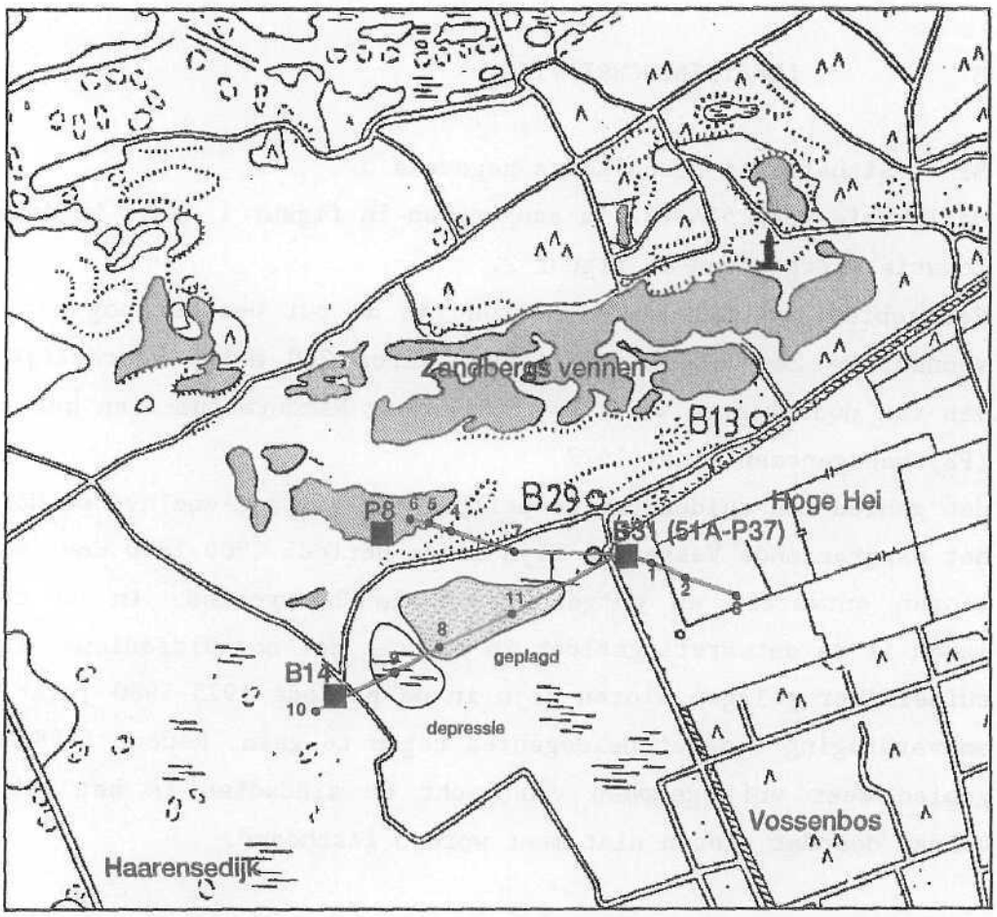
Het gebied ten zuiden van de peilput, de weiland-enclave de Hoge hei en het aangrenzende Vossenbos zijn in de periode 1900-1920 door middel van sloten ontwaterd en ontgonnen tot landbouwgebied. In de zeventiger jaren is de ontwateringssloot in de Hoge Hei nog uitgediept. Een aantal zuidelijker gelegen sloten zijn in de periode 1975-1980 juist afgedamd om verdroging van het heidegebied tegen te gaan. Recent (1985?) is het gebied weer vrij gekomen van pacht en sindsdien is het gebied weer vernat doordat sloten niet meer worden geschoond.

In de directe omgeving is nog een aantal peilbuizen van Natuurmonumenten beschikbaar, zoals B29, B13 en B14. Vanwege de centrale ligging, de beschikbaarheid van diepere filters en het feit dat de waarnemingen goed ontsloten beschikbaar zijn via het Archief van TNO is toch peilput 51A-P37 (NM buisnr. 31) als MBI indicator gekozen.

B2 Bodem en vegetatie

Ten einde de bodem, reliëf, de hydrologie en de vegetatie te beschrijven zijn met buis B31 als middelpunt twee transecten uitgezet (figuur 3 en figuur 4). De ligging van de transecten is aangegeven op figuur 2.

Transect I loopt vanaf het meest zuidelijke Zandbergsven in zuidoostelijke richting. Ter plaatse van het ven bestaat de bodem uit een veldpodzol, op het laagste deel met een circa 15 cm dikke moerige bovengrond.

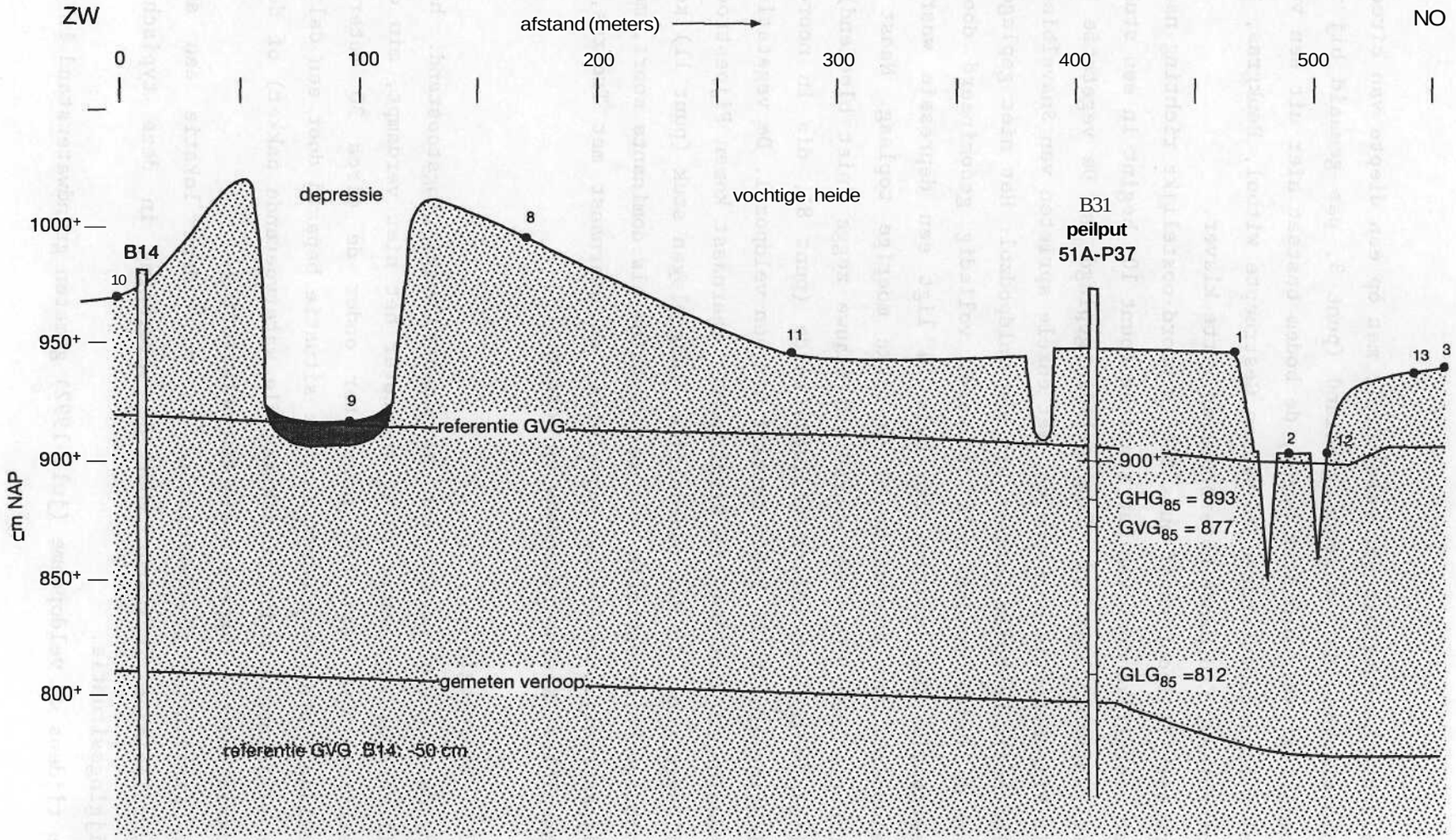


Figuur 2. Situatiekaart Kampina

Door het diepste deel van het ven loopt een sloot, die mogelijk is gegraven ten tijde van de ontvening van het ven (om de drainage naar de ondergrond te verbeteren). In het ven komt voornamelijk Knolrus voor, langs de randen komt een vegetatie van Pijpestrootje, Waternavel en Knolrus voor (punt 5). De moerige bovenlaag loopt zijwaarts nog vrij ver door, maar is hier bedekt met een dek van verspoeld/vergraven zand, gekenmerkt door een vlekkerig patroon van wit zand met donkergrijs humeus zand. Waarschijnlijk gaat het hier om overtollig bodemmateriaal dat is vrijgekomen bij het afgraven van het veen. De situatie lijkt veel op die in het noordelijk Zandbergsven, zoals beschreven door Beije (1976a), en op de situatie bij het Klein Huisven in het gebied de Groote Heide (zie bijlage 10).

Het transect doorsnijdt vervolgens een stuifzandrug (punt 4), begroeid met een lage, intensief door konijnen begraasde, open struikheidevegetatie met daartussen veel Grijs Kronkelsteeltje (Campylopus introflexus). De bodem bestaat uit een haarpodzol. Na de stuifzandrug volgt een stuk voormalige vochtige heide, die vrijwel volledig is dichtgegroeid met Pijpestrootje (punt 7). De bodem bestaat hier weer uit een veldpodzol, die vanaf circa 20 cm diepte sterk geelbruin gevlekt is. Vroeger heeft op deze plaats een Hessenweg gelegen (schr.med. H.M. Beije) die waarschijnlijk heeft geleid tot een verstoring van de bodem. Het gebied was al in 1964 begroeid met pijpestrootje. Het transect loopt vervolgens langs buis 31, die in de hoek van een weiland-enclave ligt. Deze enclave is begin deze eeuw ontgonnen. Rondom de weiland-enclave ligt een ondiepe greppel. Deze is in 1961-1962 gegraven bij de aanleg van een onverharde weg (med. H.M. Beije). Ter hoogte van transect doorsnijdt deze weg een laagte. Om stagnatie van het water aan de westzijde te voorkomen heeft men hier een duiker aangebracht en tegelijk de heide nog wat beter ontwaterd door het graven van een paar extra greppels. Een losliggende duiker (deze buis was over) en een aantal gegraven sleuven in het aanliggende heideterrein vormen de stille getuigen van deze activiteiten. Het eerste grasland (punt 1) is tot kort geleden als akker in gebruik geweest, hetgeen zich uit in een ruige begroeiing met Akkerdistel en Brandnetel, waarin verder onder meer voorkomen Gestreepte en gladde witbol, Gewoon struisgras, Kruipende boterbloem, Gewone hoornbloem, Witte klaver. De bodem bestaat uit een gooreerdgrond met humeuse Al van ca 30 cm. Het transect doorsnijdt vervolgens een ondiepe greppel met veel Pitrus, en daarnaast soorten als Waternavel, Wilde bertram, Zwarte *zegge,* Hazezegge. In het daaropvolgende relatief laaggelegen weiland (punt 2, pas gemaaid bij veldbezoek) komen voor: Pitrus, Waternavel, Hazezegge, Kruipende boterbloem, Gestreepte witbol en Ruw beemdgras.

Figuur 3: Kampina transekt I



Figuur 4: Kampina, transekt II.

De bodem bestaat uit een veldpodzol, met op een diepte van circa 60 cm roestvlekken. Het volgende grasland (punt 3, pas gemaaid bij veldbezoek) ligt weer een stuk hoger, de bodem bestaat hier uit een veldpodzol waarop onder andere voorkomen Gestreepte witbol, Reukgras, Scherpe boterbloem, Kruipende boterbloem en Witte klaver.
Transect II loopt vanaf buis B14 in noord-oostelijke richting naar B31. Het westelijke deel van het transect (punt 10) begint in een stuk heide dat waarschijnlijk vrij lang geleden geplagd is. De vegetatie bestaat uit Pijpestrootje en Dopheide, met enkele sprieten van Snavelbies (niet bloeiend). De bodem bestaat uit een veldpodzol. Het niet geplagde deel van de heide rondom buis 14 wordt volledig gedomineerd door Pijpestrootje. Ten noorden van buis 14 ligt een depressie waarin een veldpodzol met een circa 10 cm dikke moerige toplaag. Naast Pijpestrootje komt hier ook sporadisch Blauwe *zegge* (niet bloeiend) voor. Hierop volgt een recent geplagde heide (punt 8), die in noordelijke richting afhelt. De bodem bestaat uit een veldpozol. De vegetatie wordt gedomineerd door Dop- en Struikheide, daarnaast komen Pijpestrootje en Pilzegge voor. In het noordelijke, laaggelegen stuk (punt 11) komt een vochtige heidevegetatie voor met Dopheide als dominante soort, met veel Pijpestrootje en Bruine snavelbies, en daarnaast met Trekrus, Witte snavelbies, Kleine zonnedauw en Tormentil.

B3 Hydrologie

Op de lokatie heerst een permanente wegzijgingstoestand: het infiltrerende regenwater zakt, voorzover het niet verdampt, min of meer verticaal weg naar het grondwater onder de circa 30 meter dikke deklaag. Verdroging wordt in deze situatie bepaald door een daling van de stijghoogte onder de deklaag (1e watervoerende pakket) of door een lokale ondiepe ingreep zoals een ontwatering.
De freatische grondwaterstand is voor deze lokatie een afdoende hydrologische indicator voor de verdroging in deze typische wégzijgingssituatie.
De tijdens de veldopname (juli 1992) gemeten grondwaterstand in de twee

transecten toont een zeer gelijkvormige situatie met een zeer klein verhang naar het zuidoosten. De situatie was toen zeer droog, de stand behoort bij een toestand die nog duidelijk onder de GLG ligt. De (uit metingen berekende GLG en GHG) in de peilput zijn in het transect aangegeven.

B4 Bepaling referentiestijghoogte

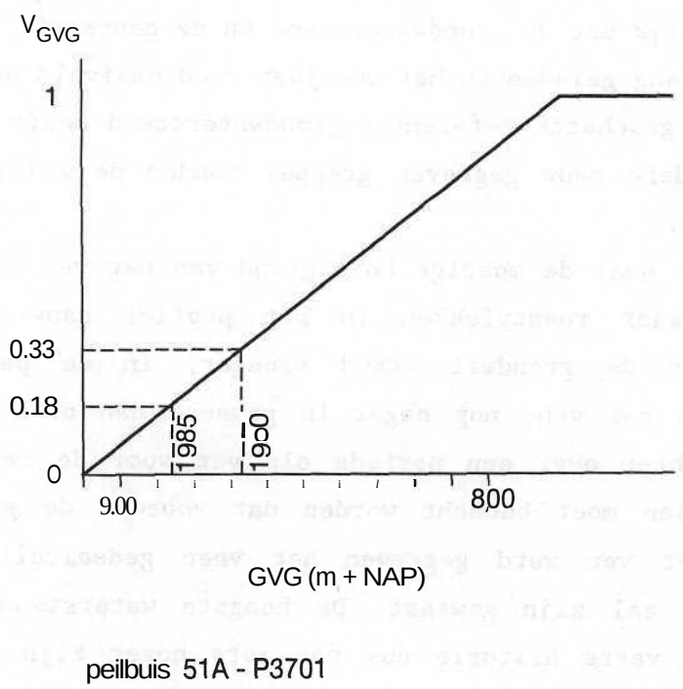
In het transect is behalve het tijdens het veldwerk waargenomen grondwaterstandsverloop ook de geschatte referentie-grondwaterstand (Gemiddelde VoorjaarsGrondwaterstand) aangegeven. Doordat de vroegere situatie slechts summier is beschreven, en omdat de bodem ijzerarm is en daarom weinig uitgesproken hydromorfe kenmerken heeft, zijn er niet veel aanknopingspunten voor de inschatting van de referentie. We zijn vooral uitgegaan van de volgende overwegingen:

- Gezien het voorkomen van een moerige bovengrond en het feit dat hier nog exemplaren van de Blauwe zegge voorkomen is het waarschijnlijk dat de grondwaterstand in de depressie bij punt 9 niet al te lang geleden in het voorjaar rond maaiveld heeft gestaan;
- bij de geschatte referentie-grondwaterstand heeft ook de aan het begin deze eeuw gegraven greppel rondom de weiland-enclave een functie.

De hoogte tot waar de moerige bovengrond van het ven doorloopt, en de hoogte tot waar roestvlekken in het profiel aanwezig zijn, doet vermoeden dat de grondwaterstand vroeger, in de periode vóór de vervening van het ven, nog hoger is geweest dan onze schatting. Dan praten we echter over een periode die vèr voor de referentieperiode ligt. Bovendien moet bedacht worden dat voordat de greppel door de bodem van het ven werd gegraven het veen gedeeltelijk grondwateronafhankelijk zal zijn geweest. De hoogste waterstanden in het ven zullen in de verre historie dus nog iets hoger zijn geweest dan de hoogste grondwaterstand.

Bij het geschetste verloop van de referentie hoort een stand van 900 cm+NAP in peilput 51A-P37. Dit is dus het onverdroogde referentie niveau (GVG) voor deze lokatie.
Omgekeerd, moet de lokatie als 'volledig verdroogd' worden beschouwd als de natste standplaats volledig grondwater-onafhankelijk is geworden. Dit is het geval als het niveau in 51A-P37 (structureel, GVG) daalt tot 775 cm+NAP. In dat geval is de grondwaterstand onder het zuidelijke Zandbergven (als natste standplaats) gedaald tot 50 cm onder de venbodem.

De verdrogingsrelatie en de scores voor 1985 en 1990 zijn weergegeven in figuur 5.
Referentiegrondwaterstand = 9.00 m+NAP
'Volledig verdroogd' = 7.75 m+NAP



Figuur 5. Verdrogingsrelatie voor de lokatie Kampina, peilbuis 51A-P3701

BRONNEN

- Baggelaar, P.K. en E.E.Heidelberg (1988): invloed van de grondwaterwinning Oirschot op stijghoogten en oppervlaktewaterstanden volgens tijdreeksanalyse. Rapport SWO 88.245 KIWA, Nieuwegein.

- Beije, H.M. en R.H. Lichthart (1980): Kampina beheersplan 1979 t/m 1989. Intern rapport Vereniging tot behoud van Natuurmonumenten

- Beije, H.M. (1976): Vegetatiekartering van het Beerzedal in Kampina. Interne notitie van Vereniging tot behoud van Natuurmonumenten

- Beije H.M. (1976a). Vennen op Kampina en hun beheer. Doctoraalscriptie LH Wageningen.

- Dam, H. van (1983): Vennen in Midden-Brabant. RIN-rapport 83-23. RIN

- Geenen H.G.M. (1977). Bodemgesteldheid van Midden-Brabant. Stiboka, rapport nr. 1359.

- Hofman, R. (1982): Oude hooilanden in het Beerzedal (Kampina), verarming door verrijking? Intern rapport Nat.Mon.

- Jonkheer, R. (1989): Vegetatiekartering Kampina 1988. Intern rapport Vereniging tot behoud van Natuurmonumenten

- Lichthart, R.H. (1978): Kampina beheersrichtlijnen. Ver. tot Beh. van Nat. mon.

- Maas, P.R.M. en M.J.A. Werger (1967): Natte hooilanden en natte heidevegetaties van het natuurmonument 'De Kampina'. Doct. verslag RUU

- Mörzer Bruyns M.F. en H. Passchier (1949). De vegetatie van het Grote Huisven bij Oisterwijk. Wet. med. KNNV, nr. l

- Roelofs, H.J. en W. Vos (1979): Landschapsecologische relaties via het grondwater in de Kampina en omgeving. Dorschkamp rapport 213, Wageningen

- Stiboka (1985). Bodemkaart van Nederland schaal 1:50.000. Kaartblad 51 West, Eindhoven.

- Stichting Het NB Landschap (1985). De Oisterwijkse vennen, vroeger en nu. Brab. Landschap 69

- Westhoff, V. en J. van Dijk (1954): Het natuurmonument Kampina. Interne notitie Vereniging tot behoud van Natuurmonumenten

Informanten MBI:
- H.M. Beije (IKC-NBLF)
- F van Belle (NM)
- H Suilen (terr beh NM)

Informanten landelijk verdrogingsonderzoek:
- J. de Smidt
- H. Joosten
- J. Cools
- P. Bakker

Resultaten tijdreeksmodellering en trendanalyse

Terrein: Kampina
Lokatie: centrale heideterrein
Aspect: grondwaterstand
Tijdreeks: 51A-P3701

Transfermodel: $h_t = 0.87 \cdot h_{t-1} + 0.92 \cdot N_t - 0.04 \cdot N_{t-1} + 0.014 \cdot N_{t-2} + 0.06 \cdot N_{t-3}$
frequentie: freq 2, maandelijks
(versie modelfile: ;3)

A f g e l e i d e r e s u l t a t e n (standen in cm + NAP)

Regiem (situatie 1985):		Structureel niveau:		$\underline{GVG_{tf}90}$
GVG_{tf}:	877	1982[1] -	778	
GHG_{tf}:	893	1985 -	788	
GLG_{tf}:	812	1990 -	770	855

gemiddelde stijghoogte: nvt
st.dev. residureeks na correctie op structureel niveau- 14.4 cm
onderscheidingsgrens 1.65 * st.dev = 23.7 cm

G R A F I E K E N : zie volgende bladzijde

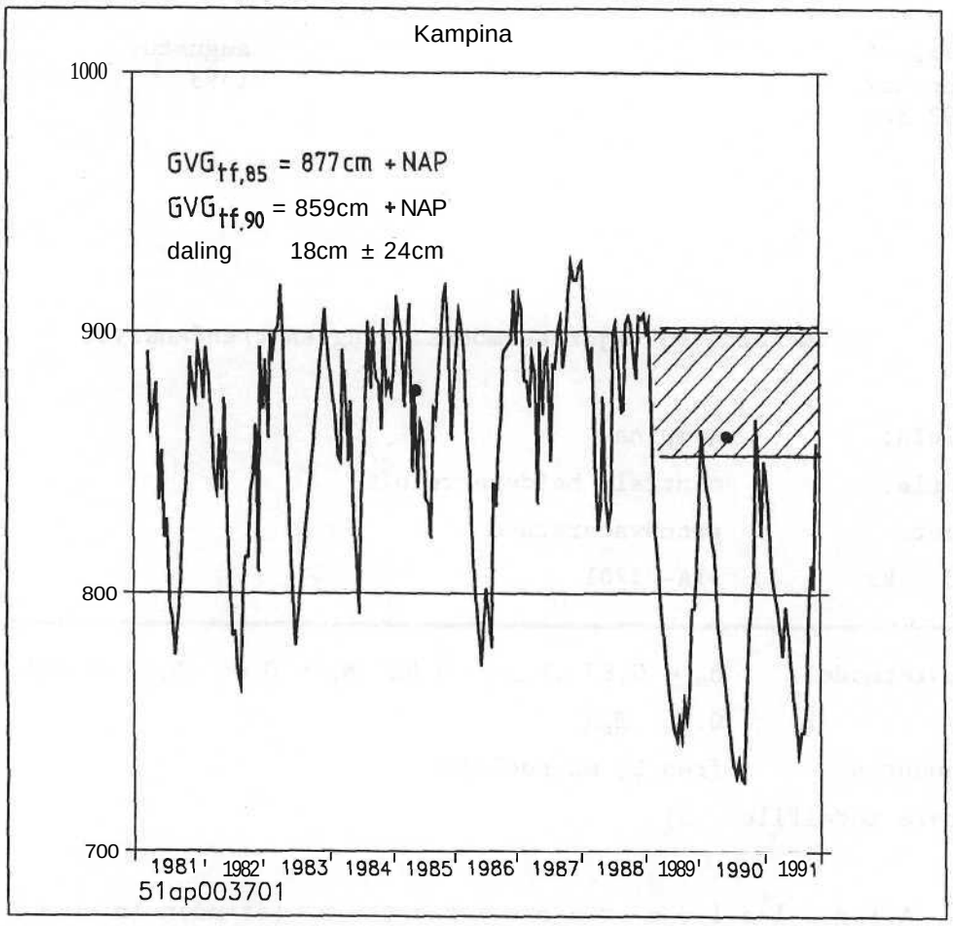
1e grafiek: oorspronkelijke reeks
met $GVG_{tf}85$ en $GVG_{tf}90$ en het onderscheidingsinterval

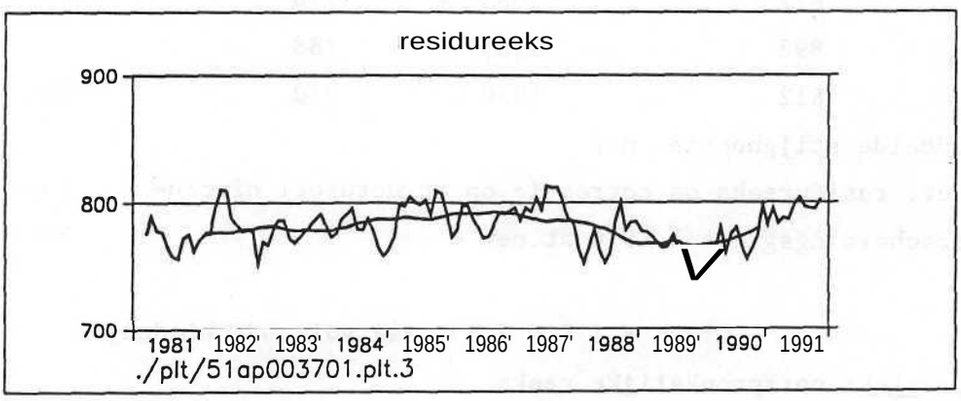
2e grafiek: residureeks
en daarin het verloop van het structureel niveau (=het 2-jaars voortschrijdend gemiddelde)

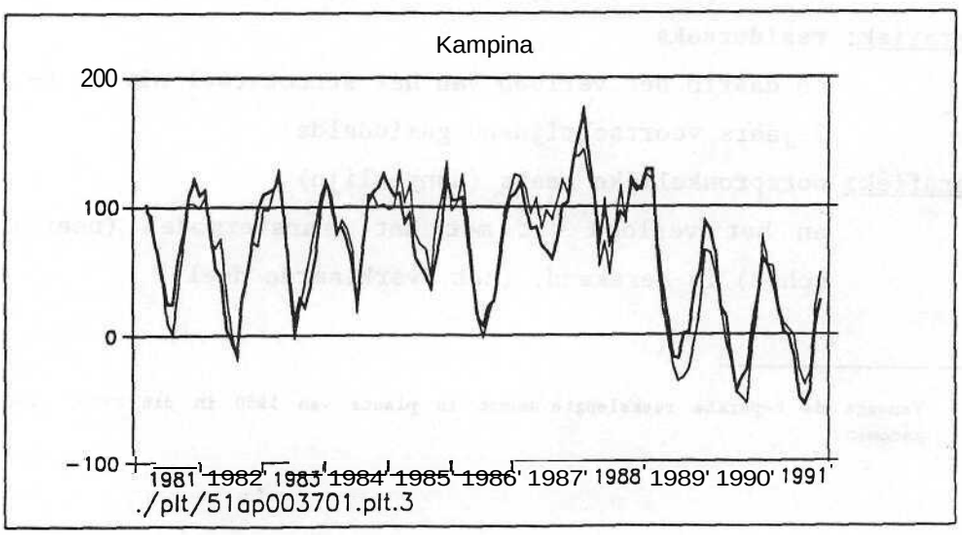
3e grafiek: oorspronkelijke reeks (dunne lijn)
en het verloop dat met het transfermodel (neerslagoverschot) is berekend. (het 'verklaarde deel')

---

1 Vanwege de beperkte reekslengte moest in plaats van 1980 in dit geval 1982 worden genomen.


Kampina
1000
900
800
700
GVG tf,85 = 877 cm + NAP
GVG tf,90 = 859cm + NAP
daling 18cm ± 24cm
1981 1982 1983 1984 1985 1986 1987 1988 1989 1990 1991
51ap003701


residureeks
900
800
700
1981 1982 1983 1984 1985 1986 1987 1988 1989 1990 1991
./plt/51ap003701.plt.3


Kampina
200
100
0
−100
1981 1982 1983 1984 1985 1986 1987 1988 1989 1990 1991
./plt/51ap003701.plt.3

Bijlage 6
Ecohydrologische terreinbeschrijving Pannenhoef.

BIJLAGE 6. ECO-HYDROLOGISCHE GEBIEDSBESCHRIJVING PANNENHOEF

A TERREINBESCHRIJVING

A1. Algemeen

Het natuurterrein de Pannenhoef ligt ten zuidwesten van Breda, op 3 kilometer ten westen van Rijsbergen (zie figuur 1). Het is een landgoed met naald- en loofbos, heide en moeras met een totale grootte van 503 ha. Het landgoed is in beheer bij de Stichting Het Noord-Brabants Landschap.

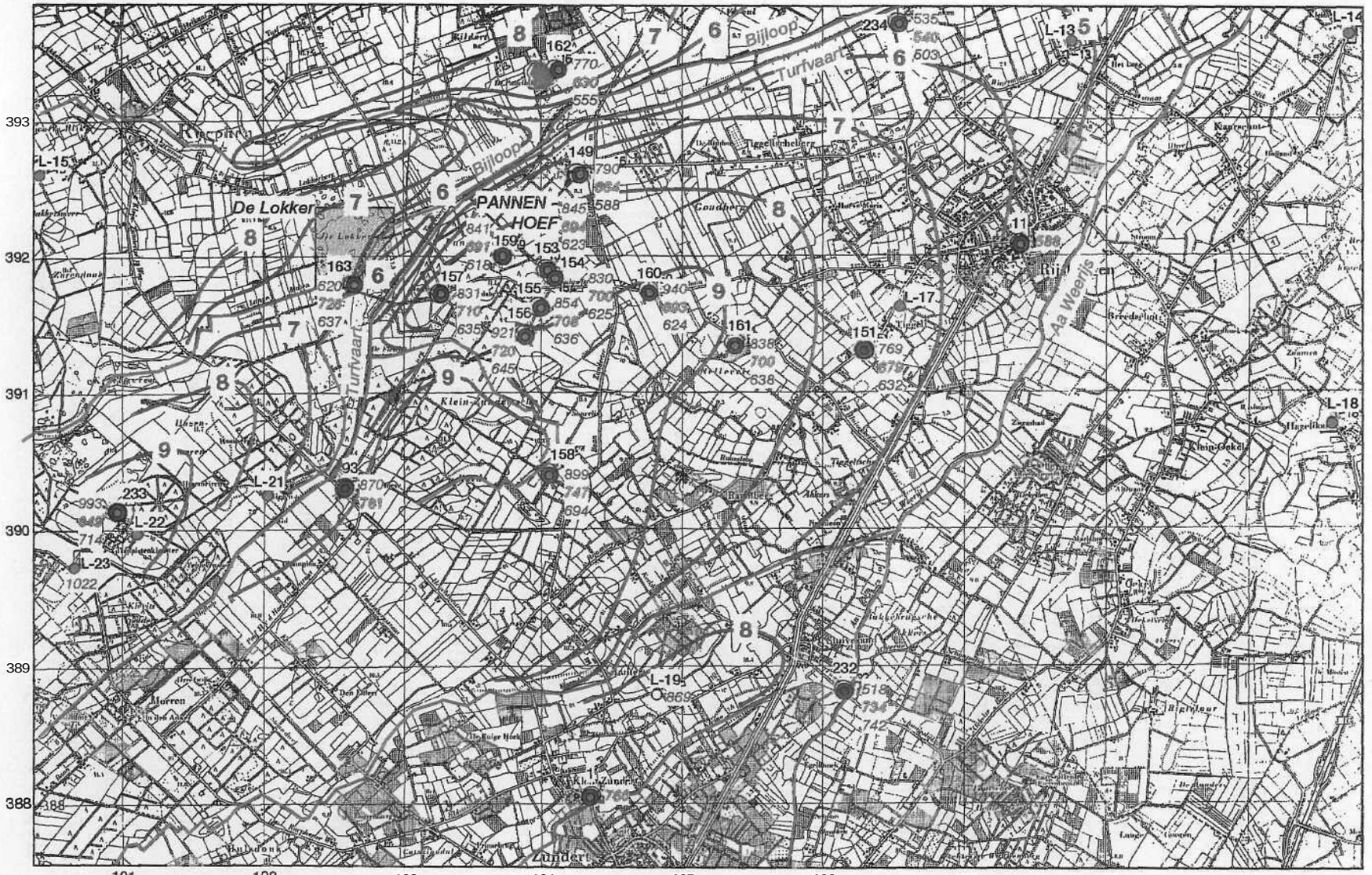
Het landgoed ligt bij de bovenloop van de Bijloop, een beekje dat enkele kilometers naar het zuidwesten ontspringt en dat ten zuiden van Breda uitmondt in de Aa of Weerijs. Parallel aan de Bijloop loopt de Turfvaart, die gegraven is voor de afvoer van het veen en thans nog een belangrijke afwaterende functie heeft. Ten oosten van de Turfvaart/-Bijloop ligt het hogere zandgebied, met daarin de bosterreinen van het Landgoed, dat op 3 kilometer oostelijk wordt begrensd door het beekdal van de Aa/Weerijs. Geomorfologisch is het gebied te beschrijven als een dekzand-beekdal landschap.

Een belangrijk element is het ven 'De Lokker' en de omgeving van dat ven (in totaal circa 70 ha) gelegen in het oorspronkelijke beekdal van de Bijloop. Het onderzoek heeft zich overwegend geconcentreerd op het gebied De Lokker. Het gebied en de waterhuishoudkundige ontwikkeling van De Lokker zijn goed beschreven in (Braat, 1992).

A2 Geohydrologie en bodem

Bronnen: Braat, 1992, Stuurman e.a. 1990

De Pannenhoef ligt in Zuidwestelijk Noord-Brabant. Het belangrijkste geohydrologische kenmerk van dit gebied is het voorkomen op geringe diepte van fijne leemhoudende zanden en kleilagen van de Formaties van



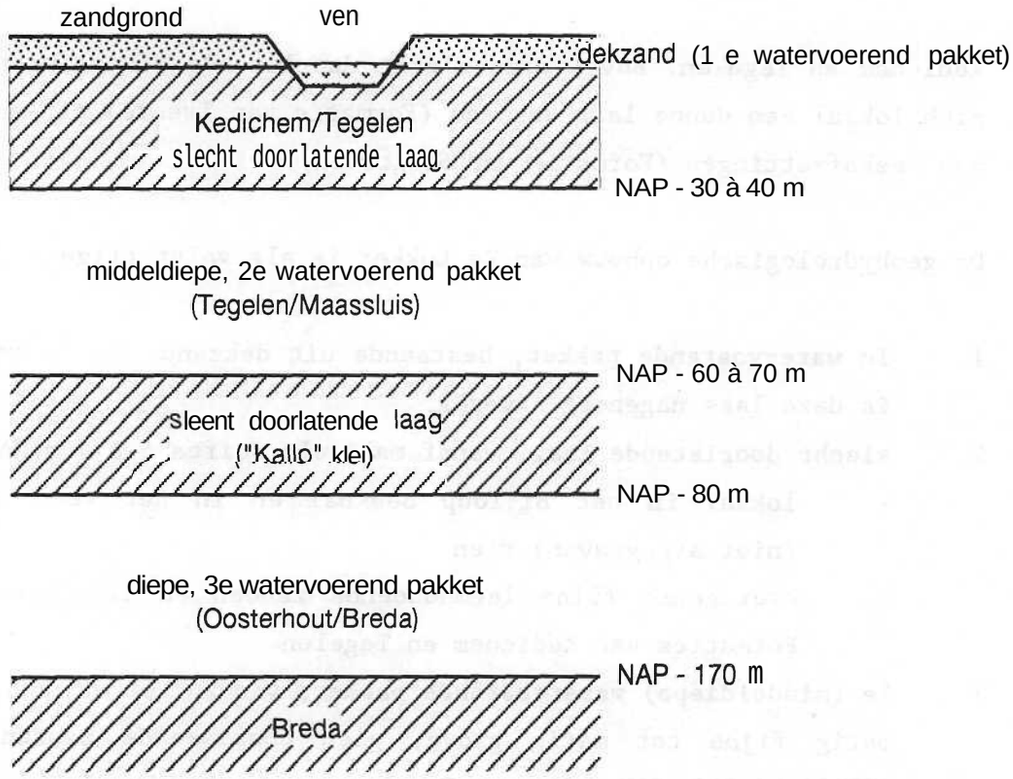
Figuur 1: **Gebied De Lokker (Pannenhoef).**
Isohypsen van het ondiepe grondwater d.d. 28 april 1985.

Kedichem en Tegelen. Boven deze slecht doorlatende afzettingen bevindt zich lokaal een dunne laag dekzand (Formatie van Twente) of een complex van beekafzettingen (Formatie van Singraven).

De geohydrologische opbouw van De Lokker is als volgt (figuur 2):

1. 1e watervoerende pakket, bestaande uit dekzand. In en om het ven is deze laag nagenoeg afwezig.
2. slecht doorlatende laag, vanaf maaiveld (circa 6 à 7 m+NAP):
   - lokaal in het Bijloop beekdal en in het ven: restanten (niet afgegraven) veen
   - overigens: fijne leemhoudende zanden en leemlagen van de Formaties van Kedichem en Tegelen.
3. 2e (middeldiepe) watervoerende pakket, van 20 tot 60 meter - NAP: matig fijne tot matig grove, goed doorlatende zanden van de (fluviatiele) Formatie van Tegelen en de (mariene) Formatie van Maassluis.
4. slecht doorlatende laag, van 60 tot 80 meter - NAP: de zogenaamde 'Kallo klei' behorende tot de Formatie van Oosterhout.
5. 3e watervoerende pakket, van 80 tot 200 meter - NAP: mariene zeer schelprijke zanden van de Formatie van Oosterhout, en daaronder de zanden van de Formatie van Breda.

In de omgeving van het gebied Pannenhoef is een tiental diepe boringen aanwezig welke het bovenstaande schema bevestigen. De boringen zijn ondermeer geplaatst door de Waterleiding Maatschappij 'Noord-West-Brabant' in verband met een onderzoek naar de mogelijkheden voor nieuwe grondwaterwinplaats.



Figuur 2: Schematische geohydrologische opbouw.

Bodemkundig bestaat het gebied van De Lokker uit (Braat 1992):

- broekeerdgrond in de diepste delen van het beekdal en het ven, waarbij het bovenste deel vaak bestaat uit een veenlaag van enkele decimeters,
- gooreerdgronden in het overgangsgebied tussen het beekdal (het ven) en de hogere gronden; in deze gronden komt vrijwel overal binnen 120 centimeter een minimaal 20 centimeter dikke kleilaag voor. In het landbouwgebied is het profiel van de gooreerdgronden vaak verstoord door ploegen en egalisaties.
- veld- en haarpodzolen op de hogere gronden buiten het beekdal.

A3 Hydrologie en waterhuishouding

In figuur l zijn tevens de **isohypsen** weergegeven van het grondwater in het **1e** watervoerende **(dekzand)pakket** en, waar het dekzand **ontbreekt**, de bovenste slecht-doorlatende laag **(Tegelen)**. Bij de meetpunten is ook de in de diepere filters (2e en 3e watervoerend pakket) gemeten **stijg**-hoogte aangegeven. De regionale grondwaterstroming is gericht naar het noordoosten. Het ondiepe grondwater heeft daar naast een lokale gradiënt in de richting van de waterlopen: de Turfvaart, de Bijloop en, verder naar het oosten, de Aa of Weerijs. Opvallend is de steile gradiënt bij de Turfvaart en De Lokker. Gezien de geringe **door**-latendheid van de ondiepe ondergrond zal de horizontale grondwater-stroming, daar waar het dekzand ontbreekt zeer beperkt zijn; de verticale grondwaterstroming is daarbij **verhoudingsgewijs** van groter belang: daar waar de (gemiddelde) **stijghoogte** van het middeldiepe pakket hoger is dan de ondiepe grondwaterstand vindt er (bij een voldoende groot potentiaalverschil) een relevante opwaartse stroming van **(middeldiep)** grondwater plaats, dat vervolgens via het oppervlak-tewater afgevoerd wordt en/of aan maaiveld uittreedt.

Het algemene beeld van de huidige grondwatersituatie is als volgt:
Op de hogere dekzandgronden zijgt het neerslagoverschot voor een belangrijk deel weg via de slecht doorlatende laag naar het diepere grondwater. Een ander deel van het geïnfiltreerde regenwater stroomt via het dunne dekzand pakket af naar het beekdal en treedt (als "lokale" kwel) uit aan de basis van het dekzand, over de bovenste veen of **leemlaag**. In de Lokker zit de veenlaag vrijwel aan het maaiveld zodat lokale kwel optreedt in het overgangsgebied, langs de oevers van het ven. In dat gebied stroomt in natte tijden een belangrijk deel van het regenwater over de oppervlakte af naar het ven. Het water wordt daar vermengt met het (nagenoeg verticaal) opstijgende en uittredende middeldiepe kwelwater.
De hoeveelheid kwelwater, en daarmee de mate waarin het kwelwater substantieel is voor de watersamenstelling wordt bepaald door het

quotiënt van de overdruk van de middeldiepe stijghoogte en de (onbekende) hydraulische weerstand van slecht doorlatende Tegelen/Kedichem zone.

De gemeten stijghoogte in meetpunt 50A-P163, middeldiep filter 3, varieert sterk met het seizoen. In het peiljaar 1985 bedroeg de gemiddelde stijghoogte 673 cm +NAP, met een GHG van ruim 700 cm+NAP en een GLG van circa 580 cm+NAP. Ten opzichte van een oppervlaktewaterstand van circa 615 cm+NAP in De Lokker was er in die periode gemiddeld sprake van een lichte potentiële kweloverdruk.

Op de hogere gronden van De Pannenhoef zijn meerdere putten aanwezig met een ondiep en een middeldiep meetfilter. Gemiddeld genomen is in dat gebied de ondiepe grondwaterstand 160 cm hoger dan de middeldiepe stijghoogte. Als we er van uit gaan dat daar vrijwel het volledige neerslagoverschot wegzijgt naar het middeldiep grondwater, en we schatten de wegzijgingshoeveelheid op 200 mm per jaar, dan kunnen we hieruit ter indicatie een hydraulische weerstand van de deklaag afleiden van (orde grootte) 3000 dagen. Wanneer deze informatie gebruikt wordt voor de kwelsituatie dan is er slechts sprake van een substantiële hoeveelheid kwel (0.2 mm/dag) bij een overdruk vanuit het middeldiepe pakket van 60 centimeter.

De Bijloop vervult een belangrijke rol in de historie en de waterhuishoudkundige beheersing van De Lokker (zie figuur 3 en 5). Het peil van de Bijloop kan worden geregeld via een stuw juist benedenstrooms van het gebied De Lokker. In de huidige situatie is tussen het ven en de Bijloop een kade aanwezig. Via een overstort duiker (niveau 640 cm+NAP, zie figuur 6) kan het ven afwateren op de Bijloop, waarin thans een peil van 610 à 640 cm+NAP wordt gehandhaafd.

winningen:

De dichtstbij gelegen grondwaterwinplaats is p.s. De Schijf, 6 kilo-

meter ten westen van De Pannenhoef. De winning, die plaats vindt vanuit het diepe pakket, bedraagt circa 10 miljoen m^3 per jaar en is gestart in 1972. Per 1 januari 1993 zal de winning worden gereduceerd tot 7 miljoen m^3 per jaar.

waterhuishouding:
De Turfvaart, oostelijk van de Bijloop heeft vooral een afwaterende functie. De Turfvaart functioneert waterhuishoudkundig volledig gescheiden van de Bijloop. Het peil van de Turfvaart vertoont een behoorlijke variatie, tussen circa 600 en 700 cm+NAP. Gezien de afstand mag worden aangenomen dat de Turfvaart geen invloed uitoefent op de hydrologische situatie van De Lokker.

watersamenstelling :
In de huidige situatie heeft het water van het ven en het bovenste grondwater vrijwel de kwaliteit van regenwater. Het middeldiepe grondwater is basisch en sterk calciumhoudend (F2-CaHCO3)(Stuurman e.a. 1990).

Veranderingen in hydrologie in hydrologie en waterhuishouding:
De Bijloop vervult een belangrijke rol in de historie en het waterhuishoudkundige beheer van het ven De Lokker. Het oorspronkelijke dal van de Bijloop is door stremming van de afwatering ter plaatse verbreed, waarbij het ven is ontstaan en waarbij een veenlaag is afgezet. In een later stadium is het gebied deels ontveend en in 1938 is de Bijloop verdiept en gekanaliseerd. Tot 1991 is een (laag) peil van 555 cm+NAP gehanteerd. Hiermee werd ook het ven (bodemhoogte circa 6 meter+NAP) goeddeels drooggelegd. In 1985 is langs de Bijloop een kade aangelegd opdat het (regen)water langer in het ven kon worden vastgehouden. Tussen het ven en de Bijloop in de kade een overloop aangebracht waardoor het maximale venpeil thans 640 cm+NAP is.

In de afgelopen decennia is de stijghoogte van het diepere grondwater

aanzienlijk gedaald. Deze daling is structureel en staat los van tijdelijk drogere weersomstandigheden.
Uit de analyse (Rolf, 1989) van een nabije brandput bij Rijsbergen (50A-B11) blijkt dat de daling ruim een meter bedraagt. Omdat voor de daling bij Rijsbergen geen lokale oorzaak kon worden gevonden mag worden aangenomen dat het gaat om een regionaal verschijnsel. Als mogelijke oorzaken moet worden gedacht aan de invloed van diepe grondwaterwinning of de verdieping van beekdalen als regionale ontwateringsbasis. De daling is, gezien het tijdsverloop, niet in overmaat veroorzaakt door de diepe grondwaterwinning te Schijf.

De huidige middeldiepe stijghoogte bij De Lokker (50A-P163, filter 3) bedraagt gemiddeld[1] 673 cm+NAP. Op grond van bovenstaande informatie mag worden aangenomen dat ook bij De Lokker de middeldiepe stijghoogte vroeger ruim een meter hoger moet zijn geweest, zodat er permanent een aanzienlijke kwel-overdruk moet hebben geheerst.
De stijghoogte in de huidige situatie is onvoldoende voor een relevante kwelbijdrage van middeldiep grondwater. Middeldiep grondwater treedt uitsluitend nog uit in de Bijloop zelf, althans bij het lage peil van 555 cm+NAP (ten opzichte van dit beekpeil had het diepere grondwater dus een overdruk van ruim een meter).

Voorts wordt sinds april 1991 het peil van de Bijloop opgestuwd tot 630 cm+NAP. Het is de bedoeling dat op deze manier het diepere grondwater in plaats van naar de Bijloop weer opkwelt in het ven, zodat aldaar weer een mengwater kwaliteit (regenwater/grondwater) kan ontstaan. Of dit effect werkelijk zal optreden moet worden betwijfeld: een belangrijke voorwaarde is immers dat de middeldiepe stijghoogte als zodanig moet stijgen, hetgeen echter als direct effect van het opzetten van de

---

1 Dit is het structureel rekenkundig gemiddelde geldend voor 1985, berekend met het voor deze reeks opgestelde transfer/ruismodel.

Bijloop niet (althans niet substantieel) is te verwachten[2].

A4 Vegetatie

Vóór 1938 was de Lokker een groot ven, waarin Waterlobelia en Gewone biesvaren massaal voorkwamen, met langs de randen een ijle Riet-begroeiing (Natura 1928, gerefereerd in Braat, 1992). Aan de noordzijde, waar het ven grenst aan een stuifzandrug, bestond de bodem van het ven uit zuiver wit zand. Op de stuifzandrug kwamen droge en vochtige heidevegetaties voor, aan de rand overgaand in natte heide met Dopheide, Veenbies en het veenmos Sphagnum compactum (Anonymus 1952). Hoewel de oppervlakte na 1938 flink was afgenomen, werd het wateroppervlakte in 1952 'nog aanzienlijk' genoemd. Wel wordt opgemerkt dat het water een meer voedselrijk karakter had gekregen, hetgeen zich onder meer uitte in het voorkomen van Pitrus (Anonymus 1952).

In de huidige situatie is het voormalige ven de Lokker dicht begroeid met Riet en Wilgenstruweel van Grauwe wilg (figuur 3).

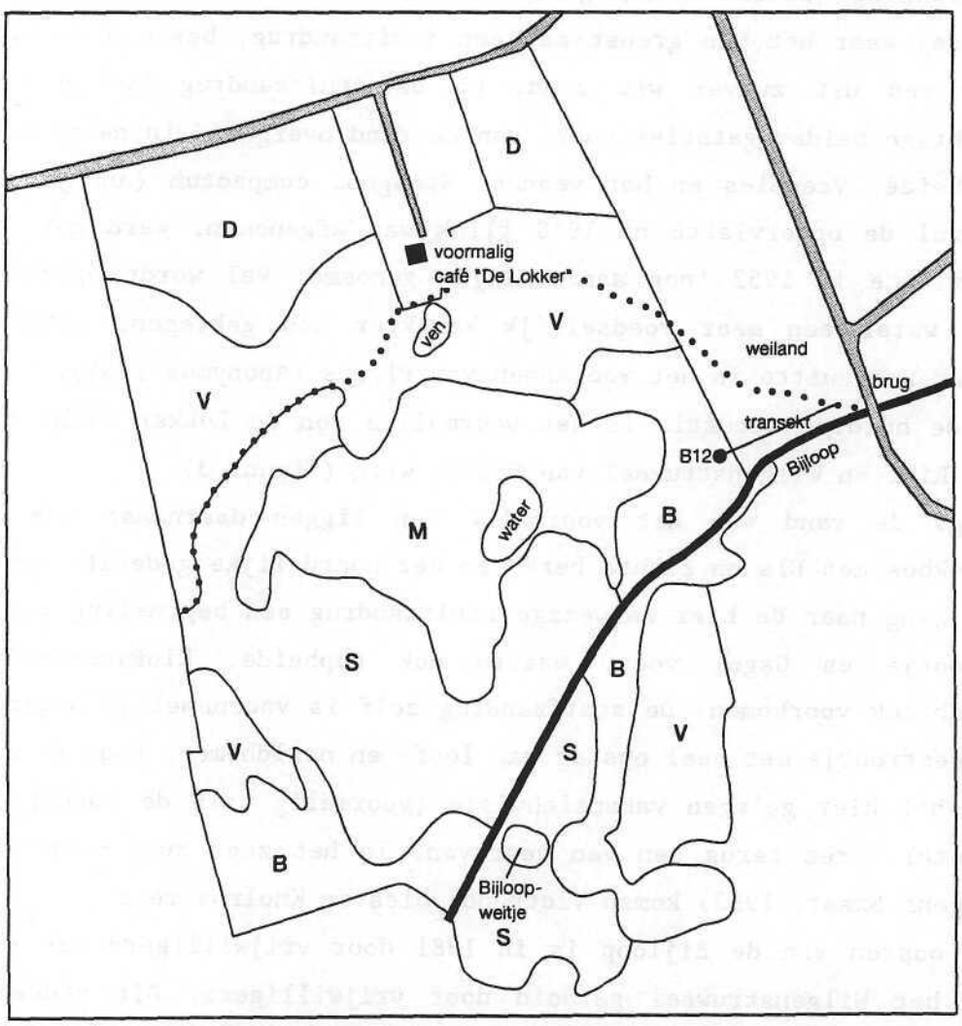
Langs de rand van het voormalig ven liggen daarnaast ook stukjes broekbos met Els en Zachte berk. In het noordelijke gedeelte komt op de overgang naar de hier aanwezige stuifzandrug een begroeiing van Pijpestrootje en Gagel voor, waarin ook Dopheide, Klokjesgentiaan en Beenbreek voorkomen. De stuifzandrug zelf is voornamelijk begroeid met Pijpestrootje met veel opslag van loof- en naaldbomen. Door de eigenaar van het hier gelegen vakantiehuisje (voormalig café de Lokker) is een tiental jaren terug een ven gegraven. In het zeer zure water (pH 3,5 volgens Braat, 1992) komen Vlottende bies en Knolrus voor.

Ten oosten van de Bijloop is in 1981 door vrijwilligers een gedeelte van het Wilgenstruweel gerooid door vrijwilligers. Dit gedeelte dat bekend staat als het Bijloopweitje wordt vanaf 1981 jaarlijks in september gemaaid. Er heeft zich een soortenrijke vegetatie ontwikkeld met soorten als Klein glidkruid, Gevlekte orchis, Sterzegge en Moeras-

---

2 Bij de evaluatie van de vraag of het opzetten van het peil van de Bijloop gevolgen heeft gehad voor de middeldiepe stijghoogte zal ook rekening moeten worden gehouden met het eventueel effect van de vermindering van de diepe winning Schijf per 1993.

viooltje. In de Bijloop zelf komt veel Duizendknoopfontuinkruid. Andere soorten die door Braat worden genoemd zijn Haaksterrekroos, Naaldwaterbies, Pijlkruid en Kleine egelskop. Tijdens het veldbezoek werd daarnaast ook een populatie van Rossig fontuinkruid aangetroffen.



. • . . geschatte ligging venrand 1938
D droge Pijpestrootjes-begroeing
V vochtige Pijpestrootjes-begroeing met Gagel en Dopheide
M moerasvegetaties, voornamelijk bestaand uit riet
S wilgenstruweel
B moerasbos

Figuur 3. Vereenvoudigde vegetatiekaart van de Lokker, ontleend aan: Braat 1992.

A5 Onderzochte lokatie

Als MBI lokatie is gekozen voor het voormalige ven De Lokker. Het is de meest omvangrijke natte standplaats in het landgoed de Pannenhoef. Bovendien zijn er relatief veel grondwatermetingen beschikbaar zijn, zowel van het ondiepe als van het middeldiepe grondwater.

B LOKATIEBESCHRIJVING

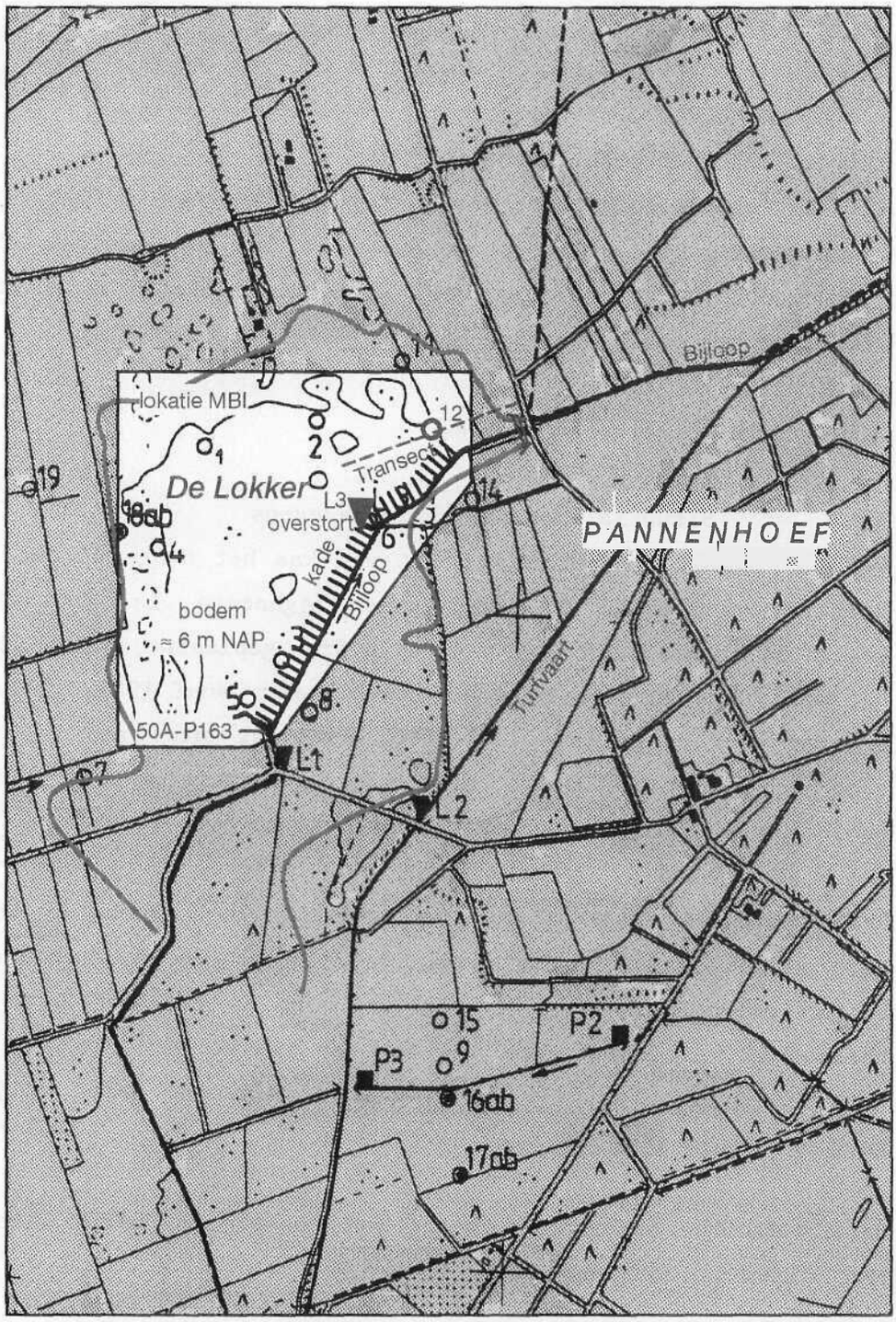
B1 Situatie en beschikbare gegevens

De hydrologische toestand van het ven kan het beste worden gekenmerkt door het venpeil en de middeldiepe stijghoogte. In het gebied van De Lokker is in 1982 een raai van peilbuizen geplaatst ten noordwesten van het ven. Hiervan zijn gegevens beschikbaar vanaf 1982, met een onderbreking voor de periode 1986-1990. Het best bruikbaar is peilbuis 12 (SBB archief nr 20000591 buis B3, deze buis wordt door Brabants Landschap peilbuis 12 genoemd), dicht bij het ven (zie figuur 4).

Recent is het meetnet door de Stichting Het Brabants Landschap in verband met de peilverhoging van de Bijloop uitgebreid tot een 30 tal buizen en peilschalen. Hiervan is voor de MBI het best bruikbaar peilschaal 6, die het peil van het ven registreert. De schaal bevindt zich bij overstort van het ven naar de Bijloop. Helaas zijn van dit punt pas sinds 1991 metingen beschikbaar.

De middeldiepe stijghoogte wordt gemeten in 50A-P163, filter 3 juist ten zuiden van het ven.

Ten behoeve van het MBI onderzoek is aan de noordoostkant van het ven vanaf buis 12 een transect gemaakt in de vorm van een zestal tijdelijke ondiepe boorgaten, waarin een momentopname is gemaakt van de grondwaterstand, de globale watersamenstelling (EGV, Ca, Cl, Ph) en de bodemopbouw. Tevens is de floristische situatie van het transect beschreven.



hoogtelijn 7m + NAP

Figuur 4. Lokatiekaart de Lokker. Aangegeven zijn de peilbuislokaties van het Noord-Brabants Landschap. De rode meetpunten (B12 en peilschaal L3, en peilbuis 50A-P163) zijn als MBI-indicatoren gekozen.

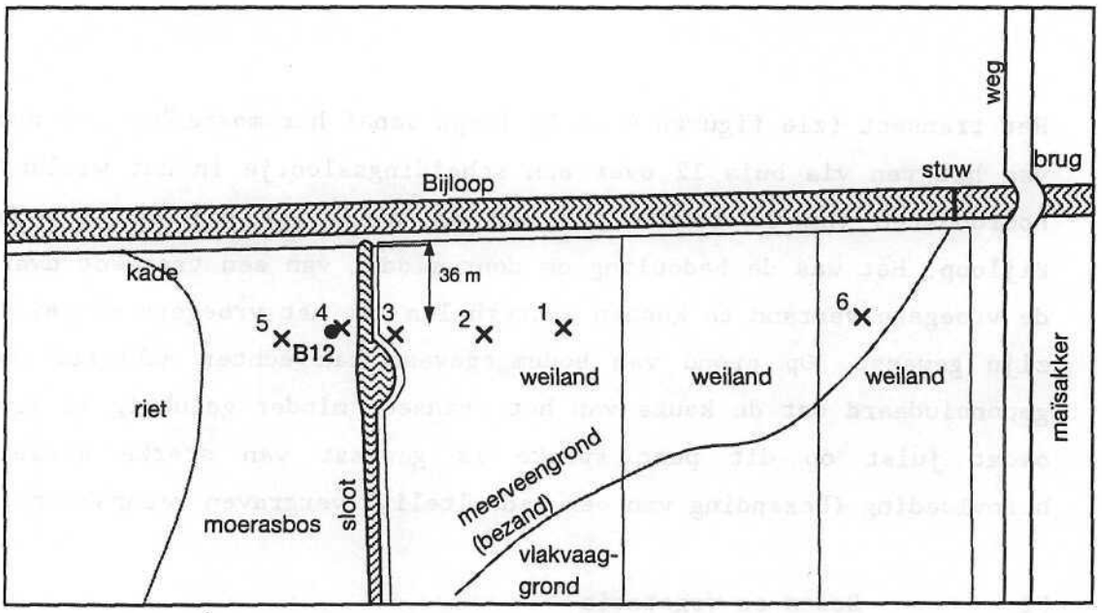
Het transect (zie figuren 4 en 5) loopt vanaf het moerasbos ten noorden van het ven via buis 12 over een scheidingsslootje in het weiland ten noordoosten van De Lokker tot aan de weg, vlak bij de stuw in de Bijloop. Het was de bedoeling om door middel van een transect dwars op de vroegere venrand te kunnen achterhalen wat het vroegere venpeil moet zijn geweest. Op grond van bodemgegevens kan echter achteraf worden geconcludeerd dat de keuze van het transect minder gelukkig is geweest omdat juist op dit punt sprake is geweest van sterke menselijke beïnvloeding (bezanding van een gedeeltelijk vergraven veenpakket).

B2 Bodem en vegetatie

Figuur *5* geeft een situatieschets van de onderzoekslokatie en figuur 6 toont een dwarsprofiel van het uitgezette transect. Van rechts (noordoost) naar links (zuidwest) loopt het over de volgende standplaatsen:

1. het weiland (profielpunten 0,1,2 en 3);
2. het moerasbos, grenzend aan het ven (buis B12 en profielpunten 4 en 5);
3. het ven (bemeten via peilschaal L3)

Buis 12 staat in een moerasbos waarin naast Els ook Vuilboom en Grauw/Geoorde wilg voorkomen. De ondergroei wordt gedomineerd door Hennegras en Pitrus, daarnaast komen onder andere Gewone wederik en Waternavel voor. De bodem bestaat uit zandige tot lemige veen (vlierveengrond) met veel houtresten en op sommige plaatsen laagjes wit zand. Op 60 tot 70 cm diep gaat deze laag over in lemig fijn zand en leem, behorend tot de formatie van Kedichem/Tegelen.



Figuur 5. Situatieschets onderzoekslokatie

Het aangrenzende weiland (punten l, 2 en 3) heeft een vrij nat karakter. Dominante soorten zijn Fioringras en Ruw beemdgras. Gestreepte witbol, Engels raaigras, Geknikte vossestaart, Witte klaver zijn algemeen, en ook Pinksterbloem en Kale jonker komen frequent voor. In de punten 2 en 3 bestaat de eerste 40 cm van de bodem uit sterk gevlekt humeus fijn zand, waarschijnlijk een aangebracht zanddek. Dit zanddek ligt op veen, die via een donkergrijze, licht humeuse zandlaag met houtresten overgaat in het fijn lemig zand en leem van de formatie van Kedichem/Tegelen. De bodem kan worden geclassificeerd als een meerveengrond. In punt l is het zanddek dikker (80 cm) en ontbreekt het veen geheel. In het weiland waar punt 6 ligt is het zanddek circa 60 cm dik. Omdat in het zanddek een dunne moerige bovengrond voorkomt moet het profiel als een broekeerdgrond worden geclassificeerd. In de richting van de stuifzandrug gaat de bezande veengronden over in vlakvaaggronden, die nog hoger weer overgaan in gooreerdgronden.

B3 Hydrologie

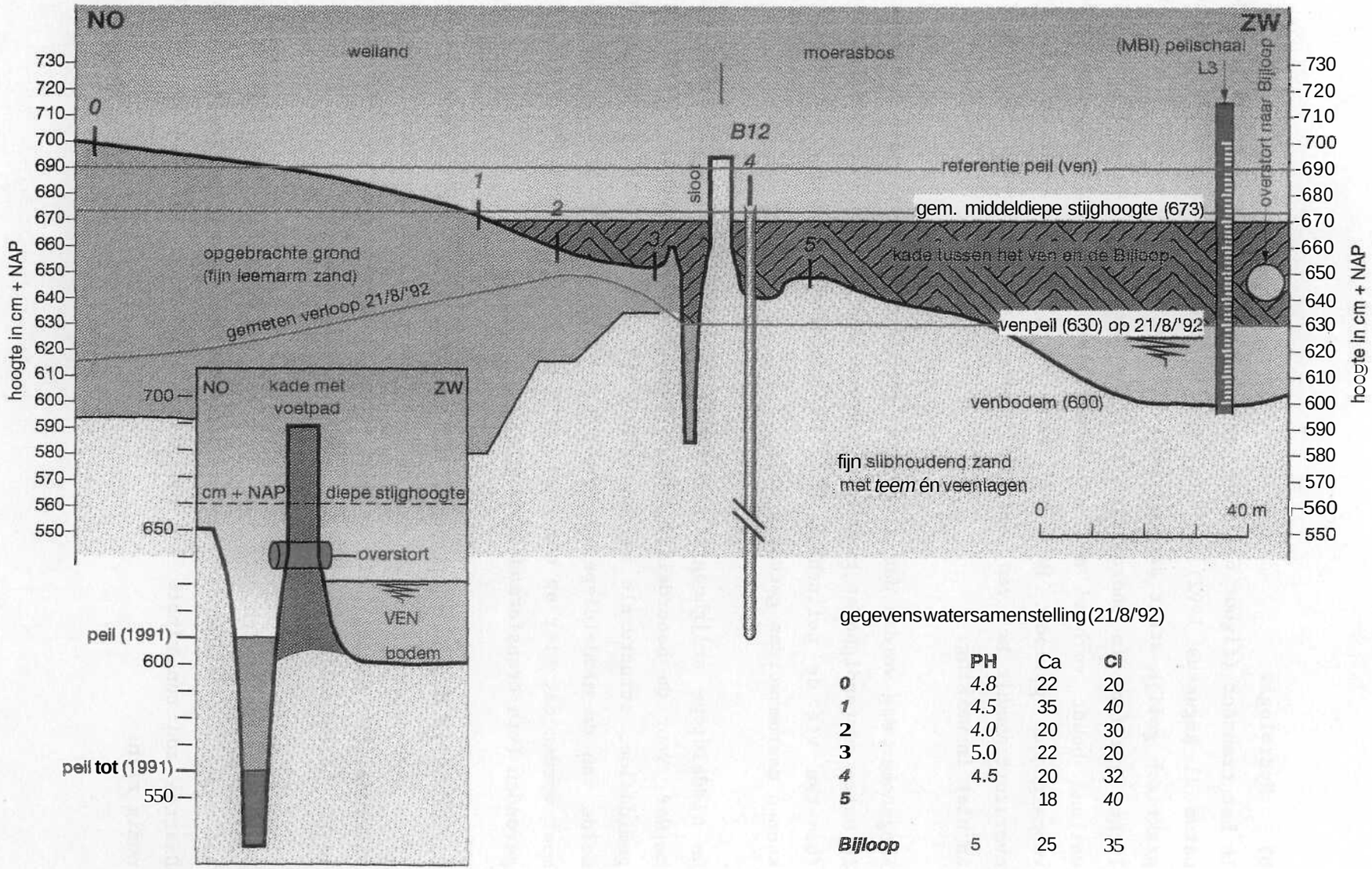
In het transect (figuur 6) is de gemeten hydrologische toestand (opname datum 21 augustus 1992) weergegeven. We zien dat de grondwaterstand praktisch gelijk staat aan het peil van het ven (630 cm+NAP), met een lichte gradiënt in noordelijke richting. De lichte opbolling in het weiland houdt verband met de behoorlijke hoeveelheid regen in de voorafgaande periode. Het peil van de Bijloop is 610 cm+NAP. De overstort vanuit het ven naar de Bijloop (overstorthoogte 640 cm+NAP) is niet in werking.

Aangenomen mag worden dat de gemeten grondwaterstand in buis B12 zeker in natte omstandigheden goeddeels overeenstemt met het peil van het ven (bemeten via de peilschaal L3). De gegevens van beide meetreeksen kunnen daarom worden gecombineerd.

De middeldiepe stijghoogte (50A-P163) bedraagt (meting 28/08/92) 615 cm+NAP. Voor de beoordeling van de kwelsituatie is echter vooral het gemiddelde, structurele niveau belangrijk. Het voortschrijdend gemiddelde van de middeldiepe stijghoogte is gegeven in figuur 7. Bedacht moet worden dat hier op nog geen correctie voor het weer heeft plaatsgevonden (via transfermodellering).

Opvallend is dat de stijghoogte in het diepe (3e) watervoerende pakket circa een meter lager is dan de stijghoogte in het middeldiepe (2e) watervoerende pakket. Dit is een extra aanwijzing voor een onnatuurlijke, beïnvloedde situatie van het diepere grondwater.

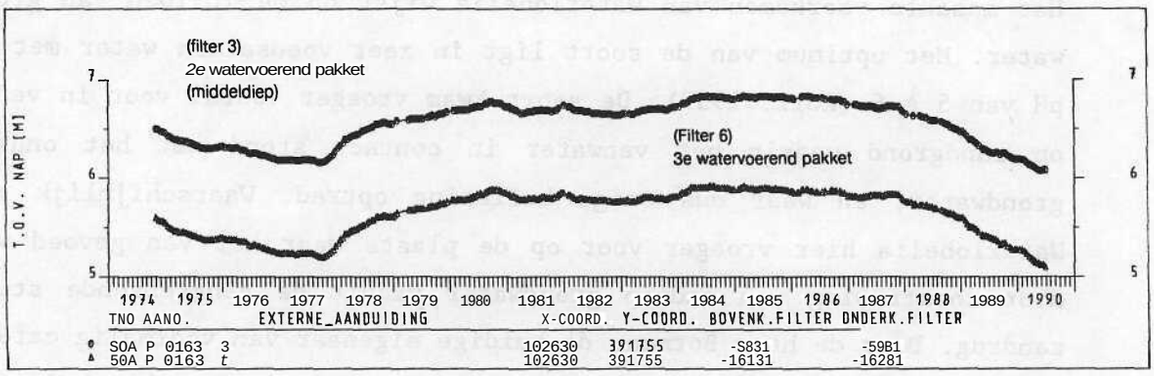
De middeldiepe stijghoogte van circa 640 cm+NAP is in vergelijking met het venpeil onvoldoende voor een substantiële opwaartse kwelstroming. Daartoe zou ten minste een potentiaalverschil in de orde van 60 cm nodig zijn.



gegevens watersamenstelling (21/8/'92)

	PH	Ca	Cl
0	4.8	22	20
1	4.5	35	40
2	4.0	20	30
3	5.0	22	20
4	4.5	20	32
5		18	40
Bijloop	5	25	35

Figuur 6: Transekt van de lokatie 'de Lokker' in het terrein Pannenhoef



Figuur 1 Diepe stijghoogte 50A-P163 bij de Lokker

In de jaren vòòr 1991 was de overdruk ten opzicht van de Bijloop (peil 555 cm+NAP) wel in die orde van grootte. Aangenomen mag worden dat er in die situatie een substantiële (middel)diepe kwel optrad in de Bijloop. Dit wordt bevestigd door de grote hoeveelheid ijzervlokken die nog in de Bijloop wordt aangetroffen.

B4 Referentietoestand "natuurlijke situatie"

De bepaling van het referentiebeeld steunt in belangrijke mate op de hydrologische informatie en een aantal oude foto's en beschrijvingen (zie o.a. Braat, 1992).

Foto's laten zien hoe De Lokker in 1930 een echte uitgestrekte waterplas was die ondermeer gebruikt werd als recreatiegebied. Aan de noordzijde van de plas was een café waar men met bootjes kon aanmeren.

Dit café is thans nog aanwezig, en is in gebruik als vakantiewoning. Ondermeer uit deze historische gegevens en hoogtegegevens van de topografische kaart mag worden afgeleid dat het referentiepeil van het ven ongeveer 6.90 cm+NAP bedraagt, ruim een halve meter hoger dus dan thans het geval is. In Figuur 3 is de geschatte ligging van de toenmalige venrand aangegeven.

Het massale voorkomen van Waterlobelia wijst op de invloed van grondwater. Het optimum van de soort ligt in zeer voedselarm water met een pH van 5 à 6 (Roll, 1939). De soort kwam vroeger vooral voor in vennen op zandgrond waarin het venwater in contact stond met het ondiepe grondwater, en waar dus enige buffering optrad. Waarschijnlijk kwam Waterlobelia hier vroeger voor op de plaats waar het ven gevoed werd door toestroming van ondiep grondwater vanuit de aangrenzende stuifzandrug. Door de heer Botman, de huidige eigenaar van voormalig café de Lokker, wordt opgemerkt dat in het gegraven vennetje voor het huis twee 'wellen' voorkomen, die maken dat het ven 's-winters niet dichtvriest. Dit doet vermoeden dat in de huidige situatie nog steeds toestroming van ondiep grondwater plaatsvindt[3].

In het diepste deel van het ven, de zone langs de Bijloop, moet gezien de veenafzetting (een dikke laag broekveen met zand- en leemafzettingen) waarschijnlijk sprake geweest van meer mesotrofe tot eutrofe omstandigheden. Omdat er geen beschrijvingen zijn van de vegetatie langs de vroeger Bijloop is niet na te gaan in hoeverre de vegetatie in het beekdal onder invloed heeft gestaan van kwel met bicarbonaatrijk grondwater.

Behalve lokale kwel in de randen van het ven, afkomstig vanuit de

---

3 Overigens is het water van het vennetje momenteel zeer zuur (pH 3,5) en is dus ongeschikt voor soorten als Waterlobelia en Biesvaren. Als sprake is van een substantiële toestroming van grondwater dan moet het ondiepe grondwater in de stuifzandrug aanzienlijk zuurder zijn gewerden dan vroeger.

aangrenzende stuifzandrug volgt uit reconstructie van de diepe stijghoogte dat er vroeger een substantiële kwel bestond vanuit het middeldiepe grondwater. Dit volgt vooral uit de informatie dat de middeldiepe stijghoogte in deze regio sinds 1950 tenminste een meter is gedaald (bv. meetpunt 50A-P11 bij Rijsbergen, Rolf, 1989). De huidige stijghoogte 50A-P163 bedraagt circa 675 cm+NAP, dus de stijghoogte zou tijdens de referentie meer dan 775 hebben bedragen, ofwel meer dan 85 cm boven het referentie-venpeil. De hydraulische weerstand van de bovenste slecht doorlatende zone bedraagt orde grootte 3000 dagen. In de referentieperiode is daarom naar verwachting sprake geweest van een kwel in de orde van 0.3 mm/dag.

Op grond van het bovenstaande is de verdrogingsrelatie samengesteld uit een deelrelatie voor het venpeil en een deelrelatie voor de kwelsituatie. Daarbij zijn respectievelijk de peilschaal L3, gecombineerd met buis B12 en, voor de middeldiepe stijghoogte, waarnemingsput 50A-P163, filter 3 als indicatoren gekozen. Voor de kwelindicatie wordt in de verdrogingsrelatie geïndiceerd op het verschil tussen de middeldiepe stijghoogte en het venpeil. Verondersteld wordt dat er geen sprake is van verdroging bij een kwel van meer dan 0,2 mm per dag, dus in een situatie waarin het verschil tussen middeldiepe stijghoogte en venpeil meer dan 60 cm bedraagt.

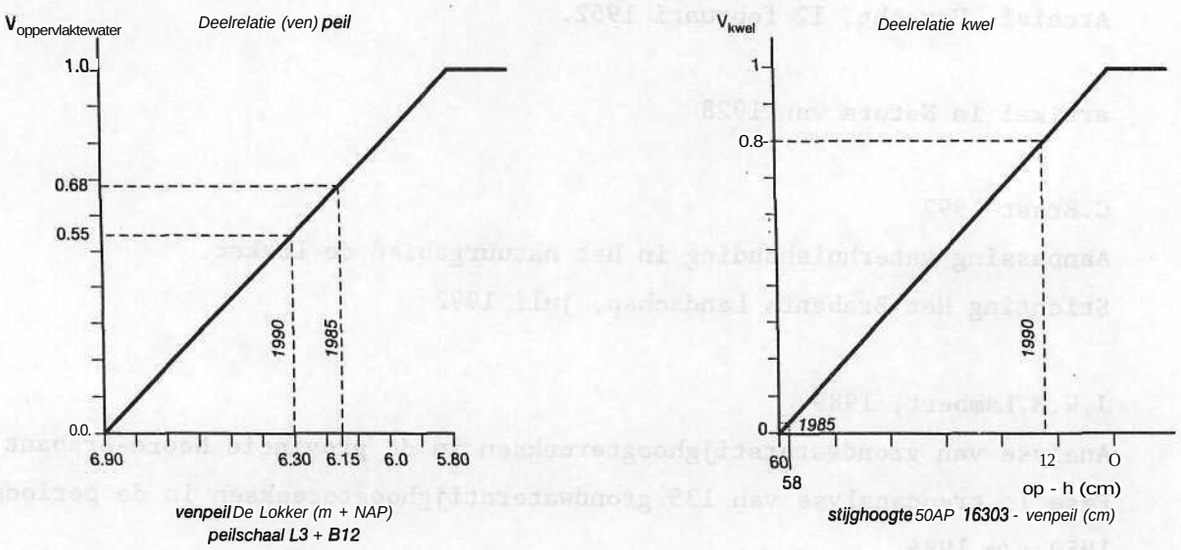
De verdrogingsdeelrelaties (zie figuur 8) worden bepaald door de volgende punten:

Venpeil, onverdroogde referentie:	6.90 cm+NAP
Venpeil, volledig verdroogd:	580 cm+NAP (20 cm onder de venbodem)
Kwel, onverdroogde referentie:	60 cm overdruk ten opzichte van het venpeil
Kwel, volledig verdroogd:	0 cm overdruk ten opzicht van het venpeil.

In figuur 8 zijn ook de deelscores aangegeven.

Voor de natuurwaardering van de Lokker wordt de aanwezigheid van kwel ondergeschikt geacht aan de aanwezigheid van een ven als zodanig. Voor de eindscore van de verdroging wordt daarom een wegingsfactor toegepast van 1/3 voor de score van de deelrelatie kwel en van 2/3 voor de score van de deelrelatie venpeil. Een ven met een peil van 725 cm+NAP, maar zonder kwel levert dus de score 0.33 voor de mate van verdroging.

Uit de gecombineerde reeksen B12 en peilschaal L3 en uit informatie van het Brabants Landschap kan worden afgeleid dat het venpeil vanaf circa 600 cm+NAP in 1980, via 615 cm+NAP in het toetsingsjaar 1985 tot 630 cm+NAP is toegenomen in 1990.
Uit de tijdreeksanalyse van 50A-P16303 volgt voor het structurele niveau in 1985 6.14 m + NAP; het rekenkundig gemiddelde van de regiem-curve is 0.59 m, zodat de 'algemeen gemiddelde stijghoogte 6.73 m+NAP is. De 'algemeen gemiddelde stijghoogte' voor 1980 en 1990 is resp. 6.61 m+NAP en 6.42 m+NAP, zodat het potentiaalverschil venpeil- stijg-hoogte is afgenomen van circa 60 cm in 1980 via 58 cm in 1985 tot slechts 12 cm in 1990. Dit laatste is behalve door het gestegen venpeil ook veroorzaakt door een daling van de diepe stijghoogte met ruim 30 cm.



Totaalscore mate van verdroging V = $G_{op} * V_{op} + Gk * V_{kwel}$

V_{op} = mate van verdroging gerelateerd aan het oppervlaktewater peil (in casu het venpeil)

V_{kwel} = mate van verdroging gerelateerd aan kwel

G_{op} = gewichtsfactor peil (=2/3)

Gk = gewichtsfactor kwel (=1/3)

Figuur 8. Verdrogingsrelaties voor het ven de Lokker in het gebied Pannenhoef.

Bronnen

Anonymus (1952). De Lokker. Beschrijving in Natuurwetenschappelijk Archief. Utrecht, 12 februari 1952.

artikel in Natura van 1928

C.Braat 1992
Aanpassing waterhuishouding in het natuurgebied de Lokker.
Stichting Het Brabants Landschap, juli 1992

J.W.M.Lambert, 1989
Analyse van grondwaterstijghoogtereeksen in de provincie Noord-Brabant. Fase I: trendanalyse van 135 grondwaterstijghoogtereeksen in de periode 1950 t/m 1986.
Dienst Grondwaterverkenning TNO, rapport nr.OS 88-56, oktober 1989.

H.L.M.Rolf, 1989
Verlaging van de grondwaterstand in Nederland.
Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Lelystad.

Roll H. (1939). Isoetes, Lobelia und Littorella in kalkarmem und kalkreichem Wasser. Beih. Bot. Centralbl. 59: 345-358.

R.J.Stuurman e.a. 1990
De hydrologische systeemanalyse van westelijk Noord-Brabant en omgeving. Dienst Grondwaterverkenning TNO, OS 90-25-A, april 1990.

Ondersteuning bij de veldwerkzaamheden:
de heren Schep en Braat van de Stichting Het Brabants Landschap

Resultaten tijdreeksmodellering en trendanalyse

Terrein: Pannenhoef

Lokatie: ven De Lokker

Aspect: deelaspect Kwel via venpeil minus diepe stijghoogte

Tijdreeks: 50A-P16303 (TNO-OLGA) voor de diepe stijghoogte.

Opmerking: Als indicator voor het venpeil wordt de peilschaal L3 gebruikt. Het venpeil in 1980 en 1985 is gereconstrueerd door de reeksen B12 (SBB 20000591 B3) en peilschaal L3 te combineren. Het peil is daaruit visueel afgeleid omdat de aard van de reeks zich niet leende voor een tijdreeksmodellering.

Transfermodel: h_t - 0.85 .h_{t-1} + 1.10 .N_t + 0.13 .N_{t-1} - 0.26 .N_{t-2} + 0.05 .N_{t-3}

frequentie: freq 2, maandelijks

(versie modelfile: ;3)

A f g e l e i d e r e s u l t a t e n (standen in cm + NAP)

Regiem (situatie 1985):		Structureel niveau:		Venpeil
GVG_{tf}:	nvt	1980 =	602	600
GHG_{tf}:	nvt	1985 -	614	615
GLG_{tf}:	nvt	1990 -	583	630

rekenkundig gemiddelde van de regiemcurve: 59

algemeen gemiddelde stijghoogte: 673

st.dev. residureeks na correctie op structureel niveau= 18.6 cm

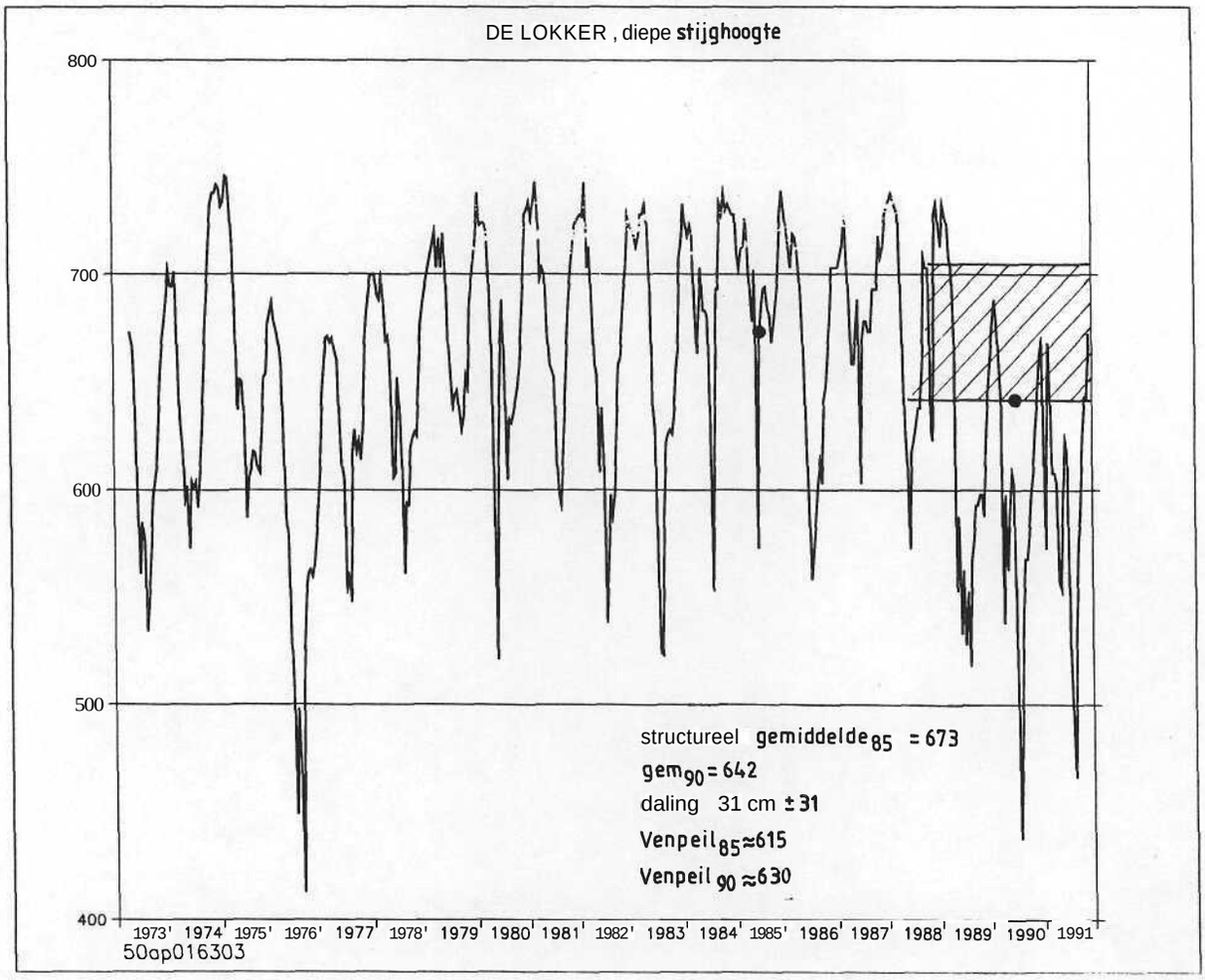
onderscheidingsgrens 1.65 * st.dev – 30.7 cm

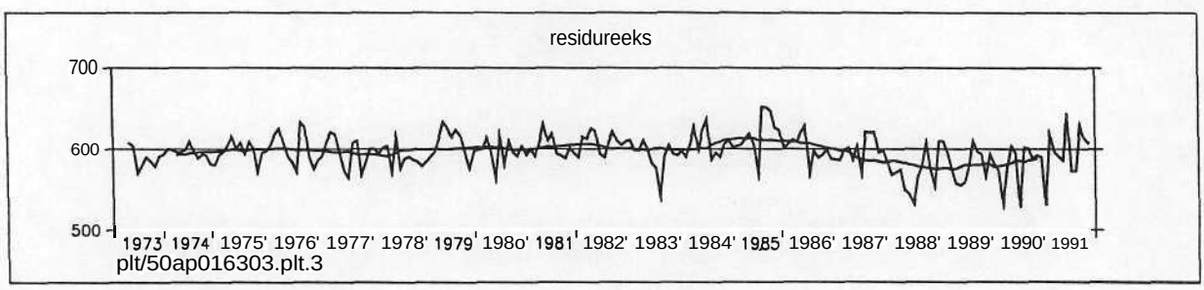
G R A F I E K E N : zie volgende bladzijde

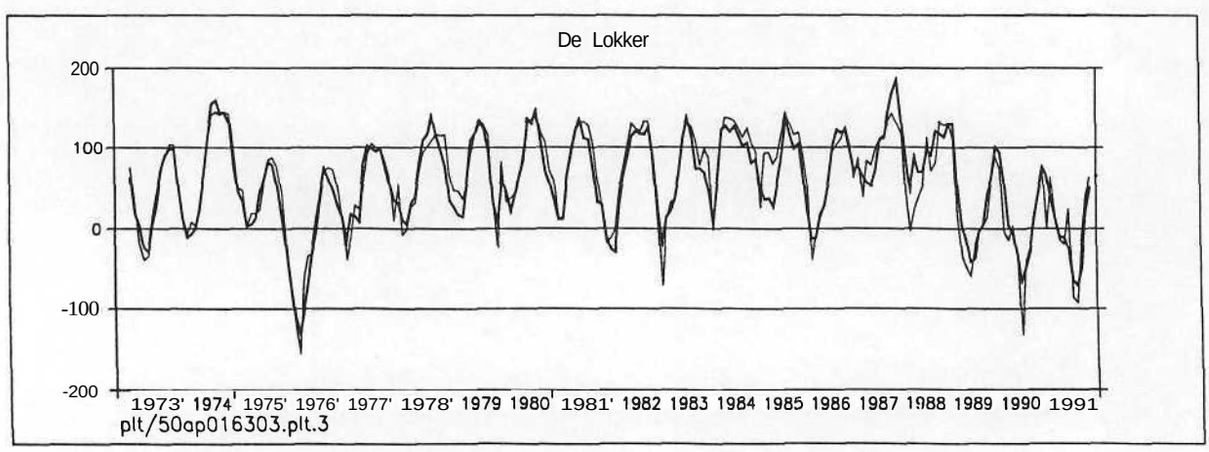
1e grafiek: oorspronkelijke reeks
met de gemiddelde stijghoogte in 1985 en in 1990 en het onderscheidingsinterval

2e grafiek: residureeks
en daarin het verloop van het structureel niveau (— het 2-jaars voortschrijdend gemiddelde)

3e grafiek: oorspronkelijke reeks (dunne lijn)
en het verloop dat met het transfermodel (neerslagoverschot) is berekend. (het 'verklaarde deel')


DE LOKKER , diepe stijghoogte
800
700
600
500
400
structureel gemiddelde85 = 673
gem90 = 642
daling 31 cm ± 31
Venpeil85 ≈615
Venpeil 90 ≈630
1973' 1974' 1975' 1976' 1977' 1978' 1979' 1980' 1981' 1982' 1983' 1984' 1985' 1986' 1987' 1988' 1989' 1990' 1991
50ap016303


residureeks
700
600
500
1973' 1974' 1975' 1976' 1977' 1978' 1979' 198o' 1981' 1982' 1983' 1984' 1985' 1986' 1987' 1988' 1989' 1990' 1991
plt/50ap016303.plt.3


De Lokker
200
100
0
-100
-200
1973' 1974' 1975' 1976' 1977' 1978' 1979 1980' 1981' 1982 1983 1984 1985 1986 1987 1988 1989 1990 1991
plt/50ap016303.plt.3

Bijlage 7
Ecohydrologische terreinbeschrijving
Den Duiver.

BIJLAGE 7. ECO-HYDROLOGISCHE GEBIEDSBESCHRIJVING DEN DULVER

A TERREINBESCHRIJVING

A1. Algemeen

Den Duiver is een moerasgebied van 40 ha, bestaande uit een eendenkooi, broekbos, rietlanden, natte hooilanden en trilveen. Het terrein ligt op blad 44G van de topografische kaart van Nederland, ongeveer 5 km ten westen van Waalwijk, ten zuiden van de Bergsche Maas (figuur 1). Den Duiver maakt deel uit van de Binnenpolder van Capelle, traditioneel een nat kwelrijk gebied, waar tot in de 16e eeuw veen gewonnen werd. Na de veenwinning is het land langzamerhand weer in cultuur gebracht, onder meer door lange ontwateringssloten te graven, waardoor een zogenoemd Slagenlandschap ontstond. De eendenkooi is buiten vervening gebleven. Wel heeft lokaal vervening plaatsgevonden, waardoor ondiepe petgaten en trilvenen zijn ontstaan. De laatste verveningsaktiviteiten hebben plaatsgevonden tijdens de Tweede Wereldoorlog, terwijl ook recent nog bij wijze van beheer een stuk is verveend (overigens zonder dat dit leidde tot de bedoelde regeneratie van trilveen).
Op de Topografische en Militaire Kaart van het Koninkrijk der Nederlanden uit 1840 is de eendenkooi aangegeven, waarbij behalve een sloot van en naar de eendenkooi geen sloten zijn aangegeven. In 1904 is de Bergsche Maas gegraven, en in 1908 het Zuider Afwaterings Kanaal (ZAK).

A2. Hydrogeologie en bodem

De hydrogeologische sequentie is als volgt (zie figuur 2):

- De deklaag: ongeveer 10 m dik, lagen veen en klei, met plaatselijk sterk slibhoudende fijn- en grofzandige lagen van de Westland Formatie en fijne zanden van de Formatie van Twente.
- Het eerste watervoerende pakket: ongeveer 25 m dik, grove grindhoudende zanden van de Formatie van Kreftenheye en Sterksel.
- De eerste slechtdoorlatende laag: ongeveer 30 m dik, kleilagen en

Figuur 1: De ligging van het reservaat de Duiver.

fijne leemhoudende zanden van de Formaties van Kedichem en Tegelen.

- Het tweede watervoerende pakket: 80 tot 100 m dik, matig fijne tot matig grove schelphoudende zanden van de Formaties van Maassluis en Oosterhout.
- De tweede slechtdoorlatende laag: kleilagen en slibhoudende zanden van de Formatie van Oosterhout.
- Het derde watervoerende pakket: ongeveer 80 m dik, zandhoudende schelpgruisbanken en grove zanden van de Formatie van Oosterhout.

- Hydrologische basis: fijne glauconietrijke slibhoudende zand- en kleiafzettingen van de Formatie van Breda en het meer dan 100 m dikke kleipakket van de Formatie van Rupel.

De bodem in het gebied bestaat uit vlierveengrond, en maakt deel uit van een zone met veengronden op de overgang van de veldpodzolen op het zuidelijker gelegen dekzand en de poldervaaggronden die noordelijker in het Maasdal liggen. In de directe omgeving van de eendenkooi bestaat de bodem uit een ondiepe veengrond met een zandondergrond.

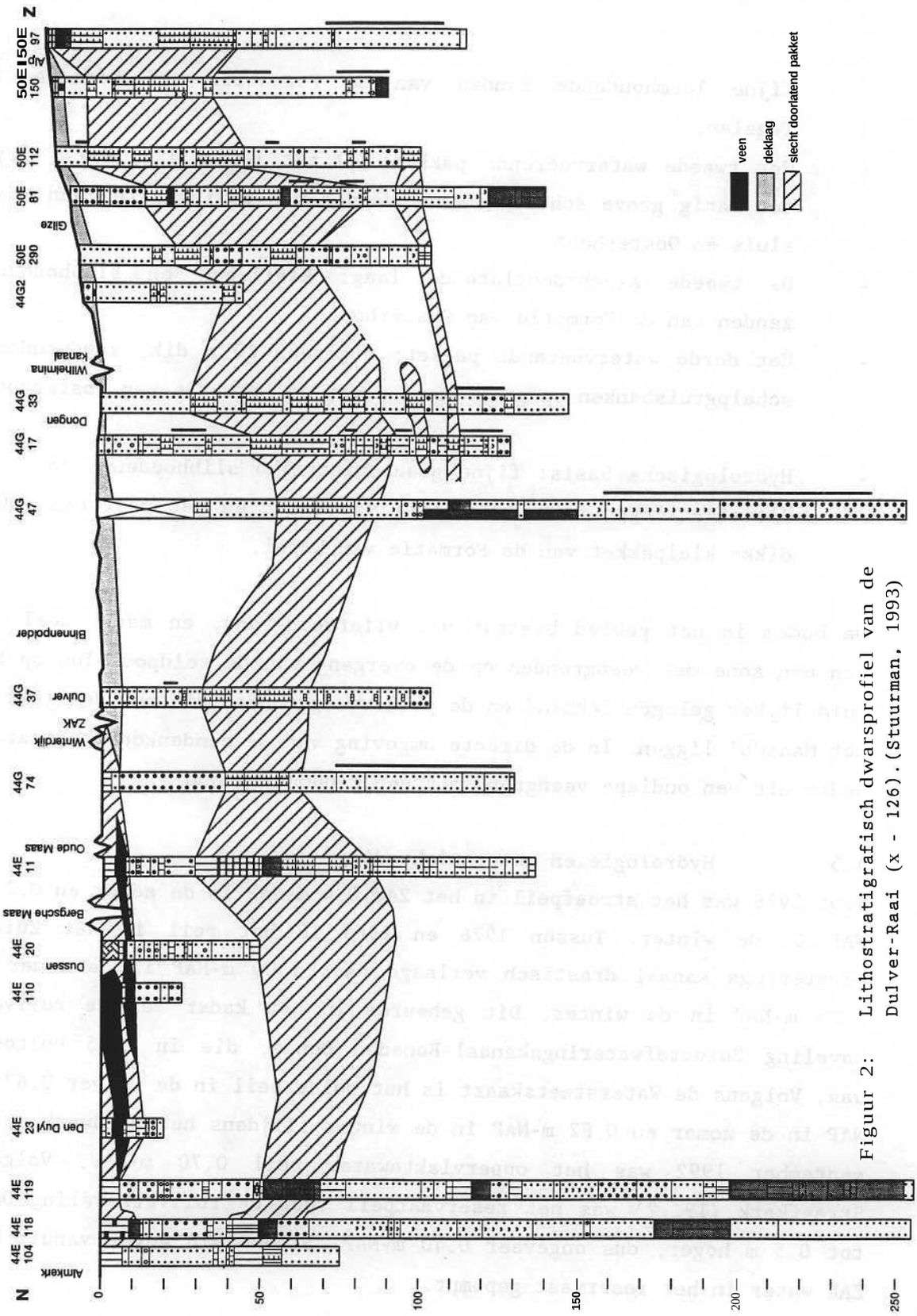
A.3 Hydrologie en waterhuishouding

Voor 1978 was het streefpeil in het ZAK 0.4 m-NAP in de zomer en 0.7 m-NAP in de winter. Tussen 1978 en 1980 is het peil in het Zuider Afwaterings Kanaal drastisch verlaagd naar 1.00 m-NAP in de zomer en 1.25 m-NAP in de winter. Dit gebeurde in het kader van de ruilverkaveling Zuiderafwateringskanaal-Beneden Donge, die in 1985 voltooid was. Volgens de Waterstaatskaart is het polderpeil in de Duiver 0.67 m-NAP in de zomer en 0.82 m-NAP in de winter. Tijdens het veldwerk op 25 september 1992 was het oppervlaktewater peil 0.70 m-NAP. Volgens Streefkerk (19..?) was het reservaatpeil voor de ruilverkaveling 0.25 tot 0.5 m hoger; dus ongeveer 0.40 m-NAP. Sinds 1976 wordt vanuit het ZAK water in het reservaat gepompt.

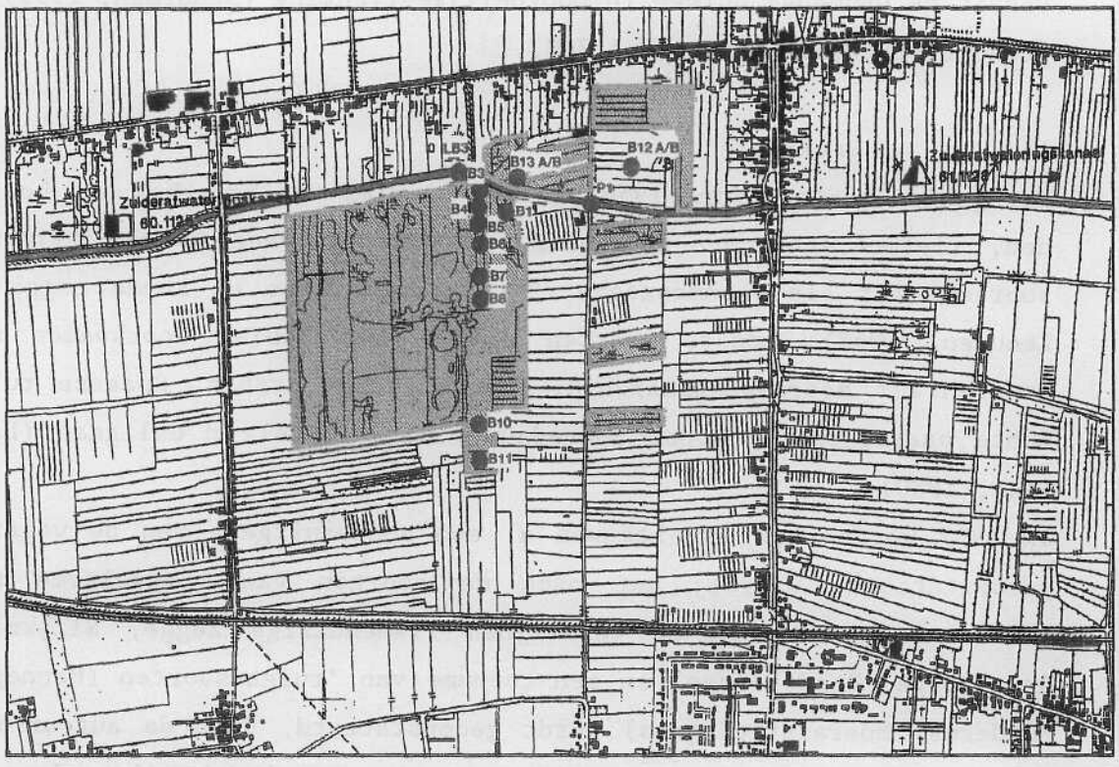
Bijlage 7
Rapportnr.
01 93-56A

augustus 1993

Pagina 4



Figuur 2: Lithostratigrafisch dwarsprofiel van de Dulver-Raai (x - 126).(Stuurman, 1993)



Figuur 3. Lokaties van hydrologische meetpunten van SBB en van de diepe buis LB3

In het gebied bevinden zich 12 landbouwbuizen van Staatsbosbeheer (zie figuur 3). In de buizen zijn grondwaterstanden tweewekelijks gemeten vanaf 14 januari 1983 tot eind 1988. In 1992 is het meten hervat. Daarnaast is in 1991 in verband met het onderzoek de Langstraat (Stuurman, 1993, in concept) een diepe put geplaatst in het ZAK, net buiten de Duiver, met filters op 2 en 20 m-mv. Van deze buis zijn 6 metingen bekend uit de periode 25-9-91 tot 2-2-92. Uit de metingen blijkt dat de stijghoogte van het eerste watervoerende pakket altijd hoger is dan het kanaalpeil. Op 25 september 1992, tijdens het veldbezoek, was de stijghoogte van het eerste watervoerende pakket -0.84 m, en het ZAK peil -1.10 m.

Stroomlijnberekeningen laten zien dat grondwaterstroming optreedt vanuit de Drunense duinen in noordelijke richting (Stuurman, 1993). Het grondwater treedt uit in het ZAK.

A4 Vegetatie

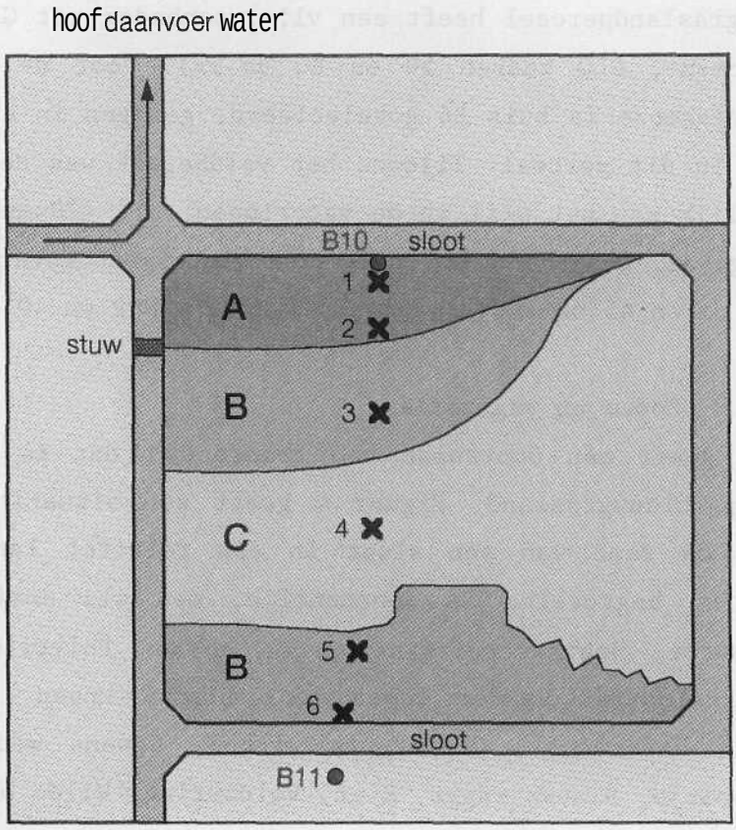
Het gebied bestond rond 1950 uit een complex van broekbossen, hooilanden, rietmoerassen en trilvenen. In het trilveen kwamen bijzondere soorten voor als Veenmoszegge, Tweehuizige *zegge* en Ronde *zegge* (Van Leeuwen, 1957). Andere soorten die in het gebied voorkwamen waren soorten als Moeraswespenorchis, Vleeskleurige orchis, Spaanse ruiter, Bonte paardestaart, Ronde zonnedauw, Slangewortel en Galigaan (Langelaar, 1980).

In 1957 wordt door van Leeuwen al een achteruitgang van de vegetatie geconstateerd, waarbij met name de soorten van voedselarme natte milieus achteruitgaan of verdwijnen (Tweehuizige zegge, Slijkzegge, Draadzegge, Ronde zegge) en een toename van 'ruigtesoorten (Hennegras, Padderus, Moerasstruisgras) wordt geconstateerd. Door de auteur wordt dit geweten aan een verstoring van de waterhuishouding door het opschonen van de sloten. Sindsdien heeft de achteruitgang van het gebied zich verder voortgezet, waarbij bijna alle bovengenoemde soorten zijn verdwenen (voor recente soortenlijst zie Hartog e.a., 1991). De oorzaak hiervoor wordt gezocht in grondwaterstandsdaling in combinatie met het wegvallen van kwel. In de poldersloten ten zuidoosten van den Duiver komen nog soorten voor als Waterviolier, Holpijp, Duizendknoopfonteinkruid en Bosbies (Wagenmakers & Bakker 1992), hetgeen er op wijst dat hier mogelijk nog kwel voorkomt.

A5 Onderzochte lokaties

Voor het onderzoek MBI-verdroging zijn twee lokaties onderzocht, te weten een hooigraslandperceel in het noordelijk deel van het gebied, en een voormalig blauwgrasland in de ZO-hoek van het terrein. In het hooilandperceel staat in NZ-richting een zevental ondiepe peilbuizen, waarvan een buis midden in het perceel (B6) is uitgekozen als potentieel

meetnetpunt (figuur 3). De buis in het zuidelijk blauwgrasland (B10) is minder geschikt door het feit dat de buis minder regelmatig is waargenomen en nogal dicht bij een sloot staat. Desondanks is ook hier een transectbeschrijving gemaakt, omdat over dit terrein veel bekend is door de aanwezigheid van een permanent kwadraat, waarin sinds 1954 de vegetatie-ontwikkeling is gevolgd (Van Leeuwen 1957, Langelaar 1980). Voor de vaststelling van de referentiestijghoogte is dit daarom een interessante lokatie.



A laag, vrij soortenrijk gedeelte, met Moerasviooltje Grote Pimpernel, Blauwe Knoop e.d.
B bultig gedeelte, met Haarmos, Pijpestrootje en Veenmos
C ruigte van Pijpestrootje

Figuur 4 Situatieschets voormalig blauwgrasland (transect I) X1 t/m X6 boorpunten

A laag, vrij soortenrijk gedeelte, met Moerasviooltje, Grote Pimpernel, Blauwe knoop e.d.
B bultig gedeelte, met Haarmos, Pijpestrootje en Veenmos
C ruigte van Pijpestrootje

B LOKATIEBESCHRIJVING

B1 Situatie en beschikbare gegevens

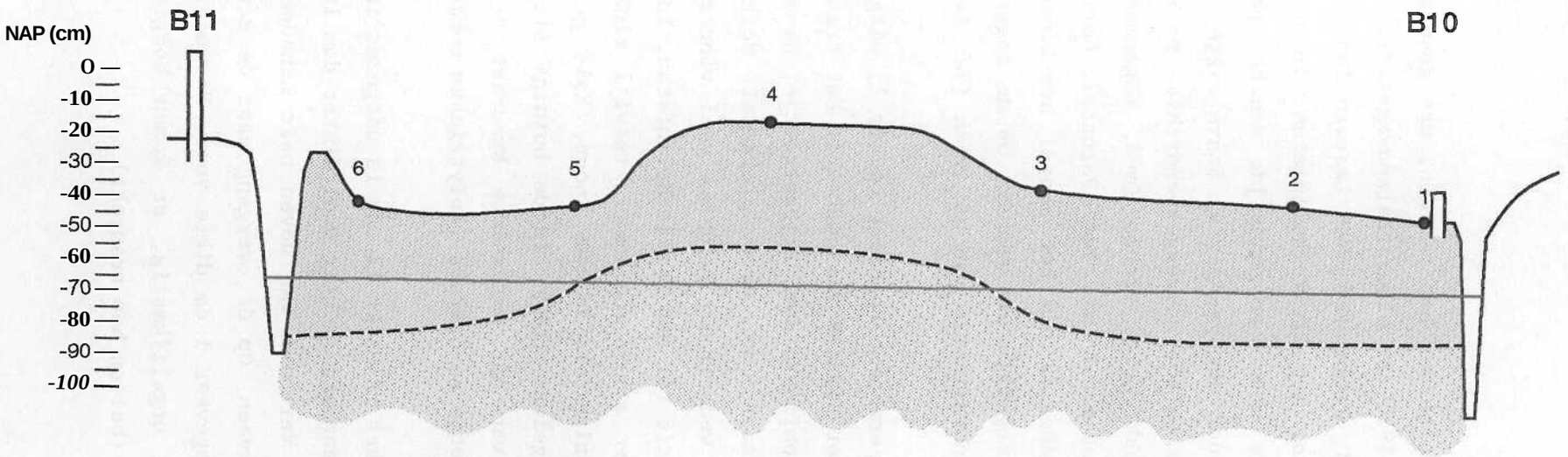
Het hooigraslandperceel heeft een vlierveenbodem met Gt II (GHG minder dan 40 cm-mv, GLG tussen *50* en 80 cm-mv). Voor de bepaling van de verdrogingsscore is buis B6 geselecteerd, gelegen in het midden van de meetraai in dit perceel. Tijdens het veldbezoek was de grondwaterstand in B6 gelijk aan het peil in de waterlopen, nl. -70 cm. Ook in B10 was dit het geval. De gemiddelde zomer- en wintergrondwaterstand in B6 zijn resp. 36 cm en 45 cm onder maaiveld (-0.73 m-NAP en -0.82 m-NAP).

B2 Bodem en vegetatie

Figuur 5 geeft een doorsnede van transect I dat is uitgezet in het voormalige blauwgrasland. Figuur 4 geeft een situatieschets. Buis 10 ligt aan de rand van een sloot in een relatief laag deel van het perceel. De begroeiing is soortenrijk, met als dominerende soorten Pijpestrootje, Moerasstruisgras en de mossen Polytrichum commune en Sphagnum palustre. Verder komen voor Blauwe knoop, Melkeppe, Grote pimpernel, Waternavel, Gestreepte witbol, Gewone wederik, Padderus, Moerasviooltje, Blauwe zegge, Riet, Veldzuring, Wilde bertram, Holpijp, Kale jonker, Moerasspirea en het veenmos Sphagnum squarrosum. De rest van het terrein is sterk verruigd, en vrijwel alleen begroeid met Pijpestrootje en Haarmos (Polytrichum commune). Op een paar plaatsen komt opslag van Gagel en Kruipwilg voor. De bodem bestaat uit een circa 4 dm dikke veenlaag, die direct op een ondergrond van geelbruin fijn zand ligt. Het hogere deel van het perceel ligt op een zandopduiking. Volgens Wagenmakers (mond.med. 1992) is het reliëf van het perceel ontstaan door lokale vervening, die het laatst heeft plaatsgevonden in de

oorlogsjaren. In het hogere gedeelte van het terrein, dat gespaard is gebleven voor vervening, was in 1950 een blauwgraslandvegetatie aanwezig met veel Spaanse ruiter (med. Wagenmaker, Van Leeuwen 1957). Deze vegetatie kan worden gerekend tot het Cirsio-Molinietum. In de door vervening ontstane laagtes aan de noord- en zuidzijde van het perceel kwamen soortenrijke vegetaties voor met Veenpluis, Snavelzegge, Bonte paardestaart, Slijkzegge, Waterdrieblad, Moeraswespenorchis, Breedbladige orchis, Rietorchis en Vleeskleurige orchis (med. Wagenmakers). Deze vegetatie vertoont overeenkomsten met het Parnassio-Caricetum pulicaris. Op het laaggelegen gedeelte nam het aantal orchideeën in begin 60er jaren explosief toe, mogelijk als reactie op de toegenomen voedselrijkdom als gevolg van mineralisatie van het veen (Van Leeuwen 1957).
Door van Leeuwen is in 1954 een permanent kwadraat (pq nr 1) uitgezet, volgens zijn veldkaart ongeveer ter plaatse van punt 4 in het transekt. In dat jaar werd de vegetatie gedomineerd door Pijpestrootje, Hennegras en Spaanse ruiter, terwijl daarnaast Riet, Grote pimpernel, Melkeppe, Wateraardbei, Waternavel, Gewone wederik en Veldbies veel voorkwamen. Vegetatiekundig hoort deze vegetatie tot het Cirsio-Molinietum. In 1979 waren Hennegras en Spaanse ruiter sterk afgenomen, terwijl zich een aantal nieuwe soorten had gevestigd als Blauwe knoop, Kale jonker, Moerasviooltje en Tormentil (Langelaar 1980). In de huidige situatie wordt de vegetatie ter plekke van het permanente kwadraat vrijwel geheel gedomineerd door Pijpestrootje en Haarmos (Polytrichum commune).

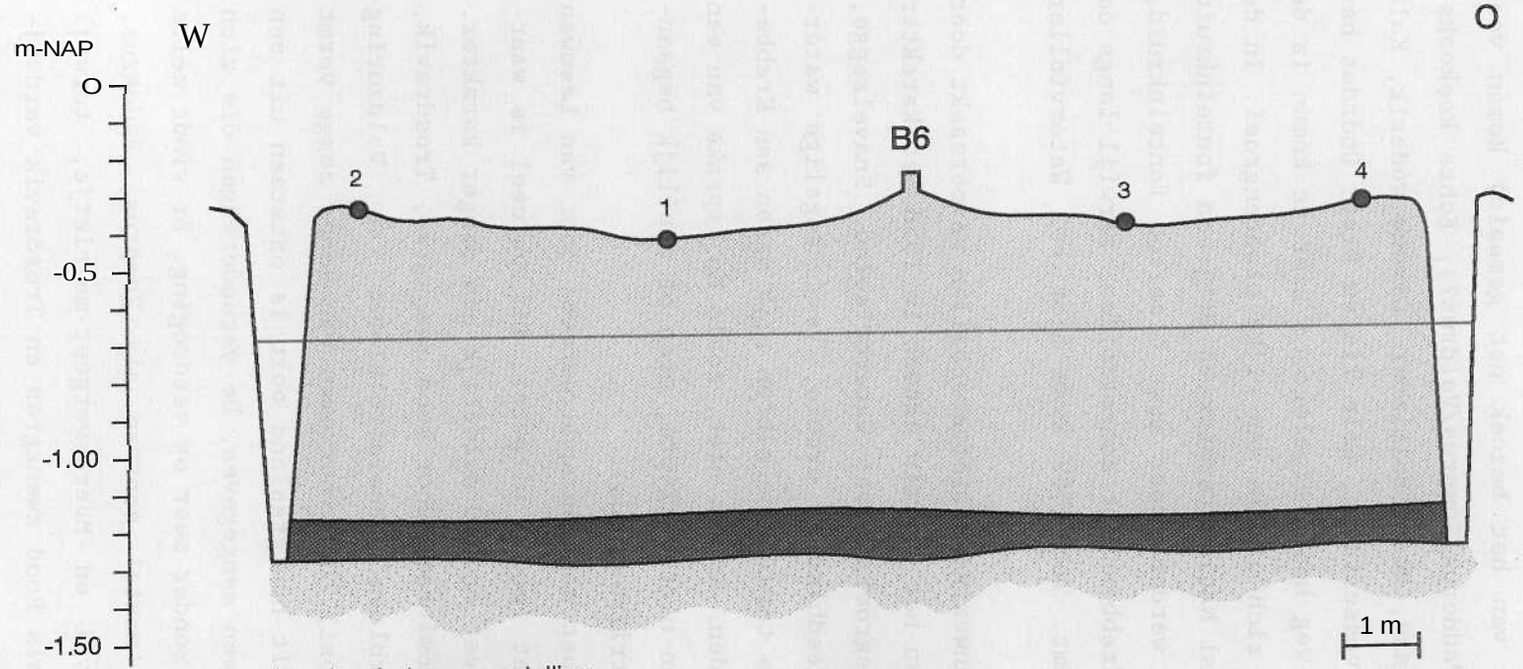
Figuur 6 geeft een doorsnede van het transekt II dat is uitgezet in het noordelijke hooilandperceel. De veenlaag is hier veel dikker dan in het vorige transekt, circa 8 dm, en vertoont van boven naar beneden een overgang van zeggeveen naar broekveen. Op de overgang naar de zandondergrond komt een leemlaag van ongeveer l dm dikte voor. Het maaiveld van het hooilandperceel is zeer ongelijkmatig, er komen hoogteverschillen tot een halve meter voor (buiten het transekt).



		chemische samenstelling			
		pH	EC	Ca	Cl
sloot	N	6,6	400	54	50
punt	1	5,6	240	48	50
	2	5,5	490		
	3	5,8	480		
	4	4,4	240	65	44
	5	4,7	200		
	6	4,6	240		
sloot	Z	6,8	610	60	60

veen
zand

Figuur 5 Transect I, 25 september 1992.



		chemische samenstelling			
		pH	Ec	Ca	Cl
sloot	W	6,8	480		
punt	1	5,3	150		
	2	5,8	450		
	3	6,2	430	45	54
	4	6,5	410		
sloot	O	7,3	440	60	60
ZAK		6,7	530		

Figuur *6:* Transect II, 25 september 1992.

In het grasland (ten tijde van het bezoek net gemaaid) komen voor Reukgras, Veldzuring, Rus (Padderus/Zomprus/Veldrus?), Echte koekoeksbloem, Scherpe zegge, Valeriaan, Moerasrolklaver, Gewone wederik, Kale jonker, Blauwe knoop, Grote vossestaart, Gele lis en Riet. Doordat het water in de sloot een lange weg heeft afgelegd om hier te komen is de waterkwaliteit goed, hetgeen zich uit in een rijke plantengroei. In de westelijke sloot komen massaal Naaldwaterbies en Drijvend fonteinkruid voor, in de oostelijk sloot werden onder meer Glanzend fonteinkruid, Stompbladig fonteinkruid en Krabbescheer aangetroffen, terwijl langs de slootrand Dotterbloem voorkomt. Tot 1989 kwam hier ook Waterviolier voor (med. Wagenmaker).

Volgens Wagenmaker zijn de aanwezige reliëfverschillen veroorzaakt door vervening. De lagere delen van het terrein hadden in 1950 het karakter van een trilveen, met een begroeiing van Waterdrieblad, Snavelzegge, Holpijp, Groenknolorchis, Breedbladige orchis, Veelstengelige waterbies, Wateraardbei en Padderus terwijl de sloten rijk waren aan Krabbescheer en diverse Fonteinkruiden. Er was niet, zoals nu, sprake van een compacte veenlaag maar van een niet gerijpte, niet of moeilijk begaanbare, slappe veenbodem (echt trilveen dus).

Ter hoogte van buis 6 is in het aangrenzende perceel door van Leeuwen in 1954 een permanent kwadraat (pq 2) uitgezet. Dit perceel is waarschijnlijk niet verveend geweest en had duidelijk een droger karakter. In 1954 werd de vegetatie gedomineerd door Rood zwenkgras, Trosdravik, Echte koekoeksbloem, Dotterbloem, Moerasrolklaver en Veldzuring (vegetatietype: Bromion racemosi). Het voorkomen van Ronde zegge vormt een mogelijk aanwijzing dat dit hooigrasland ooit is ontstaan uit een trilveen, zoals door van Leeuwen aangegeven. De veranderingen die zich voordoen tot 1979 wijzen niet zonder meer op verdroging. Er vindt zelfs een uitbreiding plaats van 'natte' soorten als Zomprus, Padderus, Liesgras, Mannagras, Waternavel en Moerasvergeet-me-nietje, terwijl minder vochtminnende soorten als Rood zwenkgras en Trosdravik verdwijnen. Misschien dat een daling van het maaiveld door oxydatie en inklinking van veen hieraan ten grondslag ligt.

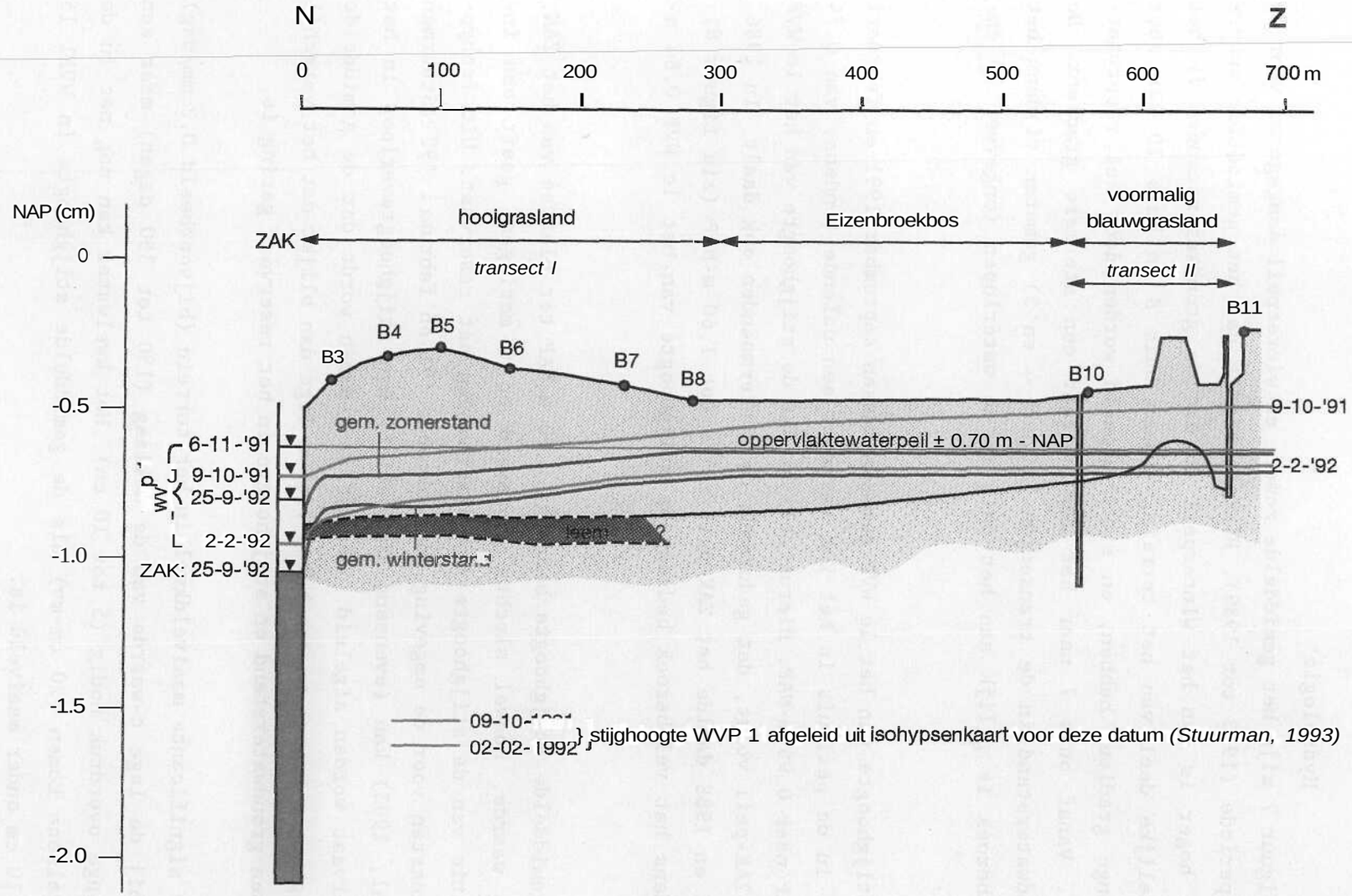
B3 Hydrologie

In figuur 7 zijn het gemiddelde zomer- en winterpeil aangegeven voor de meetperiode (1983 tot 1989). Hieruit blijkt dat het gemiddelde zomerpeil hoger is dan het winterpeil en dat de grondwaterstanden in het zuidelijke deel van het terrein, tussen buis 8 en buis 10 een zeer geringe gradiënt hebben, en sterk bepaald worden door het reservaatpeil. Vanaf buis 7 naar het ZAK bestaat een sterkere gradiënt. De grondwaterstand in de transecten (figuur 4 en 5) gemeten tijdens het veldbezoek is gelijk aan het peil in de waterlopen (ongeveer 70 cm-NAP).

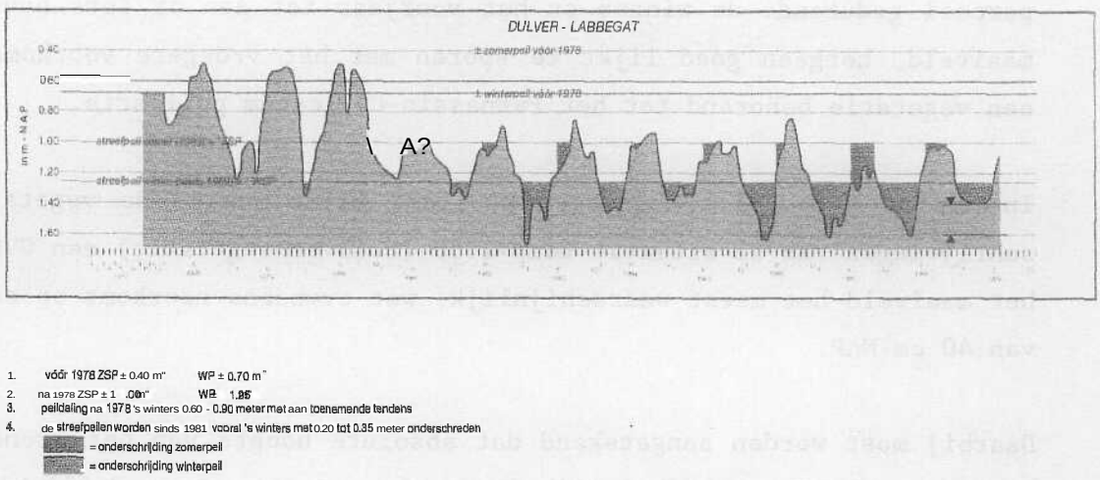
De stijghoogte van het 1e WVP gemeten tussen september 1991 en februari 1992 in de peilbuis in het ZAK vertoont een dalende tendens, van 0.74 m-NAP naar 0.95 m-NAP. Hieruit blijkt dat de stijghoogte van het 1e WVP het ZAK-peil volgt, dat gedurende de wintermaanden ook daalt. In 1986, 1987 en 1988 daalde het ZAK-peil zelfs tot 1.60 m-NAP (zie figuur 8). Tijdens het veldbezoek bedroeg de stijghoogte van het 1e WVP 0.84 m-NAP.

De gemiddelde stijghoogte bedraagt 0.80 m-NAP ter plaatse van het ZAK. Deze waarde, hoewel slechts gebaseerd op 6 metingen, geeft een indicatie van de stijghoogte ter plaatse van het reservaat. Uit isohypsenkaarten voor de omgeving voor oktober '91 en februari '92 (Stuurman et al, 1993) kan (eveneens indicatief) een stijghoogteverloop in het reservaat worden afgeleid. Wanneer aangenomen wordt dat de gemiddelde stijghoogte ergens tussen beide lijnen ligt dan blijkt dat het verschil tussen grondwaterstand en stijghoogte in het reservaat gering is.

Voor significante maaiveldkwel in het terrein (bijvoorbeeld 0.2 mm/dag) is bij de lage c-waarde van de deklaag (150 tot 350 dagen) maar een geringe overdruk nodig (5 tot 10 cm). Het kwelwater kan nog net in de wortelzone komen (20 cm-mv) als de gemiddelde stijghoogte in WVP1 15 tot 10 cm onder maaiveld is.



Figuur 7: NZ-profiel door de Duiver.



Figuur 8 Waterpeilen Zuidelijk Afwaterings-Kanaal gemeten bij Keizersveer 1978-1988 benedenstrooms van de Duiver (uit Stuurman e.a. 1993)

Hiervan is in ieder geval geen sprake. Ook wijzen de relatief hoge chloridegehalten in de grondwatermonsters uit de boorgaten erop dat er infiltratie van oppervlaktewater plaatsgevonden heeft. De invloed van een verhoging van het peil van het ZAK van 20 cm op de stijghoogte in de Duiver is onderzocht door middel van een modelstudie. Het blijkt dat deze l tot 5 cm omhoog gaat.

B4 Bepaling referentiegrondwaterstand en stijghoogte Verdrogingsrelatie grondwaterstand

Gezien de vegetatiebeschrijvingen van het voormalig blauwgrasland (transect I) is hier in het hoogste deel van het terrein (punt 4) een referentie-voorjaarsgrondwaterstand van ruim 20 cm onder maaiveld het meest waarschijnlijk (overeenkomend met 40 cm-NAP). Dit lijkt een redelijke schatting voor een Cirsio-Molinietum met veel Pijpestrootje. Vergelijkbare blauwgraslandvegetaties zijn in het 'toetsingsonderzoek

ecotopensysteem' (Runhaar, 1989) gevonden bij GVG's van 10 tot 25 cm - mv. Bij deze GVG staat het grondwater op de lagere delen van het perceel gedurende de winter en het voorjaar tot aan of iets boven het maaiveld, hetgeen goed lijkt te sporen met het vroegere voorkomen van een vegetatie behorend tot het Parnassio-Caricetum pulicaris.

In het meer noordelijk gelegen hooiland lijkt gezien de vegetatiebeschrijvingen van de situatie rond 1950 (trilveenvegetatie) een GVG rond het maaiveld het meest waarschijnlijk, wat eveneens neerkomt op een GVG van 40 cm-NAP.

Daarbij moet worden aangetekend dat absolute hoogte van het grondwater in het verleden waarschijnlijk hoger is geweest. Door inklinking en oxydatie van veen is het maaiveld naar schatting met enkele decimeters gezakt[1]. Dit betekent dat de GVG in 1950 rond de 20 cm-NAP moet hebben gelegen. Voor de referentie-GVG wordt echter uitgegaan van de huidige maaiveldhoogte; $V_{GVG,ref}$ - 0 bij een GVG van 0.40 m-NAP.

De kritieke stijgafstand in zeggeveen is 40 cm, *zodat* de 'volledig verdroogde' situatie optreedt bij een GVG van 1.00 m-NAP.

Verdrogingsrelatie stijghoogte

De aard van de vegetatie wijst erop dat in Den Duiver vroeger sprake was van een kwelsituatie. Met name soorten als Vleeskleurige orchis, Moeraswespenorchis en Bonte paardestaart zijn soorten die zijn gebonden aan relatief kalkrijke standplaatsen en daarom op niet-kalkhoudende grond (zoals in Den Duiver) vooral voorkomen op plaatsen met bicarbonaatrijke kwel. Gezien het voorkomen van soorten als Tweehuizige zegge en Veenmoszegge, die kenmerkend zijn voor voedselarme zwak zure

1 Door van Leeuwen (1957a) zijn in bet gebied veendiktes gemeten van 6 à 11 dm. De door ons gemeten veendiktes van 4 tot 8 dm zijn daarmee vergeleken aan de lage kant. Een vergelijking met de oorspronkelijke gegevens van Van Leeuwen is helaas niet mogelijk omdat de betreffende kaart zich niet meer in het archief bevindt.

milieus die ontstaan in de overgangszones van voedselarm zuur regenwater naar carbonaatrijk grondwater moeten in het gebied ook regenwaterlenzen zijn voorgekomen (Hartog e.a. 1991). Door Wagenmakers wordt gemeld dat het talud van de sloten in de omgeving vroeger beschermd moest worden met takkenbossen tegen erosie door uittredend grondwater. Omdat door van Leeuwen al in 1957 problemen met de hydrologie worden geconstateerd is het goed mogelijk dat de toevoer van kwelwater al in de vijftiger jaren of eerder is verminderd.

Er bevinden zich geen diepe buizen met langere reeksen in de directe omgeving van Den Duiver. Uit analyse van put 44HB-6, ongeveer 5 km ten zuidoosten van het gebied blijkt dat de verlaging van de stijghoogte van het eerste watervoerende pakket sinds 1951 20 tot 40 cm bedraagt (Lambert, 1988). In de directe omgeving van het ZAK is de verlaging van de stijghoogte ongetwijfeld groter.

Wanneer voor de referentiegrondwaterstand 0.4 m-NAP wordt aangenomen moet - uitgaande van een kwelflux van ongeveer 0.2 mm/dag en een c-waarde van 150 tot 350 dagen en een maaiveldhoogte van eveneens 0.4 m-NAP - de referentiestijghoogte circa 5 cm boven de ondergrens van de wortelzone geweest zijn, 0.55 m-NAP. Volgens nogal onduidelijke archiefgegevens waarin oppervlaktewaterpellgegevens binnen en buiten de Duiver zijn weergegeven tussen '65 en '73 waren deze peilen in '65 en '66 ongeveer 20 cm NAP; bedoeld zal zijn min NAP. Dit lijkt erop te wijzen dat het maaiveld ongeveer 2 decimeter is ingeklonken sinds 1965, en dat de gemiddelde stijghoogte rond 1950 tenminste ongeveer 30 cm-NAP is geweest. Dit zou een stijghoogtedaling sinds 1950 van meer dan een halve meter betekenen. De verdrogingsrelatie wordt echter vastgesteld ten opzichte van de huidige maaiveldhoogte, zodat voor de 'referentiesituatie' toch 55 cm-NAP geldt. Grondwater vanuit het WVP1 kan de wortelzone niet meer bereiken als de stijghoogte 40 cm onder maaiveld reikt; het 'volledig wegvallen van kwel (V_{kwel} - 1) treedt op bij een gemiddelde stijghoogte van 0.8 m-NAP. De huidige gemiddelde stijghoogte

op de MBI-lokatie wordt eveneens geschat op 0.8 m-NAP, zodat $V_{kwel,1990}$ = 1.

Gebiedsvreemd water

In Den Duiver wordt al lang (sinds 1976) ZAK water ingelaten. Dit water wordt omgeleid voordat het in het centrum van het terrein komt. Het pompje wordt het hele jaar door gebruikt. Om de doordringing van gebiedsvreemd water in het perceel in te schatten is gebruik gemaakt van de gegevens verzameld d.m.v. chemische veldsetjes (figuur 6) en volledige chemische analyseresultaten (Stuurman, e.a., 1993). De laatste zijn weergegeven in tabel 1.

Monsterpunt	Datum	Ca	Na	Mg	K	Fe	HCO3	SO4	Cl	tot-N	tot-P	mus veld (muSlab)	pH veld (pHlab)
Buis ZAK	26/11/91	120	10	7.8	1.5	6.5	410	12	13	0.8	0.16	(600)	(7.0)
	10/9/91	126	11	8.8	3.0	7.6	450	14	14	1.8	0.24	(680)	(6.7)
B5	16/7/91	39	5.6	2.9	1.8	9.2	96	17	12	31	3.1	200	7.4
sloot hooi tand	16/7/91	70	29	9.3	7.8	1.0	187	46	42	3.5	0.24	440	7.2
	10/9/91	60	39	7.8	11	0.5	192	48	55	2.0	0.1	(560)	(7.3)
	12/11/91	77	30	9.7	8.3	0.3	177	52	48	1.8	0.05	(540)	(7.3)
U1	16/7/91	75	34	9.2	10	2.6	200	52	47	2.8	0.14	440	7.0
	10/9/91	59	43	7.9	12	4.6	174	50	61	2.6	0.13	(580)	(7.3)
	12/11/91	130	27	13	8.9	1.5	225	108	51	3.6	0.13	(740)	(7.1)

Tabel 1. Analyseresultaten Den Duiver (Stuurman, 1993).

Het diepere grondwater dat bemonsterd is in buis LB3 heeft hoge Ca-, HCO3-, en Fe-gehalten en lage Na-, K-, Cl-, S04-, totaal stikstof- en fosfaatgehalten. De gehalten in het slootwater nabij het hooilandperceel zijn voor calcium, bicarbonaat en ijzer beduidend lager en voor Na, K, Cl, SO4, totaal stikstof en fosfaat beduidend hoger.

De samenstelling van het slootwater (inclusief de totaal stikstof- en fosfaatgehalten) komt in grote lijnen overeen met het ZAK-water. Het verschil in vegetatie tussen enerzijds het ZAK en de aanvoersloten en anderzijds de sloten in het centrum van het gebied (par. A4) lijkt er op te wijzen dat er een aanzienlijke zuivering van het water plaatsvindt tijdens de passage door het gebied. In de analyse-resultaten blijkt echter alleen op 10 sept. 1991 en 12 nov. 1991 sprake te zijn van een beperkte reductie in P- en N-gehaltes. Deze reductie kan overigens wel relevant zijn voor de vegetatie. Volgens Gorree en Runhaar (1992) ligt de grens tussen vegetaties van mesotrofe milieus (waarvoor de soorten in de sloot kenmerkend zijn) en van eutrofe milieus (waarvoor soorten in het ZAK kenmerkend zijn) bij een P-concentratie van 0.06 à 0.16 mg/l, dan wel een N concentratie van l à 2 mg/1. Dat betekent dat de concentraties in het ZAK, en met name van P, niet ver boven de waarden liggen waarbij de concentratie aan macro-nutriënten beperkend wordt, en een reductie in nutriënten dus daadwerkelijk leidt tot een vermindering van de trofietoestand. Het aantal waarnemingen is echter te beperkt om conclusies te kunnen trekken over de mate waarin zuivering van het water plaatsvindt tijdens de passage door het gebied.

In het perceel zelf is alleen buis 5 bemonsterd. Het filter van deze buis bevindt zich op ca. 2 m-NAP. De Ca- en HC03-gehalten zijn lager dan die van het diepe grondwater én van het slootwater. Het chloridegehalte van 12 mg/1 wijst op niet door menselijke activiteit beïnvloed grondwater. Mogelijk betreft het lokaal geïnfiltreerd ondiep grondwater, dat niet beïnvloed is door het ingelaten oppervlakte water. Het

totaal stikstofgehalte is ongekend hoog; wellicht een analysefout. Tijdens het veldwerk zijn alleen pH, EC, Ca en Cl bepaald. De Ca- en Cl-gehalten komen overeen met die van het slootwater, hetgeen erop lijkt te wijzen dat gebiedsvreemd water wel degelijk in het perceel doordringt. De pH's zijn iets lager dan in het slootwater, hetgeen te verklaren is uit de hogere CO2-spanning in de bodem.

Aannemende dat de som van de drainageweerstand en de verticale hydraulische weerstand ongeveer gelijk is aan de c-waarde van de deklaag (150 dagen) en uitgaande van een 'significante' wegzijging van oppervlaktewater van 0.7 mm/dag wordt verdrogingsscore l bereikt bij een potentiaalverschil tussen slootpeil en gemiddelde stijghoogte van 10.5 cm. Voor de verdrogingsrelatie wordt het potentiaalverschil bij score l vastgesteld op 10 cm. In de huidige situatie is het potentiaalverschil ongeveer 10 cm; de verdrogingsscore voor gebiedsvreemd water is dus 1.

De verdrogingsrelaties worden bepaald door de volgende punten (zie figuur 9):

Grondwaterstand B6, onverdroogde referentie: 40 cm -NAP
Grondwaterstand B6, volledig verdroogd: 100 cm -NAP
Kwel, gem. stijghoogte onverdroogde referentie: 55 cm -NAP
Kwel, gem. stijghoogte volledig verdroogd: 80 cm -NAP

Inlaat water, slootpeil - gem. stijghoogte, onverdroogd:
0 cm
Inlaat water, slootpeil - gem. stijghoogte. volledig verdr.:
10 cm

Daar voor de Duiver het wegvallen van kwel zwaarder weegt dan het inlaten van (niet al te voedselrijk) water, wordt voor het bepalen van de verdrogingsscore voor het terrestische deel van de lokatie gebruik gemaakt van *de* GVG-relatie en de kwelrelatie, met wegingsfactoren van

respectievelijk 1/3 en 2/3.

Uit de tijdreeksanalyse (zie D) en de verdrogingsrelaties volgen de volgende scores :

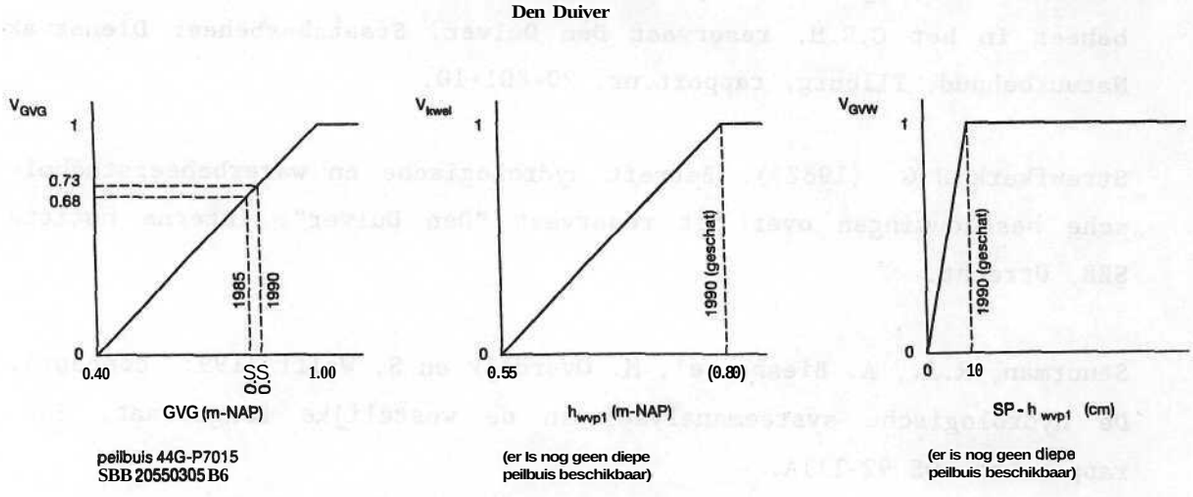
$V_{GVG,1985}$ = 0.68

$V_{GVG,1990}$ = 0.73

V_{kwel} is nog onbekend, maar wordt voor 1985 en 1990 geschat op l
Hieruit volgt voor het terrestische deel een score van 0.89 in 1985 en van 0.91 in 1990.

Voor het aquatische deel van de lokatie wordt gebruik gemaakt van de verdrogingsrelatie voor de inlaat van gebiedsvreemd water. Volgens de verdrogingsrelatie zou de score 'volledig verdroogd' zijn. De waterkwaliteit is echter relatief goed, waardoor de score in werkelijkheid minder hoog zou moeten zijn. Hierbij wreekt zich het feit dat waterkwaliteit niet in beschouwing wordt genomen. Mogelijk kan de methode in een latere fase van het onderzoek nog enigszins worden aangepast.

Voor de lokatie (terrestisch en aquatisch systeem gezamenlijk) wordt de score gewogen naar *areaal* (resp. 0.9 en 0.1), hetgeen resulteert in een V_{tot} van 0.91 voor 1985 en 0.92 voor 1990.



Figuur 9 Verdrogingsrelaties voor Den Duiver

BRONNEN

Bodemkaart van Nederland schaal 1:50.00. Kaartblad 44 oost, uitgave 1990. Stiboka, Wageningen.

Gorree M en J. Runhaar (1992). Haalbaarheidsstudie natuurgerichte normstelling nutriënten. Algemene methoden voor het ontwikkelen van grenswaarden voor nutriëntenbelasting van natuurlijke ecosystemen. CML-mededeling nr. 88. Centrum voor milieukunde, Leiden.

Hartog P.S., De Vries N.P.J. en F.H. Everts (1991). Vegetatiekartering van Den Duiver en de Maatjens (Noord-Brabant). Everts 6e de Vries, Groningen, rapport nr. EV/91-2.

Jansen P.B. en J.G. Sloff (1955?). Eendenkooi "de Duiver" in de gemeente Sprang-Capelle. Excursie-rapport in archief SBB-Tilburg.

Jansen P.B. en J.G. Sloff (1956?). Vervolg van het rapport over eendenkooi "de Dulver". Excursierapport in archief SBB-Tilburg.

Langelaar J. (1980). Natuurlijke en antropogene factoren in een Brabants moerasgebied. Aspecten van bodem, water, plantengroei en beheer in het C.R.M. reservaat Den Duiver. Staatsbosbeheer Dienstvak Natuurbehoud, Tilburg, rapport.nr. 20-801-10.

Streefkerk J.G. (1982?). Betreft hydrologische en waterbeheerstechnische beschouwingen over het reservaat "Den Dulver". Interne notitie SBB, Utrecht.

Stuurman, R.J., A. Biesheuvel, M. Overdijk en S. Wolff (1993, concept). De hydrologische systeemanalyse van de westelijke Langstraat. TNO-rapport nr. OS 92-111A.

BijlageS
Ecohydrologische terreinbeschrijving 't Merkske.

BIJLAGE 8, ECO-HYDROLOGISCHE GEBIEDSBESCHRIJVING HET MERKSKE

A TERREINBESCHRIJVING

A1 Algemeen

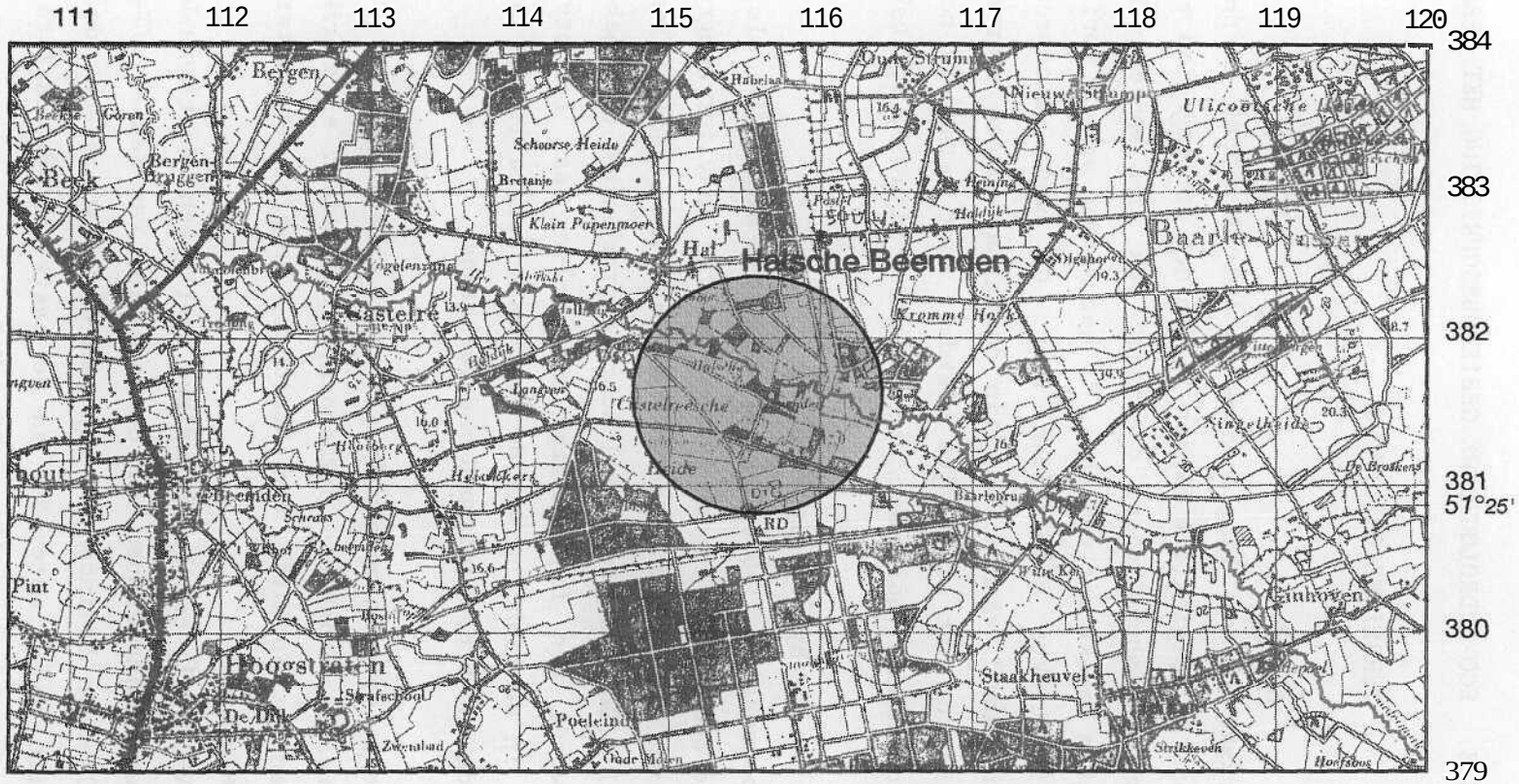
Het Merkske is een laaglandbeek in West-Brabant, op de grens tussen Nederland en België (zie figuur 1). In het stroomgebied van het Merkske komt veel maïsbouw voor, daarnaast ook graslandgebruik. De hoogste delen zijn bedekt met naaldbos. In het midden van de vorige eeuw kwamen nog uitgestrekte heidevelden voor. De beken ontsprongen in veel gevallen vanuit vennen. Nu zijn de natuurwaarden voornamelijk teruggedrongen tot het eigenlijke beekdal, waar verspreid nog vochtige en natte hooilanden voorkomen, die in beheer zijn bij Staatsbosbeheer.

A2 Geohydrologie en bodem

Op de bodemkaart 1:50.000 staat de bodem aangegeven als beekeerdgrond (Halsche Beemden en verder stroomafwaarts) en vlierveengrond (stroomopwaarts van de Halsche beemden. Bij een meer gedetailleerde kartering schaal 1:1.000 van een aantal schrale graslanden (Bijlmakers en Buskens 1984) wordt een fijnschalige afwisseling aan bodemtypen gevonden, waarbij in de richting van de beek vaak sprake is van een zonatie van beekeerdgrond-broekeerdgrond-madeveengrond.

De hydrogeologische opbouw is als volgt (zie figuur 2):

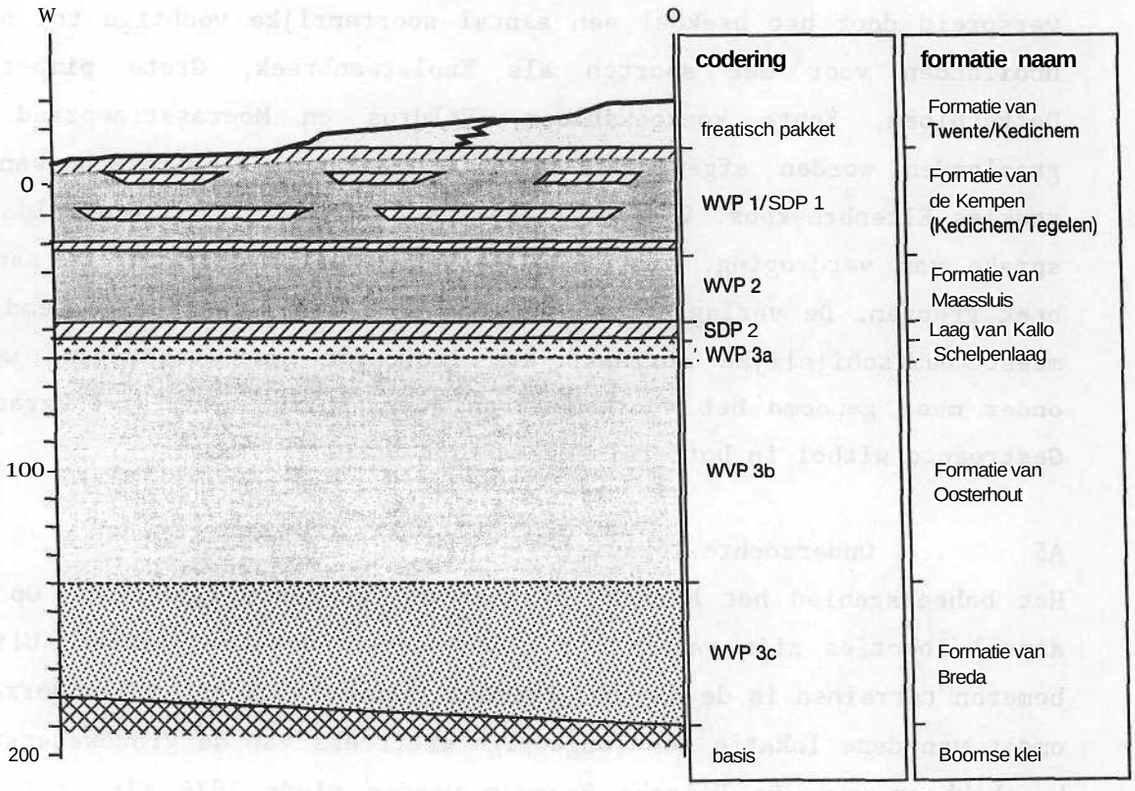
- Freatisch pakket: dekzanden, stuifzanden en fluviatiele zanden van de Formatie van Kedichem, enkele centimeters tot enkele meters.
- WVP1/SDP1: complex van dikke zeer slecht doorlatende kleilagen en zeer fijne zanden van de Formaties van Kedichem/Tegelen. In het algemeen bevinden de top van de eerste slecht doorlatende laag zich op 15 meter+NAP en de basis van de laatste slecht doorlatende laag op 10 tot 20 m-NAP.
- WVP2: grove, schelphoudende zanden van de Formaties van Maassluis



Figuur 1 Lokatie van de Halsche Beemden

en Merksplas tot circa 50 meter-NAP.

- SDP2: Klei van Kallo, 2 tot 5 m dik.
- WVP3, van boven naar beneden: zeer goed doorlatende schelpenlaag, 5 tot 15 meter en grove glauconiet-rijke zanden met een dikte van circa 80 meter van de Formatie van Oosterhout; zeer fijne glauconiet-rijke zanden van de Formatie van Breda, met een dikte van circa 45 meter.
- SDL: Klei van Boom (Formatie van Rupel), op 170 tot 190 meter-NAP.



Figuur 2. Schematische hydrologische opbouw.

A3 Hydrologie en waterhuishouding

In de zestiger jaren is tijdens verbeteringswerken aan het Merkske de beekbedding verlaagd. Hierdoor komt het kalkrijke grondwater, dat vroeger in de beemden aan maaiveld uittrad, op enkele plaatsen alleen nog onder de beek omhoog. Sinds 1981 wordt het peil op twee plaatsen in het Merkske automatisch geregistreerd. Uit deze gegevens blijkt dat sinds 1981 geen ingrepen hebben plaatsgevonden die het peil beïnvloeden. Het verontreinigde grondwater van de aangrenzende landbouwgebieden wordt veelal gedraineerd door een stelsel van slootjes, zodat in de meeste percelen toch schoon, kalkrijk grondwater wordt aangetroffen (Benelux Economische Unie, 1988).

A4 Vegetatie

Hoewel veel graslanden intensief agrarisch worden gebruikt, komen verspreid door het beekdal een aantal soortenrijke vochtige tot natte hooilanden voor met soorten als Knolsteenbreek, Grote pimpernel, Dotterbloem, Echte koekoeksbloem, Veldrus en Moerasstreepzaad. De graslanden worden afgewisseld door aangeplante Populierenbossen en stukjes Elzenbroekbos. Volgens Bijkerk e.a. (1991) is op veel plaatsen sprake van verdroging, vooral op terreingedeelten die direct aan de beek grenzen. De verlaging van het beekpeil wordt daarbij genoemd als meest waarschijnlijke oorzaak. Als indicator voor verdroging wordt onder meer genoemd het voorkomen van Moerasspirea, Rood zwenkgras en Gestreepte witbol in Dotterbloemgemeenschappen.

A5 Onderzochte lokatie(s)

Het beheersgebied het Merkske bestaat uit meerdere terreinen. Op een aantal lokaties zijn vanaf 1983 grondwaterstanden waargenomen. Uit de bemeten terreinen is de Halsche Beemden gekozen voor het MBI-onderzoek, omdat van deze lokatie een langdurige meetreeks van de grondwaterstand beschikbaar was. De Halsche Beemden worden sinds 1976 als reservaat beheerd, waarbij bemesting achterwege wordt gelaten. Omdat sprake is van kwel is het van belang dat er stijghoogten uit het eerste water-

voerende pakket bekend zijn. Omdat in de Halsche Beemden zelf geen diepe peilputten aanwezig waren is hier in het kader van dit onderzoek een diepe peilput geplaatst.

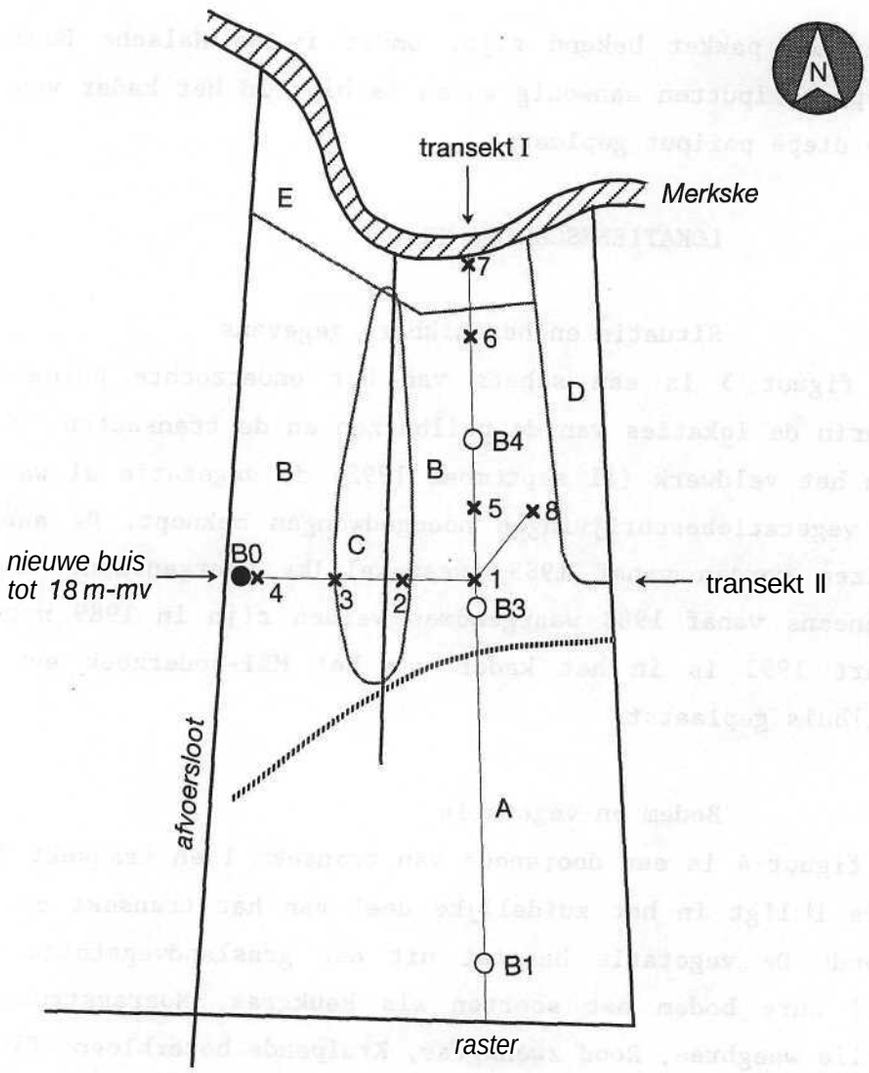
B LOKATIEBESCHRIJVING

B1 Situatie en beschikbare gegevens

In figuur 3 is een schets van het onderzochte perceel gegeven met daarin de lokaties van de peilbuizen en de transecten. Omdat ten tijde van het veldwerk (11 september 1992) de vegetatie al was gemaaid zijn de vegetatiebeschrijvingen noodgedwongen beknopt. De aangegeven peilbuizen worden vanaf 1983 tweewekelijks waargenomen. Vijf buizen die eveneens vanaf 1983 waargenomen werden zijn in 1989 vervallen. Op 20 maart 1993 is in het kader van het MBI-onderzoek een nieuwe diepe peilbuis geplaatst.

B2 Bodem en vegetatie

In figuur 4 is een doorsnede van transekt I en transekt 2 weergegeven. Buis l ligt in het zuidelijke deel van het transekt op een beekeerdgrond. De vegetatie bestaat uit een graslandvegetatie van vochtige, vrij zure bodem met soorten als Reukgras, Moerasstruisgras, Witbol, Smalle weegbree, Rood zwenkgras, Kruipende boterbloen, Pinksterbloem en Veldrus. Vlak voor buis 3 begint een vlakker, lagergelegen terreingedeelte waar de bodem bestaat uit een veenpakket van ruim een meter dikte, die bovenin veraard is (madeveengrond), en waarin ook zandige en lemige lagen voorkomen. In de bodem is bij punt l op een diepte van 20 cm een dun laagje met ijzeraanrijking herkenbaar. Het grasland heeft een duidelijk 'natter' karakter dan bij buis l met soorten als Kale jonker, Scherpe zegge, Moerasrolklaver, Grote pimpernel en Blauwe zegge, terwijl Veldrus veel meer voorkomt. Nabij de beek (punt 7) gaat de vegetatie over in een ruige begroeiing van Riet, Engelwortel, Kattestaart, Smeerwortel, Scherpe zegge en Moerasspirea, terwijl ook een aantal exemplaren van de Moesdistel voorkomen.



Figuur 3. Situatieschets lokatie Halsche Beemden west. X1 t/m X7 : t oorpunten

A: vochtig tot droog grasland met Smalle weegbree, Rood zwenkgras, Reukgras, Moerasstruisgras, Witbol e.d.

B: vochtig-nat grasland met Rood zwenkgras, Kale jonker, Grote pimpernel, Scherpe *zegge,* Veldrus e.d

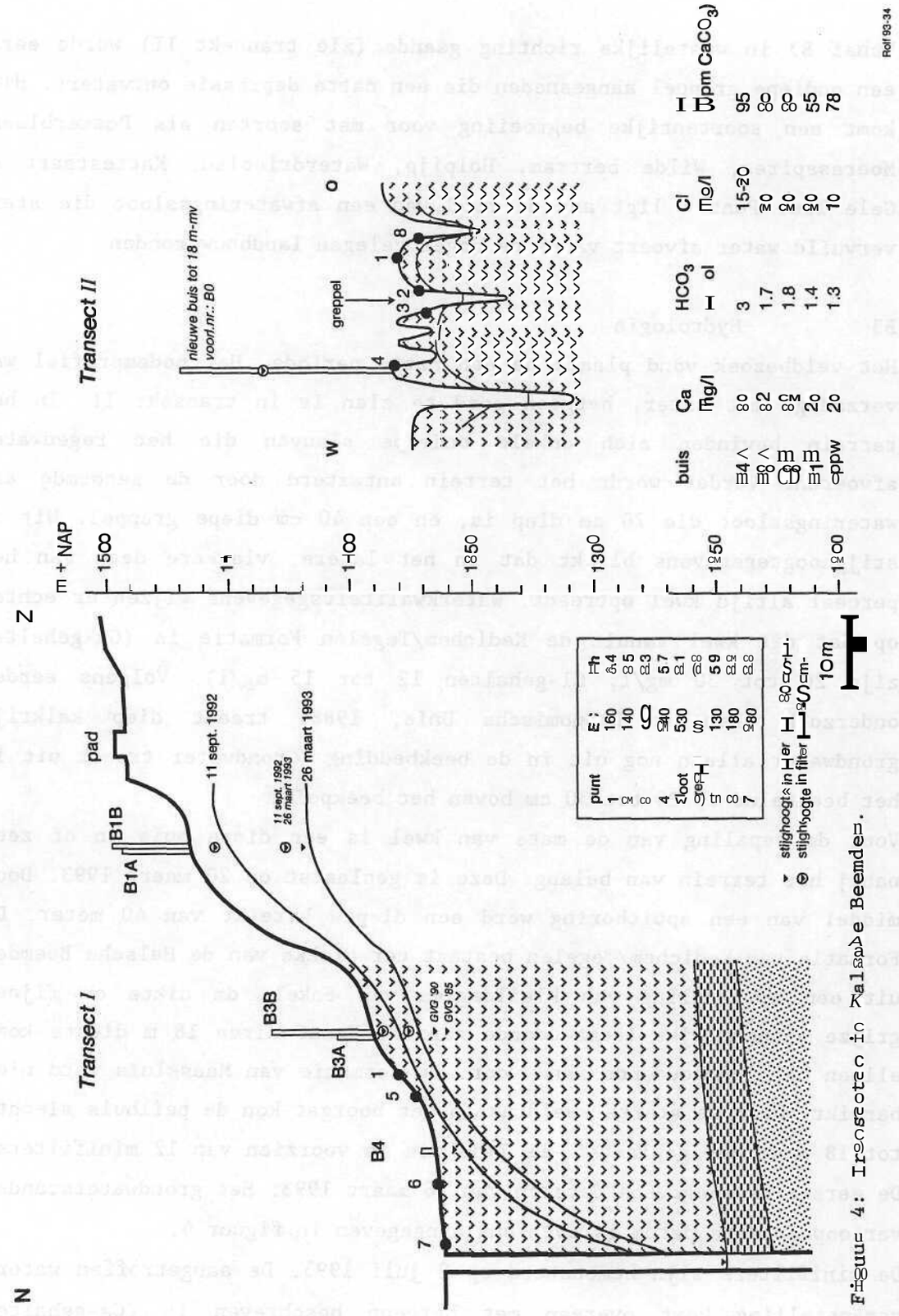
C: natte depressie langs greppel met Dotterbloem en Waterdrieblad

D: Rietruigte

E: ruige oever met Riet, Rietgras, Brandnetel en Moesdistel

Bijlage 8
Rapportnr.
OS 93-56A

augustus
1993



Figuur 4: Irenseetaa in Kalmpade Beemden.

Vanaf B3 in westelijke richting gaande (zie transekt II) wordt eerst een ondiepe greppel aangesneden die een natte depressie ontwatert. Hier komt een soortenrijke begroeiing voor met soorten als Dotterbloem, Moerasspirea, Wilde bertram, Holpijp, Waterdrieblad, Kattestaart en Gele lis. Punt 4 ligt aan de rand van een afwateringssloot die sterk vervuild water afvoert vanaf de hoger gelegen landbouwgronden.

B3 Hydrologie

Het veldbezoek vond plaats na een natte periode. Het bodemprofiel was verzadigd met water, hetgeen goed te zien is in transekt II. In het terrein bevinden zich enkele ondiepe sleuven die het regenwater afvoeren. Verder wordt het terrein ontwaterd door de genoemde afwateringssloot die 70 cm diep is, en een 40 cm diepe greppel. Uit de stijghoogtegegevens blijkt dat in het lagere, vlakkere deel van het perceel altijd kwel optreedt. Waterkwaliteitsgegevens wijzen er echter op dat dit kwel vanuit de Kedichem/Tegelen Formatie is (Ca-gehalten zijn 20 tot 30 mg/1, Cl-gehalten 12 tot 15 mg/l). Volgens eerder onderzoek (Benelux Economische Unie, 1988) treedt diep kalkrijk grondwater alleen nog uit in de beekbedding. Grondwater treedt uit in het beektalud op 20 tot 30 cm boven het beekpeil.

Voor de bepaling van de mate van kwel is een diepe buis in of zeer nabij het terrein van belang. Deze is geplaatst op 20 maart 1993. Door middel van een spuitboring werd een diepte bereikt van 40 meter. De Formatie van Kedichem/Tegelen bestaat ter plekke van de Halsche Beemden uit een afwisseling van kleilaagjes van enkele dm dikte en fijne, grijze glimmerrijke leemhoudende zanden. Vanaf circa 18 m diepte komt alleen het leemhoudende zand voor. De Formatie van Maassluis werd niet bereikt. Door de sterke kweldruk in het boorgat kon de peilbuis slechts tot 18 m worden geplaatst. De peilbuis is voorzien van 12 minifilters. De eerste peilgegevens dateren van 26 maart 1993. Het grondwaterstandsverloop op deze datum is eveneens aangegeven in figuur 4.

De minifilters zijn bemonsterd op 2 juli 1993. De aangetroffen watersamenstelling komt overeen met hetgeen beschreven is (Ca-gehalten

tussen 20 en 40 mg/1. Cl 10 tot 20 mgl/l, pH . 6.7, EC tussen 200 en 250 µS).

B4 Bepaling verdrogingsrelaties

Verdrogingsrelatie grondwaterstand

Hoewel er over de vroegere situatie weinig bekend is laat een vergelijking van de soorten aangetroffen door Thijsen en Janssen (1963) met meer recente beschrijvingen van de Halsche Beemden (Bijkerk e.a. 1991, Bijlmakers en Buskens 1984) zien dat er geen of slechts zeer geringe veranderingen in de soortensamenstelling van vegetatie zijn opgetreden. Alleen Trosdravik en Moeraskruiskruid lijken te zijn verdwenen, maar het verdwijnen van deze soorten kan heel goed samenhangen met veranderingen in beheer. Ook op grond van de hydrologische gegevens is het niet aannemelijk dat er sprake is van ernstige verdroging. De Halsche beemden hebben in de huidige situatie een vrij hoge grondwaterstand. Hoewel het diepere grondwater niet meer in het perceel uittreedt, is de het lokale kwelwater niet verontreinigd, waardoor het effect van deze veranderde situatie op de vegetatie gering is. Het voorkomen van een dun ijzerlaagje in boorgat l op een diepte van circa 20 cm geeft de diepte aan waar gedurende een langere periode oxydatie van het zuurstofarme, ijzerrijke water heeft plaatsgevonden. Omdat in een kwelsituatie de grondwaterstand weinig varieert, en alleen in de zomerperiode diepere grondwaterstanden te verwachten zijn, mag worden aangenomen dat de ligging van het ijzerlaagje bij benadering overeenkomt met de GVG. De ligging van het ijzerlaagje komt vrijwel overeen met de huidige GVG (figuur 4). Uitgaande van een referentiegrondwaterstand van 20 cm onder maaiveld ter plekke van punt l komen we -rekening houdend met het lokale grondwaterstandsverloop- tot een schatting voor de referentiegrondwaterstand ter plekke van buis 3 van 13.65 m + NAP. Voor de kritieke stijgafstand in het veen/venig zand is uitgegaan van 50 cm, dus in de 'volledig verdroogde' situatie bedraagt de grondwaterstand 13.00 m +NAP. Bij deze grondwaterstand is ook in het laagste deel van het perceel (punt 6) gedurende het zomerhalf jaar geen contact meer

mogelijk tussen plantenwortels en het grondwater. De huidige GVG ligt bijna een decimeter lager dan de referentiewaarde (zie resultaten tijdreeksanalyse), maar dit verschil is te klein om te concluderen dat in de directe omgeving van buis 3 sprake is van grondwaterstandsdaling. Alleen in een zone direct langs de beek is te verwachten dat een daling van enkele decimeters is opgetreden als gevolg van beekpeilverlaging (zie figuur 4).

Verdrogingsrelatie kwel

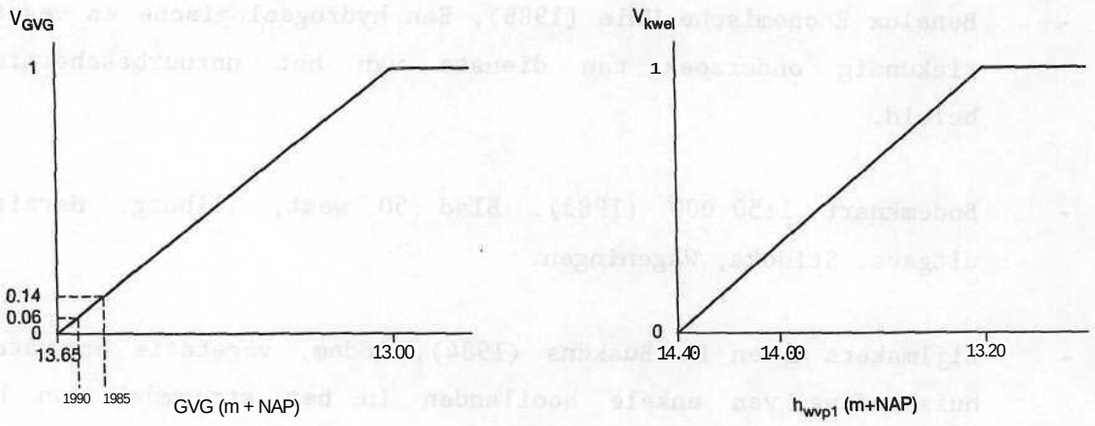
De referentiestijghoogte bij maaiveldkwel kan berekend worden uit de c-waarde (ca 3000 dagen tussen het filter van de nieuwe peilbuis en maaiveld). Het hoogste deel van het terrein waar in de referentiesituatie nog kwel optrad heeft een maaiveldhoogte van ca. 14.00 m+NAP. Bij een 'significante' kwelflux van 0.2 mm/dag hoort dan een stijghoogte van 0.6 m boven de ondergrens van de wortelzone; 0.4 m boven maaiveld, 14.4 m+NAP. In het perceel speelt kwel geen rol meer als op het laagst gelegen deel (maaiveldhoogte circa 13.60 m+NAP) de stijghoogte tot minder dan 0.4 m onder maaiveld reikt. Dus V_{kwel} = 1 als de stijghoogte 13.20 m+NAP is en V_{kwel} = 0 als de stijghoogte 14.4 m+NAP is. Op 26 maart 1993 is de nieuwe diepe buis voor het eerst gemeten. De stijghoogte bedroeg toen 14.36 m+NAP. Het jaargemiddelde van de stijghoogte zal waarschijnlijk iets lager zijn dan deze waarneming, hetgeen betekent dat de waargenomen stijghoogte nauwelijks afwijkt van de berekende stijghoogte in de referentiesituatie. Voorlopig is daarom onze conclusie dat de lokatie Halsche Beemden slechts in geringe mate verdroogd is.

De verdrogingsrelaties worden bepaald door de volgende punten:

Grondwaterstand B3A, onverdroogd: 1365 cm +NAP
Grondwaterstand B3A, volledig verdroogd: 1300 cm +NAP

Kwel: stijghoogte B3B onverdroogd 1440 cm +NAP
Kwel: stijghoogte B3B volledig verdroogd: 1320 cm +NAP

Daar het voorkomen van kwel van zwaarwegend belang wordt geacht voor de Halsche Beemden worden de verdrogingsrelaties volgens de volgende wegingsfactoren gecombineerd: V_{verdr} - 1/3 * V_{GVG} + 2/3 * V_{kwel}



SBBnr: 20550508 B3A
TNOnr: 50DP700201

nieuwe peilput,
voorlopig nr.: B0

Figuur 5. Verdrogingsrelaties Halsche Beemden, buis 50d-P700201, SBB20550508 B3A

BRONNEN

- Bijkerk W., F.H. Everts en N.P.J. de Vries (1991). Vegetatiekartering Merkske. Bureau Everts & de Vries, Groningen, rapport nr. EV 92/3.

- Benelux Economische Unie (1988), Een hydrogeologische en vegetatiekundig onderzoek ten dienste van het natuurbeschermings beleid.

- Bodemkaart 1:50.000 (1983). Blad 50 west, Tilburg. Herziene uitgave. Stiboka, Wageningen.

- Bijlmakers L en R. Buskens (1984), Bodem, vegetatie en waterhuishouding van enkele hooilanden in het stroomdal van het Merkske. Staatsbosbeheer, Tilburg.

- Bijlmakers L.L., Buskens R.F.M. en F.J. van zadelhoff (1987). Het beekdal van het Merkske. Een verkenning van landschapsecologische relaties via het grondwater. Landschap 4:49-63.

- Mennema, J.(1973). Een vegetatiewaardering van het stroomdallandschap van het Merkske (N-BR) gebaseerd op een floristische inventarisatie. Gorteria 6:157-177.

- Thijsen W. en W. Janssen (1963). Excursierapport l juni 1963.: Overlanden van het Merkske onder Castelre "Halsche Beemden". Natuurwetenschappelijk Archief, VIII-A1.

Informanten MBI:

- Hr. Augustinus, hr. Wirkum en hr. Rouhof, SBB

Resultaten tijdreeksmodellering en trendanalyse

Terrein: beekdal 't Merkske
Lokatie: de Halsche Beemden
Aspect: deelaspect grondwaterstand
Tijdreeks: peilbuis 50D-P700201, SBB 20550508 B3A
Opmerkingen: Voor het Merkske speelt ook het deelaspect kwel, van de voor het MBI onderzoek geplaatste buis is uiteraard nog geen algemeen gemiddelde stijghoogte bekend

---

Transfermodel: $h_t = 0.40 \cdot h_{t-1} + 0.33 \cdot N_t - 0.03 \cdot N_{t-1}$
frequentie: freq 2, maandelijks
versie modelfile: ;3

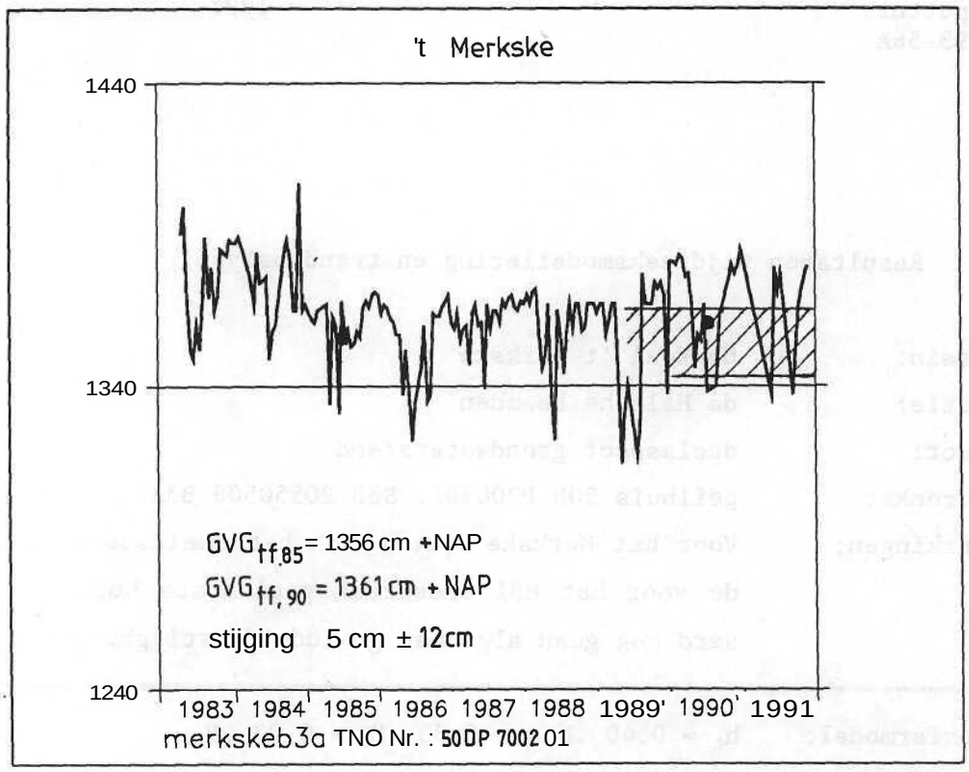
A f g e l e i d e r e s u l t a t e n (standen in cm + NAP)

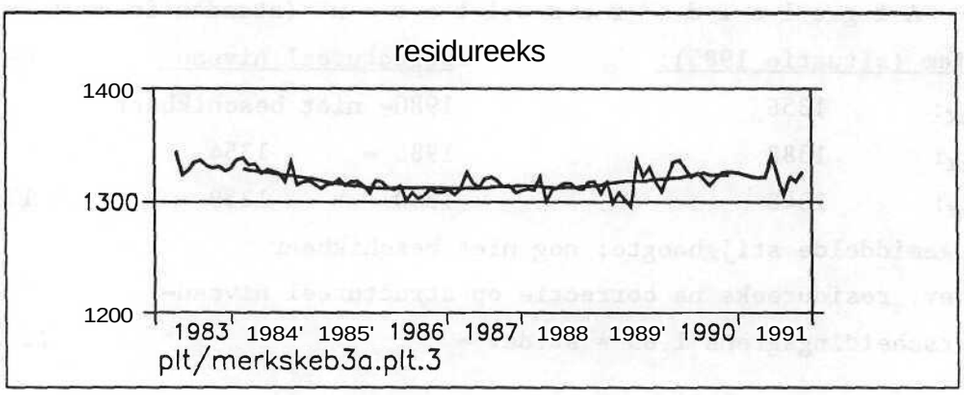
Regiem (situatie 1985):		Structureel niveau:		$GVG_{tf}90$
GVG_{tf}:	1356	1980-	niet beschikbaar	
GHG_{tf}:	1388	1985 -	1354	
GLG_{tf}:	1348	1990 -	1359	1361

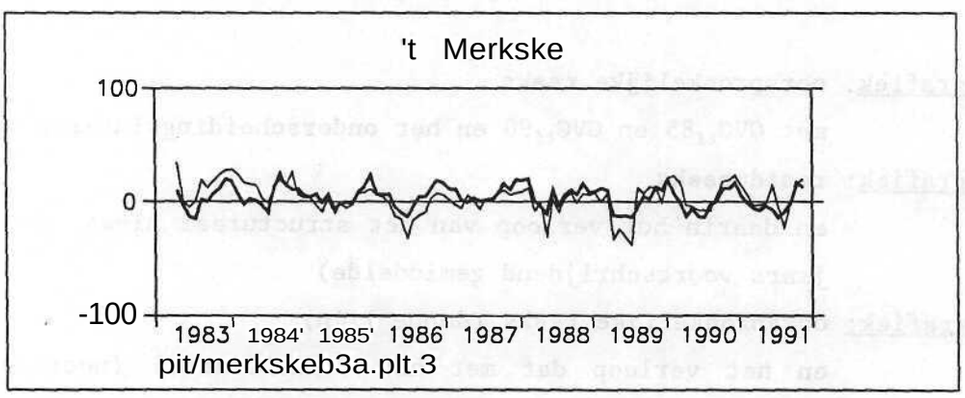
alg.gemiddelde stijghoogte: nog niet beschikbaar
st.dev. residureeks na correctie op structureel niveau= 7.3 cm
onderscheidingsgrens 1.65 * st.dev - 12.1 cm

G R A F I E K E N : zie volgende bladzijde

1e grafiek: oorspronkelijke reeks
met $GVG_{tf}85$ en $GVG_{tf}90$ en het onderscheidingsinterval
2e grafiek: residureeks
en daarin het verloop van het structureel niveau (= het 2-jaars voortschrijdend gemiddelde)
3e grafiek: oorspronkelijke reeks (dunne lijn)
en het verloop dat met het transfermodel (neerslagoverschot) is berekend. (het 'verklaarde deel')


't Merkske
1440
1340
1240
GVG tf.85 = 1356 cm +NAP
GVG tf, 90 = 1361 cm + NAP
stijging 5 cm ± 12 cm
1983 1984 1985 1986 1987 1988 1989 1990 1991
merkskeb3a TNO Nr. : 50DP 7002 01


residureeks
1400
1300
1200
1983 1984 1985 1986 1987 1988 1989 1990 1991
plt/merkskeb3a.plt.3


't Merkske
100
0
-100
1983 1984 1985 1986 1987 1988 1989 1990 1991
pit/merkskeb3a.plt.3

Bijlage 9
Ecohydrologische terreinbeschrijving
Deurnse Peel.

BIJLAGE 9. ECO-HYDROLOGISCHE GEBIEDSBESCHRIJVING DEURNSE PEEL

A TERREINBESCHRIJVING

A1 Algemeen

De Deurnse Peel ligt ten zuid-oosten van Deurne op de grens van Noord-Brabant en Limburg (figuur 1). Samen met de kleinere Liesselse Peel en het in het aangrenzende deel van Limburg gelegen Mariapeel vormt de Deurnse Peel het restant van een vroeger uitgestrekt hoogveengebied. Het gebied wordt aan de westzijde begrensd door het Deurns Kanaal, aan de oostzijde door de Helenavaart, die tevens de scheiding met de Mariapeel vormt. Het gebied is in 1981 aangewezen als staatsnatuur-reservaat. Het grootste deel van het 580 ha grote natuurgebied is eigendom van de gemeente Deurne. Het gebied wordt beheerd door Staats-bosbeheer (die zelf 44 ha van het gebied in eigendom heeft), daarbij geassisteerd door de Werkgroep Behoud de Peel. In het zuidelijk- en middendeel van de Deurnse Peel werd nog tot 1983 veen gewonnen (Ha-gemeyer, 1983).

A2 Geohydrologie en bodem

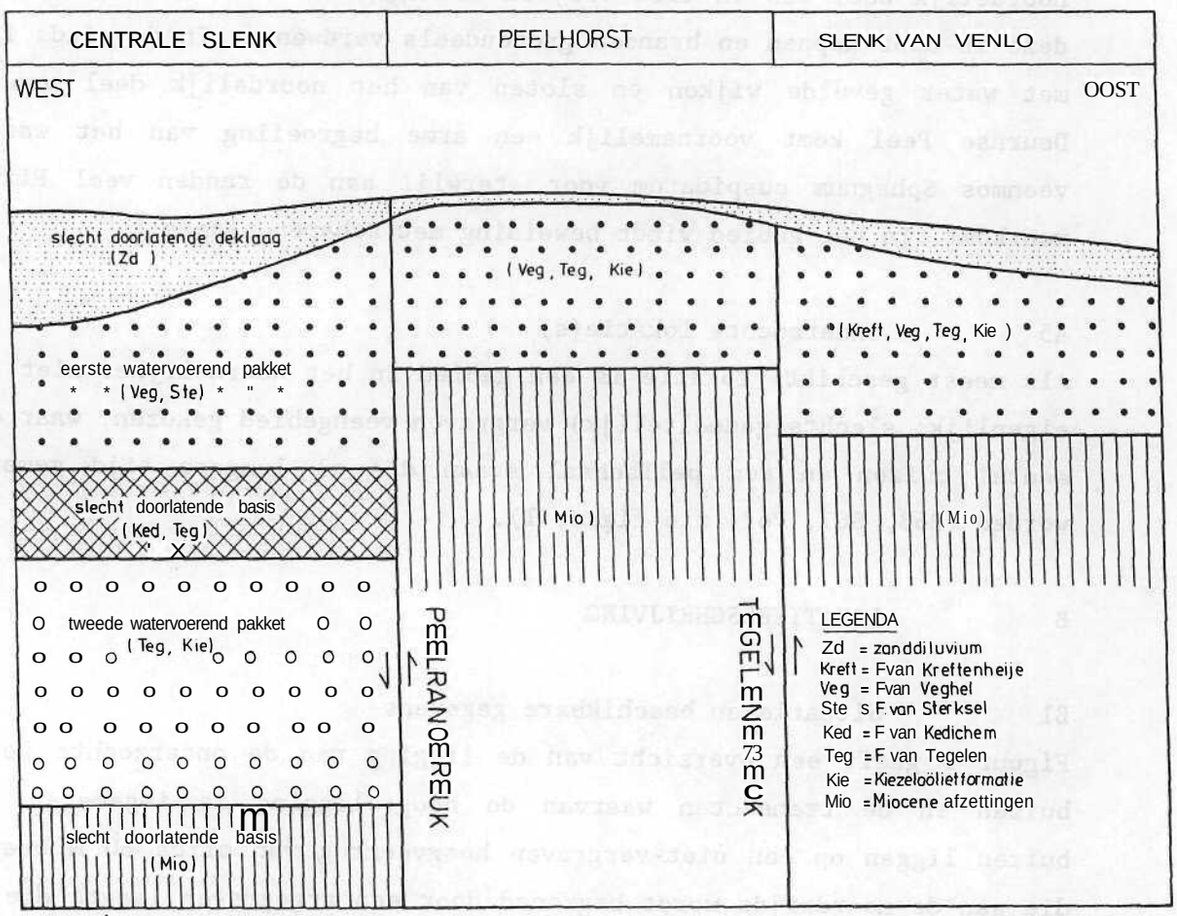
Het gebied ligt op de zgn. Peelhorst, een geologisch gezien opgeheven deel van de ondergrond, tussen de Centrale Slenk en de Slenk van Venlo. Het watervoerende pakket is daardoor dun; 10 tot 15 m. De transmis-siviteit is < 500 m^2/dag. Het bestaat uit fijne tot grove, grindhouden-de zanden behorend tot de Zanden van Venlo (Kiezeloolietformatie) en de Formatie van Veghel. De slechtdoorlatende basis wordt gevormd door mariene, miocène klei- en slibhoudende zandlagen (figuur 2).
De deklaag bestaat uit veen, mogelijk op een dunne, leemhoudende zandlaag. In delen van het gebied komt een gyttja of gliede laag voor (Hagemeijer, 1983). Het feit dat een deel van het veen is afgegraven, én het feit dat de hoogte van de zandondergrond nogal varieert (van 27.5 m+NAP tot 31.3 m+NAP) maakt dat de dikte van het veen sterk varieert. De dikste veenlagen, met een dikte van meer dan 3 m, worden

Figuur l Lokatiekaart Deurnse Peel

aangetroffen in het noordelijke, niet vergraven deel van de Deurnse Peel.

A3 Hydrologie en waterhuishouding

Het (voormalige) hoogveengebied ligt op de regionale grondwaterscheiding. Het grondwater stroomt in westelijke richting af naar de Centrale Slenk, en in oostelijke richting naar de Slenk van Venlo.
Het peil van het Deurnse kanaal is 29.5 m. Het peil van de Helenavaart, oostelijk van het gebied, is 31.2 m. Het gebied wordt doorsneden door wijken en sloten. In 1980 en 1981, na aanwijzing tot natuurreservaat, zijn de meeste van deze wijken en sloten afgedamd.



Figuur 2 Hydrogeologische opbouw

In het zuiden van het gebied liggen veel sloten die de zandondergrond aansnijden (Hagemeyer 1983), waardoor verhoogde wegzijging kan plaatsvinden. Het gebied wordt omgeven door diep ontwaterd landbouwgebied. Het oppervlaktewaterpeil in het landbouwgebied is circa 28.5 m.
Het beheer van het gebied is erop gericht zoveel mogelijk water in het gebied vast te houden. Er wordt in de Deurnse Peel geen gebiedsvreemd water ingelaten (oostelijk van de Helenavaart gebeurt dit wel).

A4 Vegetatie

Van de oorspronkelijke hoogveenvegetatles in is het gebied niets bewaard gebleven. Het gebied is grotendeels begroeid met Pijpestrootje en Adelaarvaren, lokaal komen soortenarme heidevegetaties voor. Het noordelijk deel was in 1980 vrijwel dichtgegroeid met Ruwe berk, maar deze is door kappen en branden grotendeels verdwenen. In de sinds 1980 met water gevulde wijken en sloten van het noordelijk deel van de Deurnse Peel komt voornamelijk een arme begroeiing van het waterveenmos Sphagnum cuspidatum voor, terwijl aan de randen veel Pitrus voorkomt. In het gebied vindt beweiding met schapen plaats.

A5 Onderzochte lokatie(s)

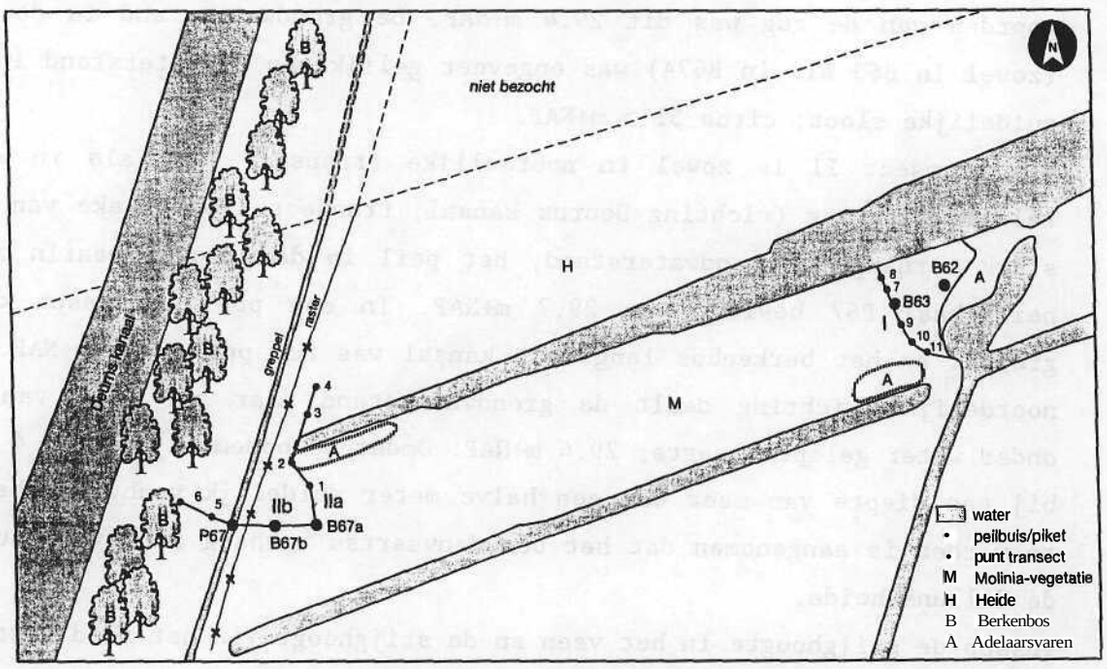
Als meest geschikte lokatie is een gebied in het noordelijke, niet (of eigenlijk: slechts gedeeltelijk) vergraven veengebied gekozen, waar een aantal buizen en een peilschaal staan die al langere tijd gemeten worden (B63, B67, P67, zie figuur 1).

B LOKATIEBESCHRIJVING

B1 Situatie en beschikbare gegevens

Figuur 3 geeft een overzicht van de ligging van de onderzochte peilbuizen en de transecten waarvan de hoogteligging is ingemeten. De buizen liggen op een niet-vergraven hoogveenrug van circa 80 m breed, die aan de noordzijde wordt begrensd door een afgegraven laagte die na de afdamming in 1980 met water gevuld is, en aan de zuidzijde door een

iets minder brede, eveneens afgedamde sloot. De maaiveldhoogte bij B63 en bij B67 is bijna gelijk; resp. 32.24 en 32.23 m+NAP. Het terrein werd bezocht op 7 augustus 1992.



Figuur 3 Situatieschets van de onderzoekslokatie met de ligging van de peilbuizen en de ingemeten transecten.

B2 Bodem en vegetatie

De bodem bestaat uit een circa 3 m dik veenpakket, die door een gyttja- en een gliedelaag wordt gescheiden van het onderliggende zand. De vegetatie op de rug bestaat voornamelijk uit een soortenarme Pijpestrootje-begroeiing, waarin naast Pitrus en Schapezuring veel mossen voorkomen (Polytrichum commune, Dicranella cerviculata, Campylopus introflexus). Het veen is bovenaan sterk veraard, en grote scheuren in de bodem maken duidelijk dat er sprake is van oxydatie en inklinking van het veen. Op de lager gelegen noordelijke rug komt een vitale Struikheidevegetatie voor met vrij veel korstmossen (Cladonia spec.), wat Pijpestrootje en een ijle begroeiing van levermossen (Cephalozia connivens), die wijst op een wat betere vochtvoorziening dan in de zuidelijker gelegen hoogveenrug.

B3 Hydrologie

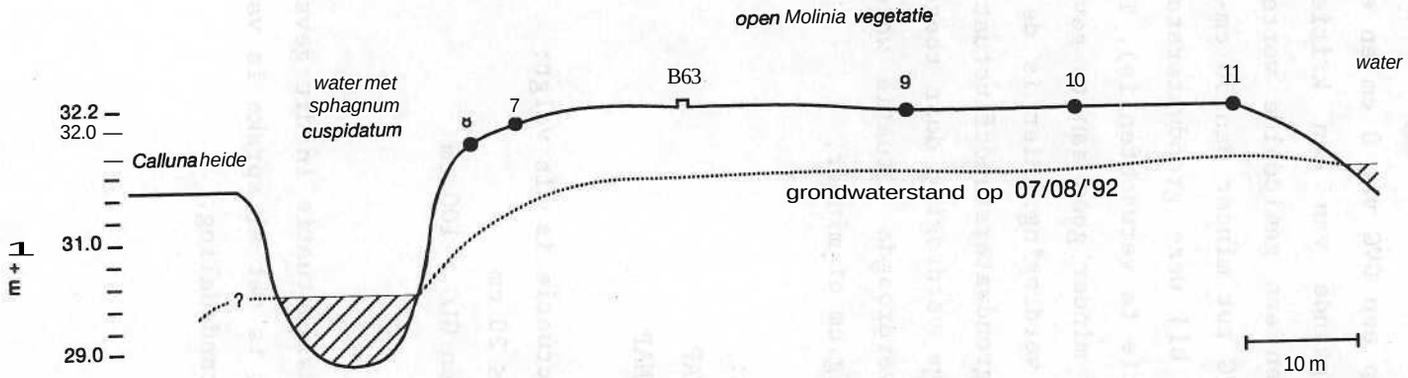
Het peil in de zuidelijke sloot was ten tijde van het veldwerk circa 31.50 m+NAP (zie transect I). In de onder water gelopen laagte ten noorden van de rug was dit 29.4 m+NAP. De grondwaterstand in de rug (zowel in B63 als in B67A) was ongeveer gelijk aan de waterstand in de zuidelijke sloot; circa 31.5 m+NAP.

Bij transect II is zowel in noordelijke (transect Ha) als in westelijke richting (richting Deurns kanaal, transect IIb) sprake van een sterk verhang in grondwaterstand. Het peil in de greppel waarin zich peilschaal P67 bevindt was 29.7 m+NAP. In een poeltje tussen deze greppel en het berkenbos langs het kanaal was het peil 29.5 m+NAP. In noordelijke richting daalt de grondwaterstand naar het peil van de onder water gelopen laagte; 29.4 m+NAP. Omdat de bodem bij boring 4 pas bij een diepte van meer dan een halve meter duidelijk vochtiger begon te worden is aangenomen dat het benedenwaartse verhang zich voorzet in de Calluna-heide.

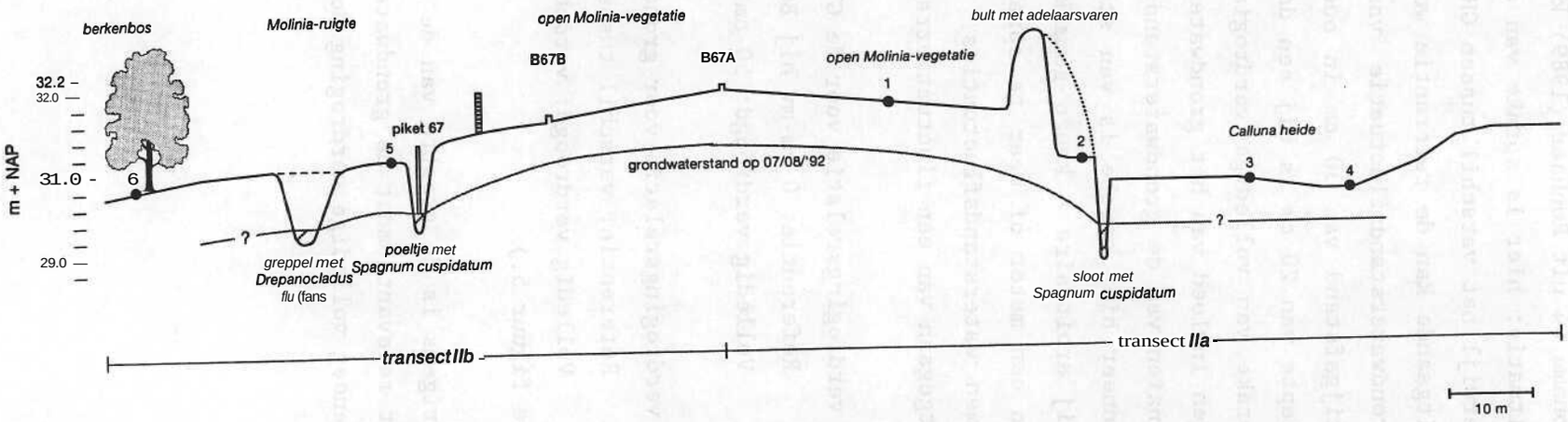
Tussen de stijghoogte in het veen en de stijghoogte in het zand bestaat een potentiaalverschil van bijna twee meter. Door de slechte doorlatendheid van het veen en van de gliedelaag onder het veen (niet overal aanwezig) is het mogelijk om door het opzetten van het peil van het Deurnse kanaal en van de sloten binnen het terrein het neerslagwater tot op zekere hoogte vast te houden. Het peilverschil met de omgeving en tussen de freatische grondwaterstand en het eerste watervoerende pakket is echter zeer groot.

B4 Bepaling referentiegrondwaterstand

Voor de bepaling van de referentiegrondwaterstand wordt uitgegaan van de situatie zoals die moet zijn geweest vóór de ontwatering van het gebied, namelijk een situatie met levend hoogveen. Als referentie kan worden uitgegaan van het enige levende hoogveen in Nederland, namelijk het Meerstalblok in het Bargerveen. Kenmerk van een dergelijk levend hoogveen is de zeer gelijkmatige, ondiepe grondwaterstand.



Figuur 4a: Deurnse Peel. transect I



Figuur 4b: Deurnse Peel transect II.

Opname 64 uit Runhaar (1989) kan als voorbeeld worden genomen voor deze situatie: hier is sprake van een GVG van l cm-maaiveld (GHG l cm+mv), terwijl het verschil tussen GHG en GLG slechts 13 cm bedraagt. Hiervan uitgaande kan de referentie worden gesteld op een GVG van O cm en een grondwaterstandsfluctuatie van 15 cm. Uitgaande van een kritieke stijgafstand van 30 cm in oud veenmosveen en een gemiddelde worteldiepte van 20 cm is bij een daling van de GVG tot minder dan 50 cm-mv sprake van volledige verdroging (d.w.z. dat bij deze grondwaterstand geen invloed van het grondwater op de vegetatie te verwachten is). Ten aanzien van de grondwaterstandsfluctuaties is minder goed aan te geven wanneer hier sprake is van sterke/volledige verdroging. Hier is de - vrij arbitraire - keuze gemaakt om bij een grondwaterstandsfluctuatie van een meter of meer te spreken van ernstige verdroging door toegenomen waterstandsfluctuaties. Voor de niet-verdroogde situatie wordt uitgegaan van een fluctuatietraject van twintig cm of minder.

De verdrogingsrelatie voor de GVG is als volgt:

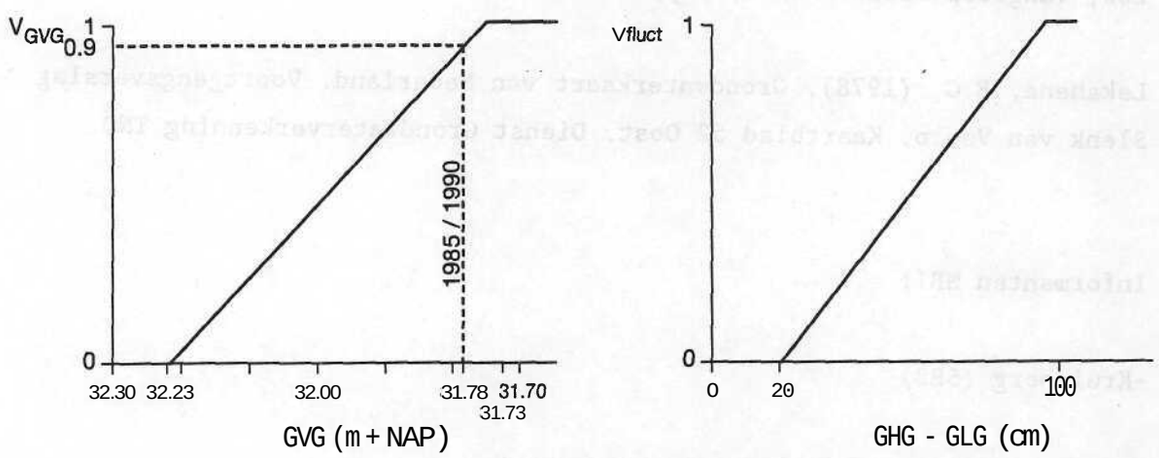
- Referentie: O cm-mv bij B67 is 32.23 m+NAP
- Volledig verdroogd: 50 cm-mv is 31.73 m+NAP

De verdrogingsrelatie voor grondwaterstandsfluctuatie is als volgt:

- Referentie: verschil tussen GHG en GLG < 20 cm
- Volledig verdroogd: verschil tussen GHG en GLG > 100 cm

(Zie figuur 5.)

Overigens is de grootte van de grondwaterstandsfluctuatie in dit geval niet relevant omdat de grondwaterstand zo laag is dat al sprake is van nagenoeg volledige verdroging door grondwaterstandsdaling.



Figuur 5. Verdrogingsrelaties Deurnse Peel.

BRONNEN

Hagemeyer M.L. (1983). Hydrologisch en vegetatiekundig onderzoek in de Deurnse en Liesselse Peel. Evaluatie van genomen beheersmaatregelen. LUW, vakgroep Natuurbeheer, rapport nr. 709.

Lekahena, E.G. (1978). Grondwaterkaart van Nederland. Voortgangsverslag Slenk van Venlo. Kaartblad 52 Oost. Dienst Grondwaterverkenning TNO.

Informanten MBI:

-Kruisberg (SBB)

Informanten landelijk verdrogingsonderzoek:

-Cools (NBLF)
-Joosten (NBLF)
-Stooker (SBB)
-Jonkman (SBB)

Resultaten tijdreeksmodellering en trendanalyse

Terrein: Deurnse Peel
Lokatie: Hoogveen perceel
Aspect: grondwaterstand
Tijdreeks: 52C-P7030, buis SBB 20550411 B67

Transfermodel: $h_t = 0.89 \cdot h_{t-1} + 0.13 \cdot N_t + 0.006 \cdot N_{t-1} - 0.035 \cdot N_{t-2}$
frequentie : f req 1 , 14 daags
versie modelfile: ;3

A f g e l e i d e r e s u l t a t e n (standen in cm + NAP)

Regiem (situatie 1985):	Structureel niveau:		$\underline{GVG_{tf}90}$
GVG_{tf}: 3178	1980 -	3174	
GHG_{tf}: 3185	1985 -	3168	
GLG_{tf}: 3167	1990 -	3174	3172

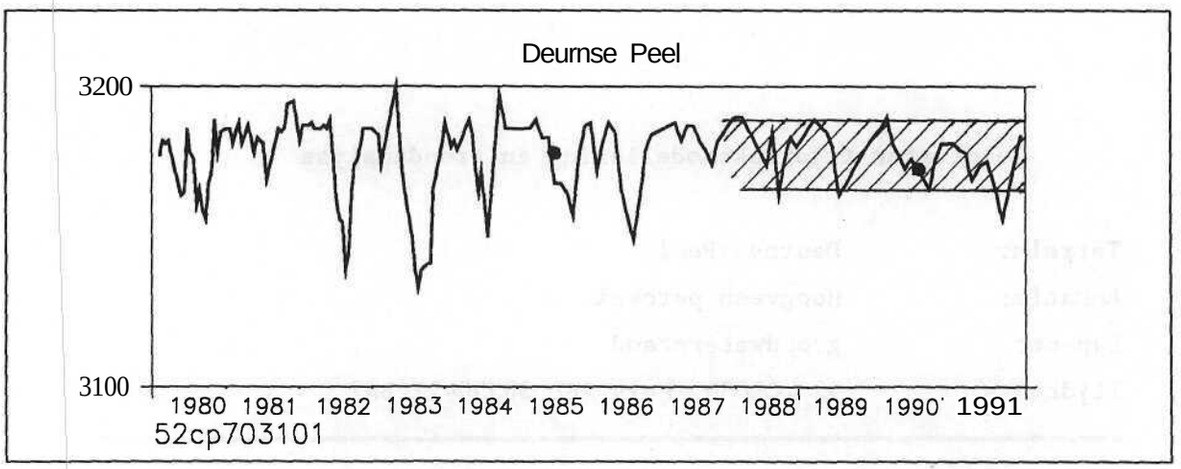
gemiddelde stijghoogte: nvt
st.dev. residureeks na correctie op structureel niveau= 7.6 cm
onderscheidingsgrens 1.65 * st.dev - 12.5 cm

G R A F I E K E N : zie volgende bladzijde

1e grafiek: oorspronkelijke reeks
met $GVG_{tf}85$ en $GVG_{tf}90$ en het onderscheidingsinterval

2e grafiek: residureeks
en daarin het verloop van het structureel niveau (= het 2-jaars voortschrijdend gemiddelde)

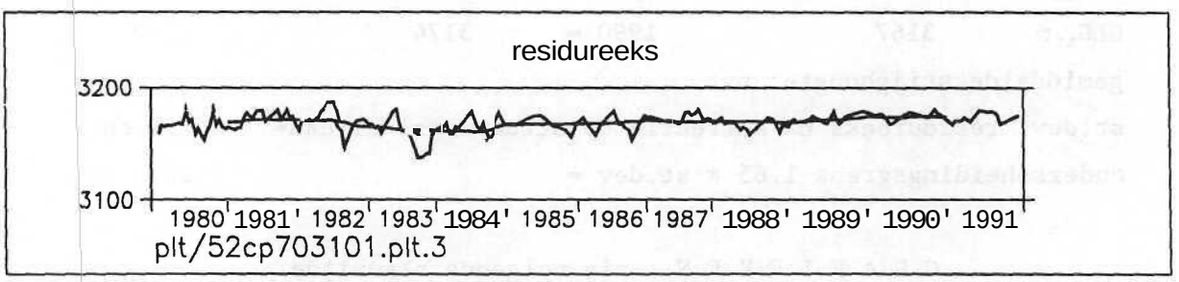
3e grafiek: oorspronkelijke reeks (dunne lijn)
en het verloop dat met het transfermodel (neerslagoverschot) is berekend. (het 'verklaarde deel')

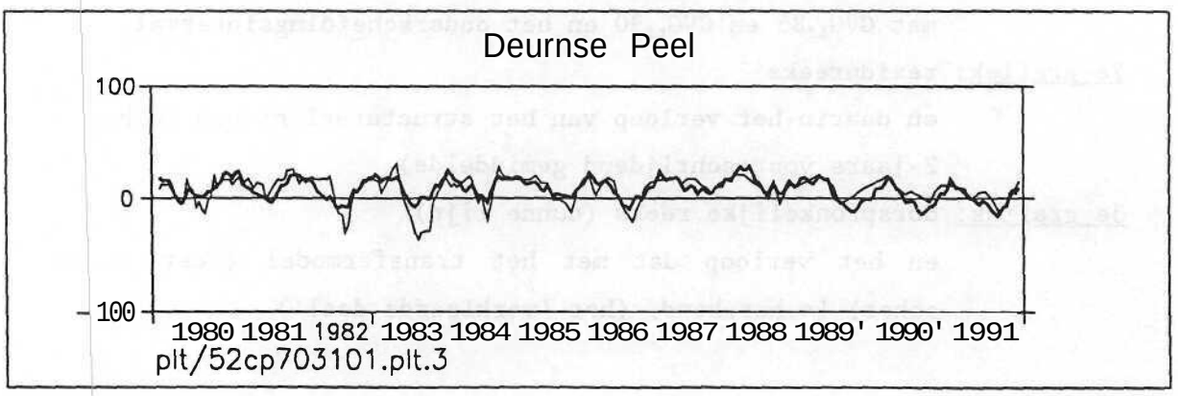


GVG_{85} = 3178 cm + NAP

GVG_{90} = 3172 cm + NAP

daling 6 cm ±12 fluctuatie = 18 cm (niet aantoonbaar veranderd)





Bijlage 10
Ecohydrologische terreinbeschrijving
Groote Heide.

BIJLAGE 10 ECO-HYDROLOGISCHE GEBIEDSBESCHRIJVING GROOTE HEIDE

A TERREINBESCHRIJVING

A1 Algemeen

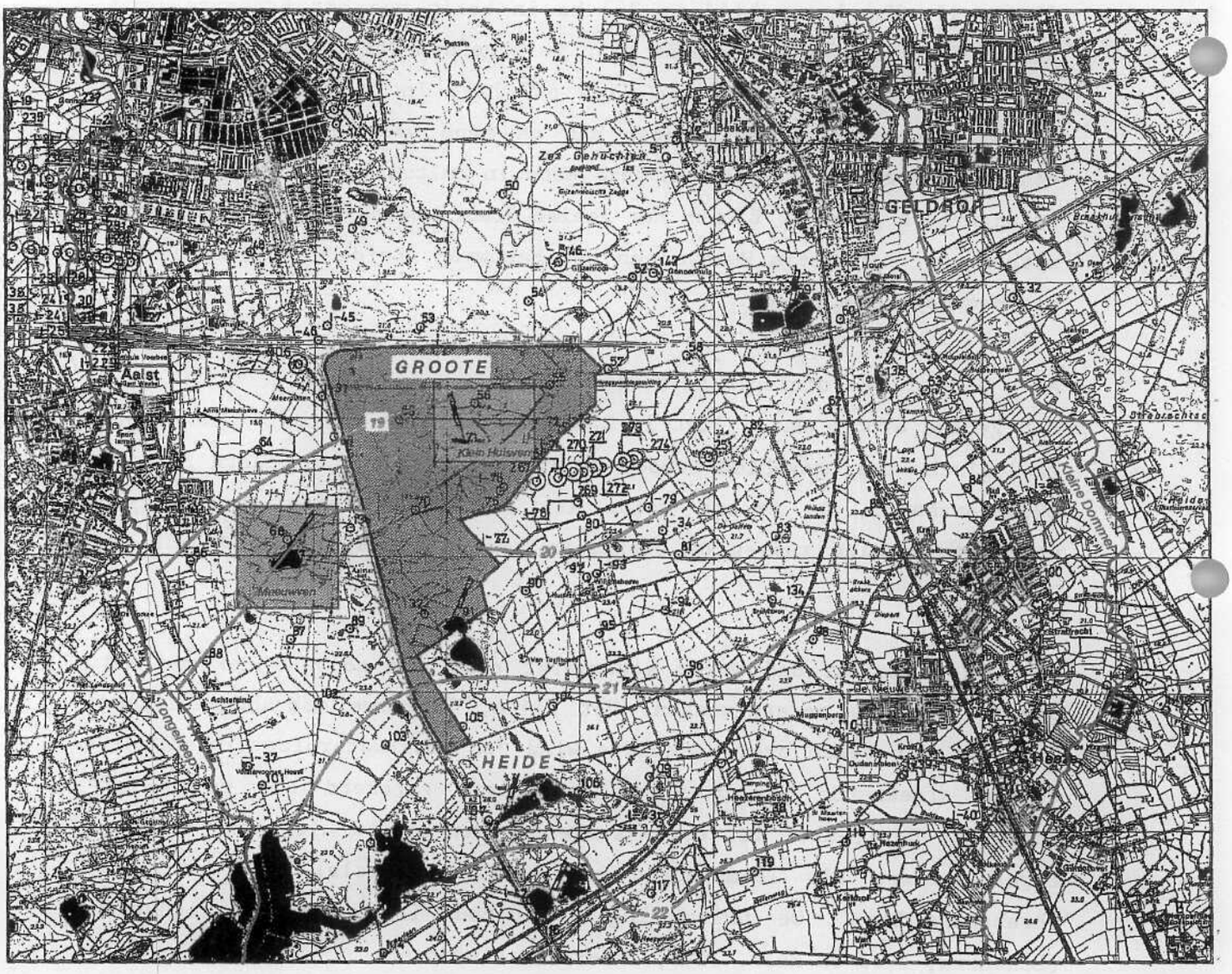
De Groote Heide is een heidegebied ten zuidoosten van Eindhoven (zie figuur 1). Van het gebied is 267 ha in bezit van het Brabants Landschap, de overige gebiedsdelen zijn in eigendom van de gemeenten Heeze (circa 230 ha) en Eindhoven (circa 600 ha). In het gebied komen een aantal vennen voor. Een aantal aan de rand van het gebied gelegen vennen zijn aan het begin van deze eeuw in cultuur gebracht en zijn nu in agrarisch gebruik. Binnen het gebied Groote Heide zijn twee lokaties uitgekozen: het Klein Huisven en het Meeuwven. Beide lokaties zijn in dit document beschreven.

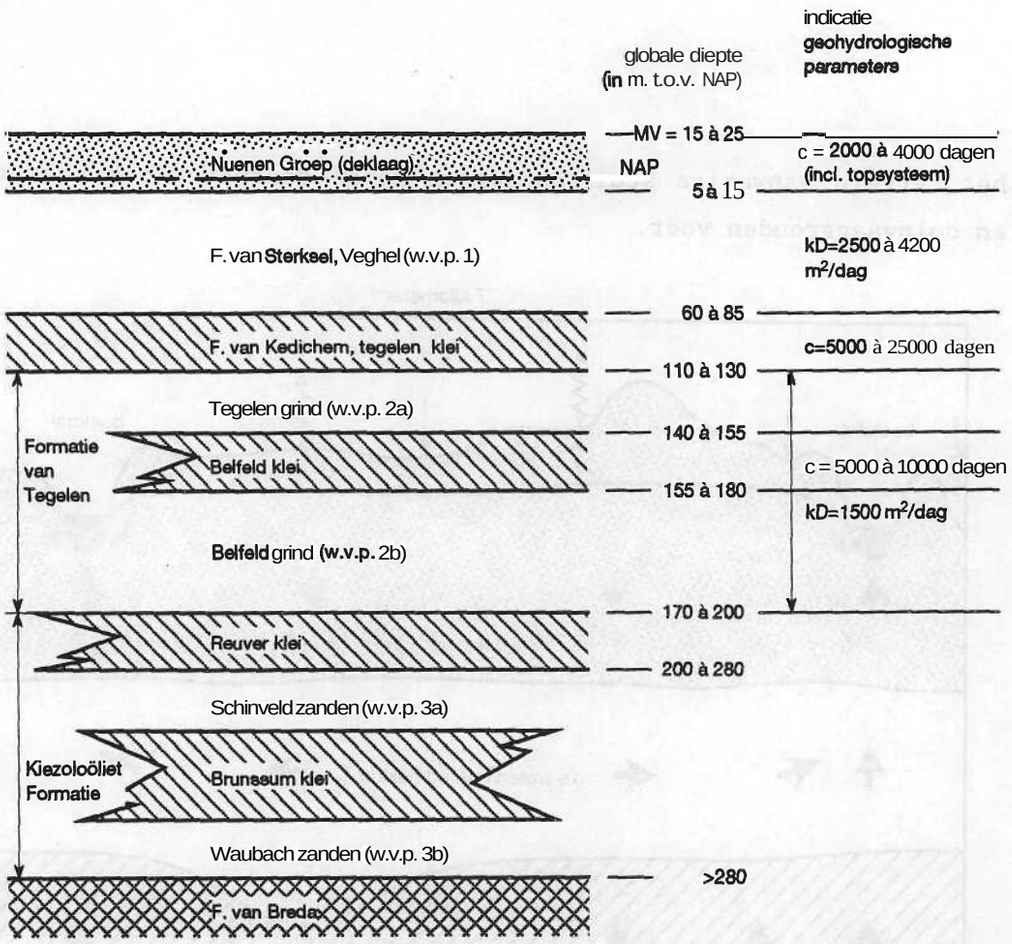
A2 Geohydrologie en bodem

Het gebied Groote Heide ligt in het gebied van de Centrale Slenk, een geologische dalingsgebied tussen de Peelhorst en het Brabants Massief (West-Brabant). De Groote Heide ligt in het relatief hooggelegen wegzijgingsgebied tussen de beekdalen van de Tongelreep en de Kleine Dommel.

De ondiepe ondergrond wordt gekenmerkt door een golvend dekzand met daarin Holocene verstuivingen. Het fijne, leemarme dekzand/stuifzand ligt als een deken over de oudere wind- en smeltwaterafzettingen. Het totale afdekkende pakket wordt geologisch gerekend tot de Nuenen formatie. Het pakket is zeer wisselend samengesteld uit fijne zanden, zowel leemarm als leemhoudend en leemlagen, veelal aangeduid als "Brabantse Leem". De geohydrologische opbouw is gegeven in figuur 2 (Lekahena, 1983 en Rolf, 1989, onderzoek Eindhoven).

Figuur l Isohypsenkaart Groote Heide met de twee onderzochte lokaties (Klein Huisven en Meeuwven. Aangegeven is tevens het terrein dat in beheer is bij het Brabants Landschap.



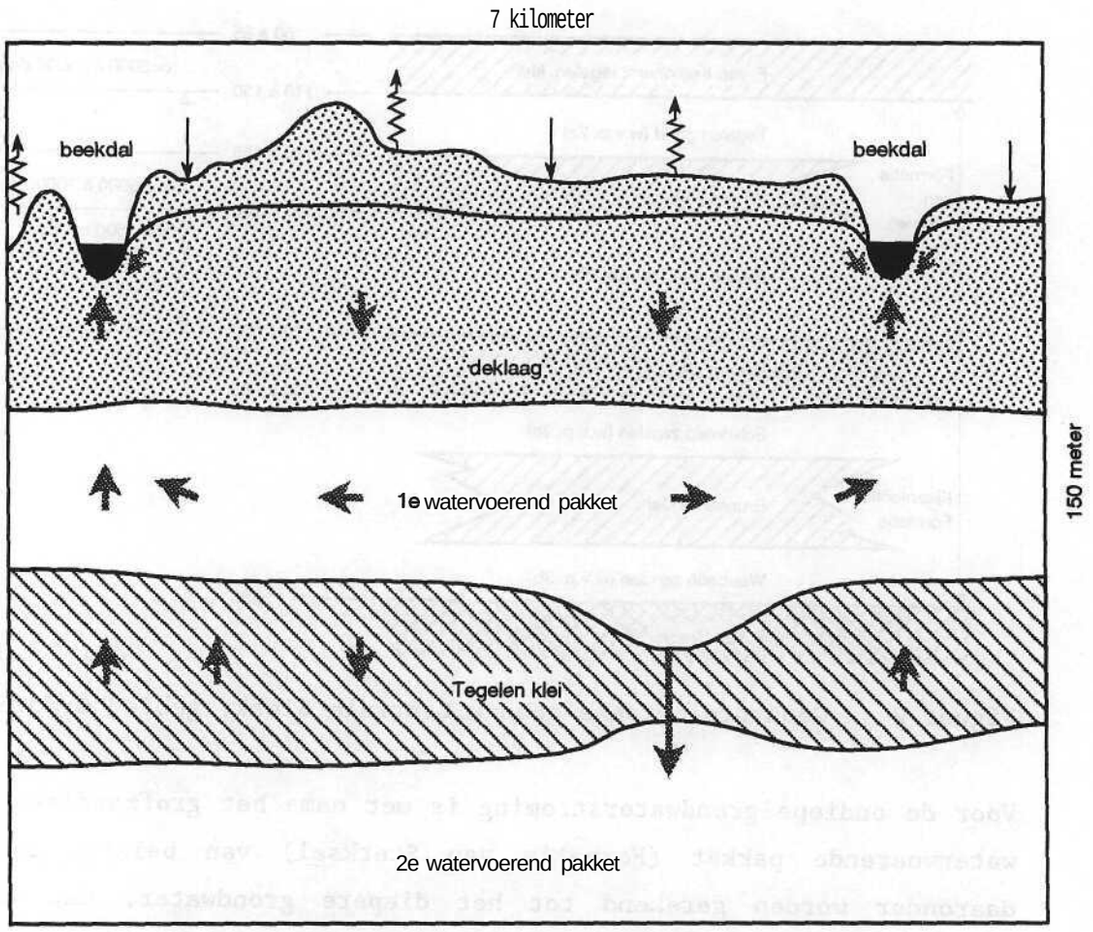


Figuur 2 Geohydrologische opbouw Centrale Slenk, gebied Groote Heide

Voor de ondiepe grondwaterstroming is met name het grofzandige ondiepe watervoerende pakket (Formatie van Sterksel) van belang. De lagen daaronder worden gerekend tot het diepere grondwater, dat van het ondiepe grondwatersysteem is gescheiden door de slecht doorlatende kleilagen van de Formaties van Kedichem en Tegelen, met een hoge gemiddelde hydraulische weerstand van vaak meer dan 10.000 dagen. De winning van grondwater vond vroeger veelal plaats vanuit het 1e watervoerende pakket en tegenwoordig voornamelijk vanuit het diepere grondwater. Ondanks de hoge hydraulische weerstand van de Tegelenklei is het niet uit te sluiten dat hydraulische invloeden vanuit het diepere grondwater doorwerken naar het ondiepe grondwater (Rolf, 1991, onderzoek Roerdalslenk).

De bodem van het terrein bestaat grotendeels uit veldpodzolen, op de in

het terrein aanwezige stuifzandruggen komen daarnaast ook haarpodzolen en duinvaaggronden voor.



Figuur 3. Schematisch beeld van de gemiddelde grondwaterstroming. Regionale ontwatering van de hogere dekzandgronden op de Groote Heide via de deklaag, het eerste watervoerende pakket naar de beekdalen van de Kleine Dommel en de Tongelreep.

A3 Hydrologie en waterhuishouding

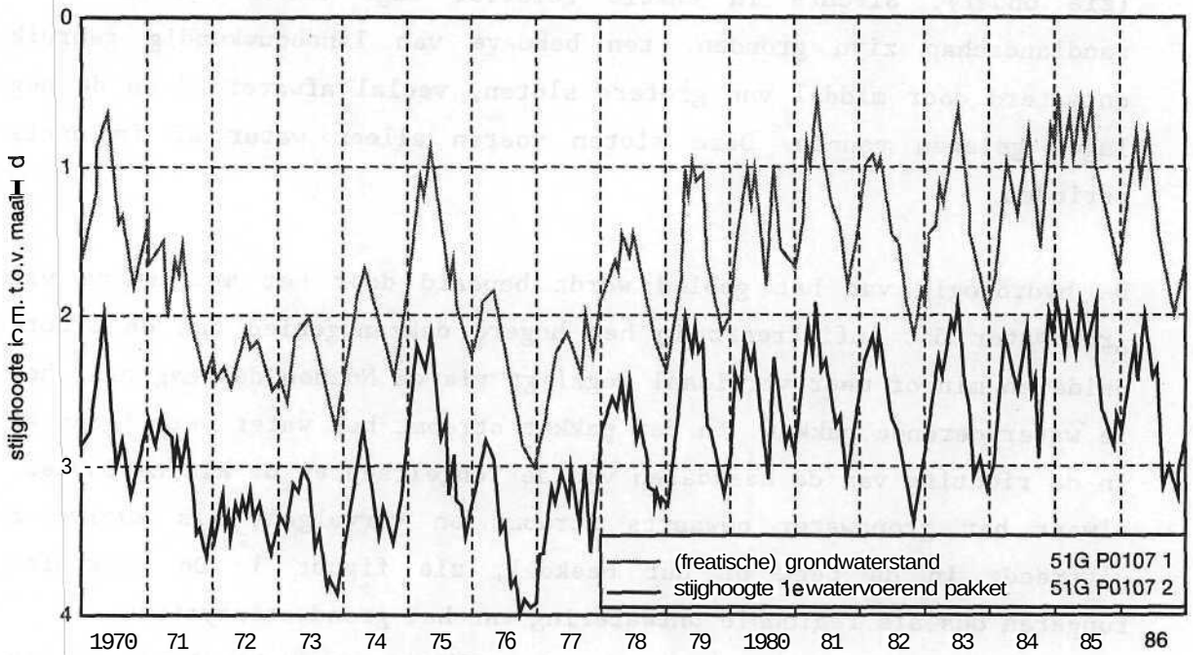
De Groote Heide is in het algemeen een gebied zonder waterlopen. De afwatering vindt van nature plaats via verticale wegzijging naar het 1e watervoerende pakket en van daar naar het bekenstelsel van de Dommel

(zie onder). Slechts in enkele relatief lage delen van het dekzandlandschap zijn gronden, ten behoeve van landbouwkundig gebruik ontwaterd door middel van grotere sloten, veelal afwaterend op de nog lager gelegen vennen. Deze sloten voeren alleen water af in natte perioden.

De hydrologie van het gebied wordt bepaald door het mechanisme van grondwater dat infiltreert in het hogere dekzandgebied van de Groote Heide en min of meer verticaal wegzijgt via de Nuenen deklaag naar het 1e watervoerende pakket. In dat pakket stroomt het water vervolgens af in de richting van de beekdalen van de Tongelreep en de Kleine Dommel, alwaar het grondwater opwaarts stroomt en vervolgens als kwelwater uittreedt in de beek of het beekdal, zie figuur 3. De beekdalen fungeren dus als regionale ontwatering van het grondwatersysteem.
Kenmerkend in deze situatie is dat de ondiepe grondwaterstand een min of meer constante 'wegzijgings-overdruk' heeft ten opzichte van de stijghoogte van het 1e watervoerende pakket (zie voorbeeld 51G-P107, figuur 4). De grondwaterstand volgt het tijdsverloop van de stijghoogte.

Een consequentie is dat ook een verandering van de stijghoogte (door menselijke ingrepen in de regio) min of meer één op één wordt gevolgd door een verandering van de grondwaterstand. Als we lokaal kijken dan is de stijghoogte in de Sterksel-zanden dus een zeer bepalende factor voor de lokale grondwaterstand op de Groote Heide.
Het constante verschil tussen de grondwaterstand en de stijghoogte is een maat voor de hydraulische weerstand van de deklaag (Rolf, 1989, onderzoek Eindhoven). Uitgaand van een grondwateraanvulling van circa 190 mm/jaar wordt de hydraulische weerstand van de deklaag geschat op 500 à 1500 dagen.

De isohypsenkaart van de ondiepe stijghoogte toont de noordwestelijk gerichte grondwaterstroming, vooral in de richting van de Tongelreep.



Figuur 4. Constante **wegzijgings-overdruk.** De freatische grondwaterstand is permanent **circa** 120 cm hoger dan de stijghoogte in het onderliggende **1e** watervoerende pakket. Voorbeeld 51G-P107, waarbij overigens de optredende overdruk relatief groot is ten opzichte van de andere meetpunten in het gebied.

Winning van grondwater vindt sinds 1969 plaats op het pompstation Groote Heide. Tot halverwege de zeventiger jaren werd het water onttrokken uit het **1e** watervoerende pakket. De totale gewonnen hoeveelheid bedroeg circa 3.5 miljoen m^3 per jaar. In de periode 1975 - 1980 is de ondiepe winning gewijzigd in een diepe winning van ongeveer dezelfde omvang. Winning van grondwater vindt verder plaats op het pompstation Aalsterweg ten zuiden van Eindhoven (1985: 10 miljoen m^3/jr ondiep en 5 miljoen m^3/jr diep) en door verschillende particulieren binnen de bebouwde kom van Eindhoven (1985: circa 10 miljoen m^3/jr).

De algehele hoeveelheid **grondwaterwinning** in de regio *is* in de periode 1955 tot 1975 verdubbeld en sindsdien min of meer gestabiliseerd. Onder

invloed van heffingen en besparingen is de hoeveelheid particuliere winning binnen Eindhoven sinds 1975 belangrijk afgenomen. En omdat gelijktijdig de winning van drinkwater verplaatst is naar de diepere pakketten is de hoeveelheid ondiepe winning sinds 1975 duidelijk afgenomen en is er daarom over die periode een stijging van de grondwaterstand opgetreden.

In (Rolf, 1989) is voor meetpunt 51G-B147 (representatief voor het Groote Heide gebied) aangetoond dat over de periode 1954 - 1977 een geleidelijke (structurele) daling van de stijghoogte is opgetreden van circa 100 cm. In de jaren daarna, 1977 - 1981 is de daling afgenomen en vervolgens gestabiliseerd op een niveau dat nog circa 40 cm lager[1] ligt dan de vijftiger jaren. Op grond van de geohydrologische situatie mag worden aangenomen dat een stijghoogtedaling in dezelfde orde van grootte geldt voor het gehele gebied van de Groote Heide en dat de verandering van de freatische grondwaterstand in dezelfde orde van grootte ligt.

Aangetoond is vervolgens dat de opgetreden veranderingen in belangrijke mate verband houden met de toename, en vervolgens afname, van de hoeveelheid ondiepe grondwaterwinning. De daling van het gemiddelde peil van de Dommelbeken is genoemd als een vermoedelijke deeloorzaak. Aan de hand van een meetpunt in de Dommel, benedenstrooms van Eindhoven bij Nederwetten, werd aangetoond dat het gemiddelde peil van de Dommel aldaar sinds 1950 met enkele decimeters is gedaald.

De ontginning van lage gebiedsdelen en vennen in het Groote Heide gebied stamt van voor de vijftiger jaren. Een voorbeeld hiervan is het Groot Huisven, gelegen op korte afstand ten zuidoosten van het (als MBI lokatie gekozen) Klein Huisven (figuur 1).

---

1 Bij die studie zijn meetgegevens gebruikt t/m het jaar 1986

A4 Vegetatie

Een groot deel van het terrein is aangeplant met naaldhout. De delen die niet zijn beplant zijn begroeid met voornamelijk droge heidevegetaties. Rondom de in het terrein aanwezige vennen komen op kleine schaal ook natte heidevegetaties voor. De vennen in het oostelijk deel van het terrein (ten oosten van de snelweg Eindhoven-Weert, Klein Huisven en Veeven) zijn dichtbegroeid met Pijpestrootje en maken op het eerste gezicht een sterk verdroogde indruk. In het westelijk deel komen enkele kleinere vennen voor. Eén daarvan is onderzocht bij het veldwerk (het Meeuwven) . Dit ven bevatte ook in de zeer droge periode waarin het veldwerk plaatsvond (16 sept. 1992) nog water.

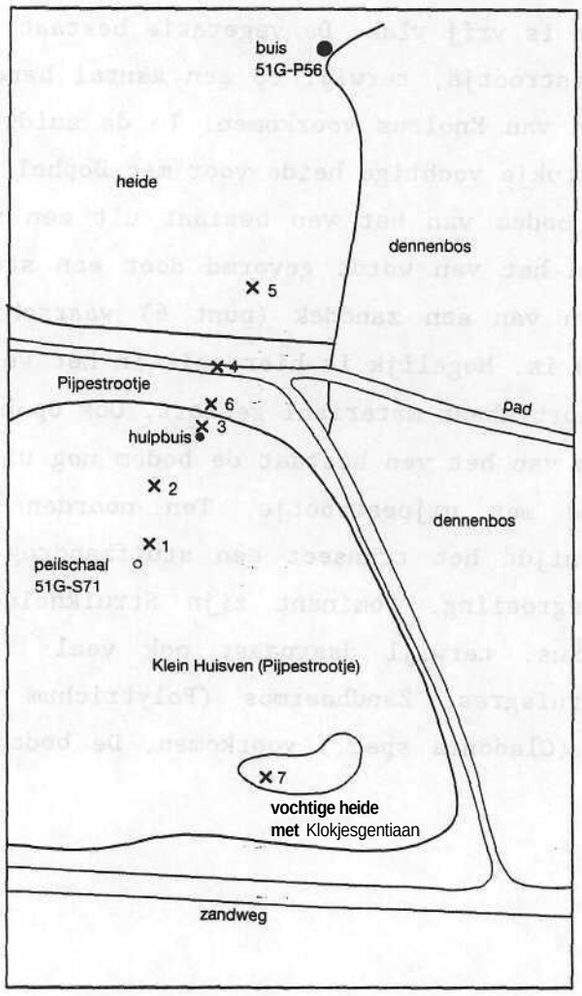
A5 Onderzochte lokatie(s)

Verdrogingsgevoelige lokaties in het Groote Heide gebied zijn vooral de vennen. Er zijn twee vennen onderzocht, te weten het Meeuwven en omgeving en het Klein Huisven en omgeving. Het Meeuwven vormt hydrologisch gezien de meest interessante lokatie omdat hier zowel een peilschaal in het ven als een peilbuis in de directe omgeving van het ven aanwezig is. Het Klein Huisven is hydrologisch gezien minder goed beschreven omdat de dichtstbijzijnde peilbuis vrij ver weg ligt. Deze lokatie is vooral gekozen omdat het hier gaat om het grootste resterende ven, dat op het oog zeer sterk verdroogd is. De overige peilbuizen in het gebied zijn niet interessant omdat ze alle staan in hogere, ook vroeger droge terreindelen. In hoeverre beide vennen grondwaterafhankelijk zijn was bij het begin van het onderzoek niet duidelijk. Enerzijds werd in het landelijk verdrogingsonderzoek geconstateerd dat in het gebied sprake was van ernstige verdroging (hetgeen wijst op een grondwaterafhankelijke situaties), terwijl anderzijds in het beheersplan voor de Groote Heide wordt opgemerkt dat het bij de vennen gaat om water dat stagneert op slecht doorlatende bodemlagen. Eén van de onderzoeksvragen in dit gebied was daarom in hoeverre de in het gebied voorkomende vennen grondwaterafhankelijk zijn.

B LOKATIEBESCHRIJVING KLEIN HUISVEN

B1 Situatie en beschikbare gegevens

De belangrijkste meetpunten voor het Klein Huisven zijn peilput 51G-P56 (met filters in de deklaag en in het 1e watervoerende pakket) en de peilschaal 51G-S71 in het midden van het ven (zie figuur 5). Beide meetpunten worden tweemaandelijks waargenomen sinds 1970. De gegevens zijn beschikbaar in het Archief van Grondwaterstanden TNO. Evenals bij de meeste andere meetpunten in het Groote Heide gebied is de meetfrequentie van de peilput sinds 1983 teruggebracht tot één meting per kwartaal.



Figuur 5 Situatieschets lokatie Klein Huisven

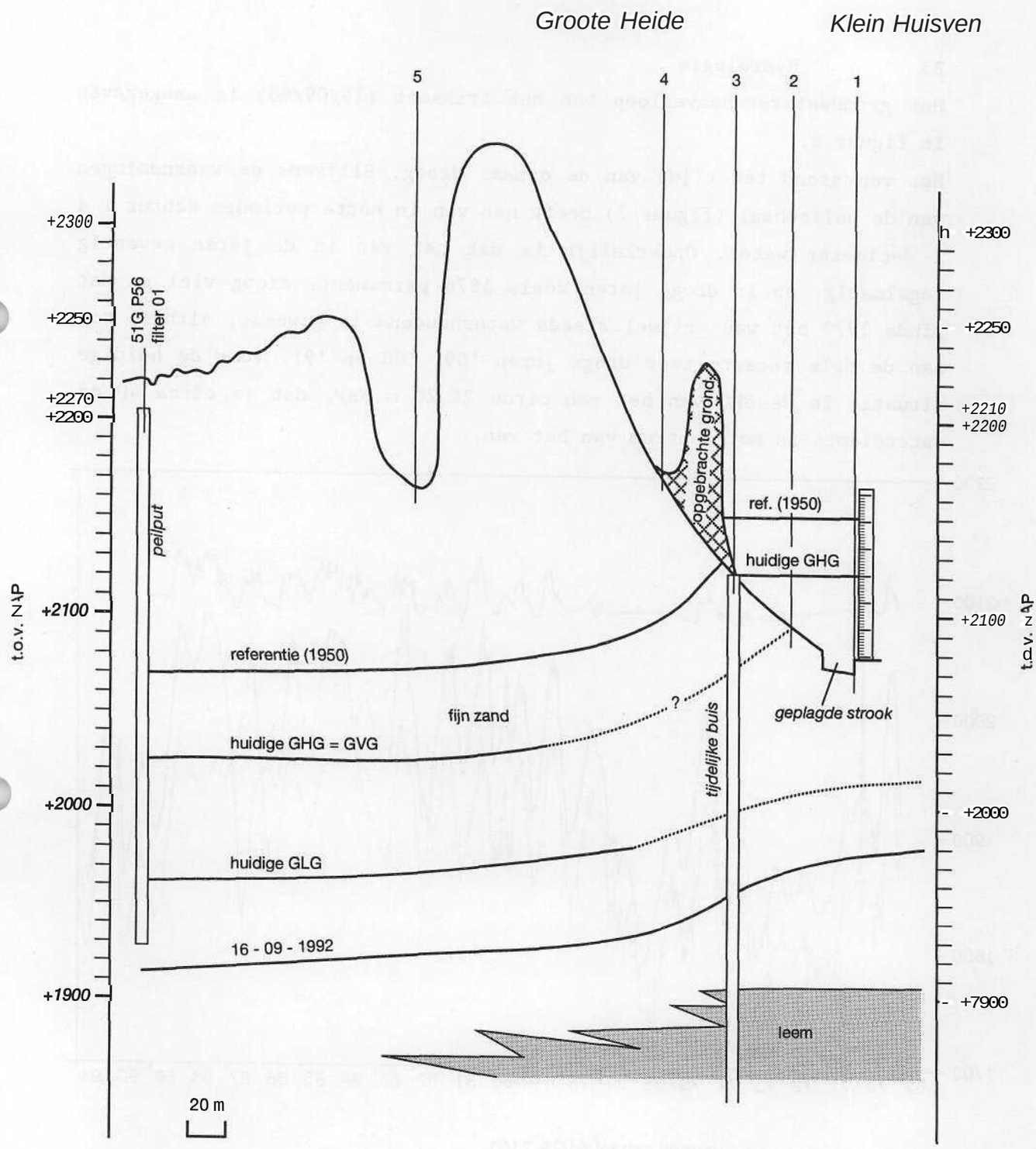
Ten behoeve van het onderzoek is tijdens het veldbezoek (16 september 1992) een transect gemaakt vanaf peilput tot de peilschaal midden in het (droogstaande) ven. Omdat de afstand vanaf de peilput tot het ven (circa 200 m) te groot werd geacht is bij de rand van het ven een extra (tijdelijke) buis geplaatst. Deze buis is gedurende een aantal maanden waargenomen[2], om vast te stellen in hoeverre peilput P56 representatief is voor de grondwaterstand in de directe omgeving van het ven, en dus MBI indicator kan worden gebruikt. De tijdelijke buis bevindt zich bij transect-opnamepunt 3.

B2 Bodem en vegetatie

De bodem van het ven is vrij vlak. De vegetatie bestaat uit een dichte begroeiing van Pijpestrootje, terwijl op een aantal banen die geplagd zijn ook kiemplanten van Knolrus voorkomen. In de zuidwestelijke hoek komt ook een klein stukje vochtige heide voor met Dophei en Klokjesgentiaan (punt 5). De bodem van het ven bestaat uit een veldpodzol. De noordelijke rand van het ven wordt gevormd door een steilrandje, die gezien het voorkomen van een zanddek (punt 6) waarschijnlijk (mede) door de mens gevormd is. Mogelijk is hier ooit in het verleden bij het afgraven van veen onbruikbaar materiaal gestort. Ook op het iets hogere gedeelte ten noorden van het ven bestaat de bodem nog uit een veldpodzol, dicht begroeid met pijpestrootje. Ten noorden van het hier aanwezige pad doorsnijdt het transect een stuifzandrug met een vrij soortenrijke heidebegroeiing. Dominant zijn Struikheide en het mos Campylopus introflexus, terwijl daarnaast ook veel Pijpestrootje, Borstelgras, Zandstruisgras, Zandhaarmos (Polytrichum piliferum) en diverse korstmossen (Cladonia spec.) voorkomen. De bodem bestaat hier uit een haarpodzol.

---

2 Hiertoe zijn afspraken gemaakt met het Nutsbedrijf Eindhoven.

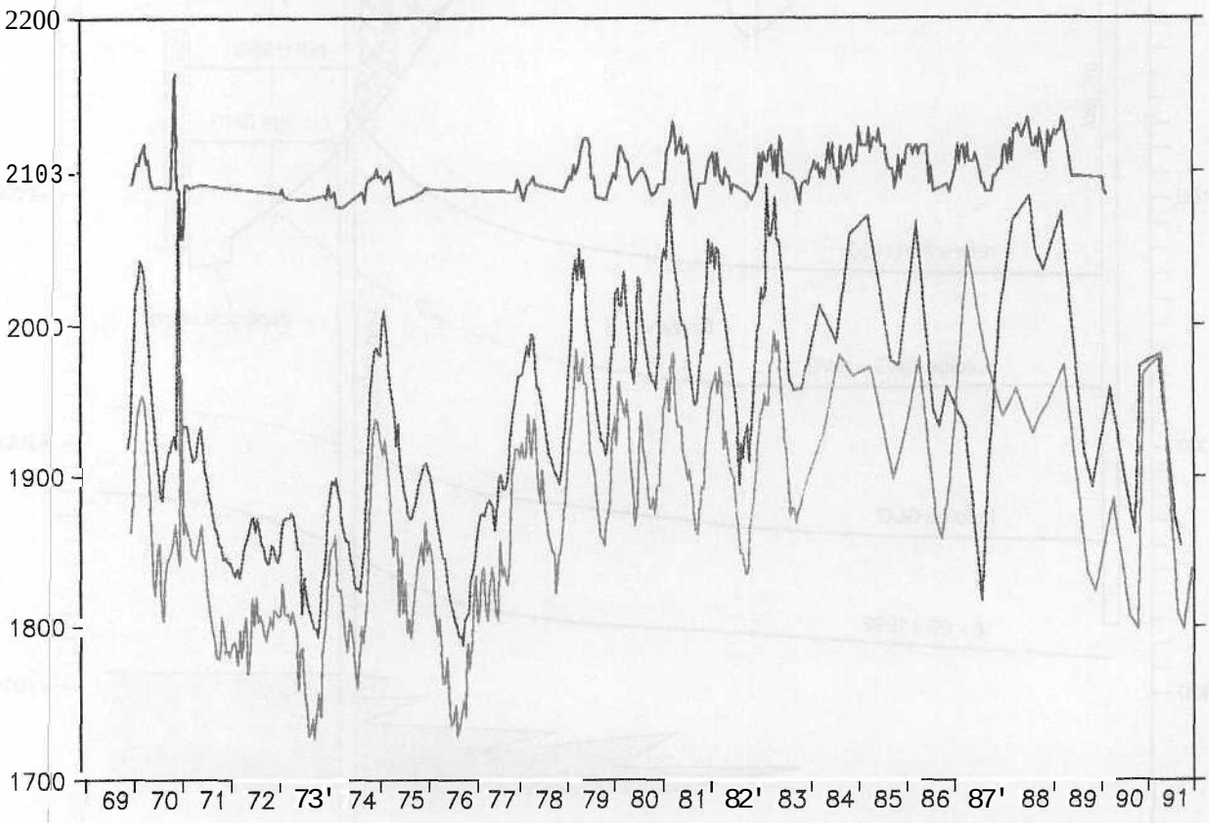


Figuur 6 Transect Klein Huisven

B3 Hydrologie

Het grondwaterstandsverloop van het transect (16/09/93) is aangegeven in figuur 6.

Het ven stond ten tijde van de opname droog. Blijkens de waarnemingen van de peilschaal (figuur 7) heeft het ven in natte perioden echter l á 2 decimeter water. Opmerkelijk is dat het ven in de jaren zeventig regelmatig, en in droge jaren zoals 1976 permanent, droog viel en dat sinds 1979 het ven vrijwel steeds waterhoudend is geweest, althans tot aan de drie recente zeer droge jaren '89, '90 en '91. Voor de huidige situatie is de GHG van het ven circa 21.20 m NAP, dat is circa 40 cm waterdiepte in het centrum van het ven.



Figuur 7. Gemeten grondwaterstand en peil van het Klein Huisven

Overheersend is de vraag in hoeverre het Klein Huisven afhankelijk is van de (verzadigde) grondwaterstand. Is er hier sprake van een zuiver **regenwater-ven**, waarvan het niveau onafhankelijk is van de grondwaterstand onder en in de omgeving van het ven?

Bij de **veldopname** (in een zeer droge periode) lag de grondwaterstand ruim onder de bodem van het ven: l meter in het centrum (rechts in het transect) tot 1.60 meter bij peilput 51G-P56 (links in het **transect**). Deze peilput ligt op circa 300 meter van het ven.
Peilput 51G-P56 heeft een freatisch waarnemingsfilter en een filter in het **1e** watervoerende pakket. De meetreeksen zijn gegeven in figuur 7. Er is ook bij dit meetpunt de typische gelijkvormigheid tussen de **tijd-stijghoogtelijn** van de **freatische** grondwaterstand en de stijghoogte van het **1e** watervoerende pakket. De (constante) **wegzijgingsoverdruk** bedraagt in dit geval circa 80 centimeter. Hieruit wordt voor de deklaag een **c-waarde** geschat in de orde van 2000 dagen.

Om het verloop van de grondwaterstand tijdelijk (winter '92/'93) te kunnen volgen, zodat een indruk kan worden verkregen of peilput 51G-P56 inderdaad als indicator voor de verdroging van het ven kan worden gebruikt, is een tijdelijke peilbuis bij geplaatst langs de rand van het ven (punt 3 in het **transect**). Het grondwaterstandsverloop is in het transekt weergegeven voor drie data: 28 januari 1993, waarop de hoogste grondwaterstanden optraden; 30 maart 1993, ter indicatie van de **voorjaarsgrondwaterstanden**; en 28 mei 1993, de laatste peildatum waarop zich nog water in het ven bevond.

De uit de freatische **meetreeks** afgeleide GHG en **GLG** zijn eveneens in het transect weergeven. Opmerkelijk is dat er sprake is van een **grondwatersituatie** met een behoorlijk traagheid. Hierdoor treden de hoogste grondwaterstanden pas op in het voorjaar. Als gevolg is de GVG **gelijk** aan de **GHG**.
Duidelijk is te zien dat de situatie ten tijde van de veldopname nog

behoorlijk veel droger was dan de GLG-toestand. Getracht is vanuit de peilput 51G-P56, en rekening houdend met het tijdens het veldwerk aangetroffen grondwaterstandsverloop, een interpretatie te maken van het verdere GVG verloop over het transect.
Uit het grondwaterstandsverloop voor 28 januari 1993 blijkt dat het grondwater contact met de venbodem maakt. Hierdoor wordt de wegzijging belemmerd en blijft, bijgevolg, het ven langer waterhoudend. Van belang is verder de bodemopbouw: onder de A en B horizont wordt eerst een zone van fijne, leemarme gele, geelbruine of witte zanden aangetroffen. Onder het niveau van 1950 - 2000 cm+NAP worden de zanden lemiger en groen/grijzer van kleur. Op een diepte van circa 1900 cm+NAP wordt tenslotte een bruine leemlaag aangetroffen. Deze slecht doorlatende zone is ongetwijfeld van betekenis voor de freatische grondwaterstand, en daarmee voor de waterhuishouding van het ven. Het in het ven verzamelde regenwater zijgt weg door de venbodem, bereikt het verzadigde grondwater, dat vervolgens bij voorkeur lateraal wegstroomt door de dunne, doorlatende toplaag, hetgeen gepaard moet gaan met een behoorlijk verhang (de GVG-lijn in het transect).
Hoe hoger de grondwaterstand, hoe minder snel het regenwater uit het ven wegzijgt. Bannink e.a (1989) tonen aan dat er tot een grondwaterstand van circa 100 cm onder de venbodem nog een gering effect op de wegzijging bestaat. Beneden dit niveau (bij het Klein Huisven op 19.80 m + NAP) is het ven dus volledig onafhankelijk van het grondwater, en daarmee 'volledig verdroogd' in MBI termen. Deze stand van 19.80 onder het ven komt overeen met een stand van 19.10 in peilbuis 51G P56. Dit niveau was overigens ten tijde van het veldwerk nagenoeg bereikt.
De belemmering van de wegzijging door de grondwaterstand neemt niet abrupt af bij het genoemde niveau van 100 cm onder de bodem. De afname gaat geleidelijk, als een e-macht. Door binnen de MBI een lineaire verdrogingsrelatie te gebruiken zouden grondwaterstandsdalingen in het laatste deel van het traject (waarbij effecten op de waterstand in het ven nog maar zeer gering zijn) te zwaar meetellen. Daarom is besloten het laatste deel van de functie, bij grondwaterstanden onder het ven

van 20 tot 100 cm, minder steil te laten verlopen (hellingshoek van functie tot 20 cm onder venpeil 2x zo groot als tussen 20 en 100 cm onder **venpeil).**

Vermeld moet worden dat zich in het Klein Huisven ook bij een diepe grondwaterstand tijdelijk nog regenwater zou kunnen handhaven in perioden met een hoge neerslag. Het gaat daarbij om een **'echte' schijngrondwaterspiegel.** De mate waarin dit gebeurt wordt sterk bepaald door de **doorlatendheid** van de venbodem.

B4 Bepaling **referentiestijghoogte**

Op basis van stijghoogte-analyses in de regio mag ook voor het Klein Huisven als beste schatting worden aangehouden dat de grondwaterstand in de vijftiger jaren circa 40 cm structureel hoger moet zijn geweest. De referentiegrondwaterstand in 51G-P5601 is dus 2070 cm+NAP.
Het daaruit af te leiden verloop van de **referentie-voorj**aarsgrondwaterstand is aangegeven in het transect. Het **referentie-venpeil** zou circa 2150 cm+NAP zijn geweest.
Uit historische kaarten blijkt dat de ontginning en (forse) ontwatering van het nabij gelegen Groot Huisven vóór 1950 moet hebben plaatsgevonden. De mate waarin deze ontginning effect heeft had op het peil van het Klein Huisven is niet bekend. Gezien de datum van de ingreep is dit effect bij de bepaling van de referentie niet meegenomen, maar mogelijk is het peil van het Klein Huisven in oudere tijden dus nog hoger geweest dan 2150 cm+NAP. Een volledig **grondwateronafhankelijke** situatie wordt bereikt bij een grondwaterstand van 100 cm onder de venbodem, corresponderend met een grondwaterstand in de peilbuis van 1910 cm **+NAP.**

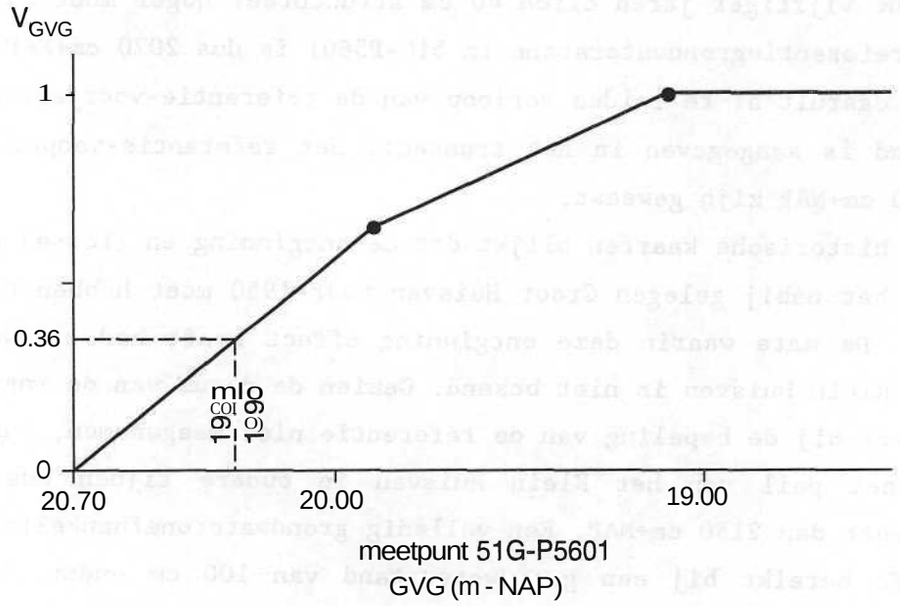
De verdrogingsrelatie (figuur 8) wordt dus bepaald door de volgende punten:

Grondwaterstand onverdroogd: GVG peilbuis 2070 cm +NAP

Grondwaterstand volledig verdroogd: GVG peilbuis 1910 cm +NAP

Knikpunt bij GVG peilbuis - 1990 cm +NAP, V_{GVG} - 0.67

Uit de tijdreeksmodellering blijkt dat de GVG_{tf} in 1985 2027 cm +NAP bedraagt, zodat de verdrogingsscore in 1985 0.36 is. Het structurele niveau van de grondwaterstand is in 1990 gelijk aan dat in 1985, zodat de score voor 1990 eveneens 0.36 bedraagt.



Figuur 8. Verdrogingsrelatie Klein Huisven

Resultaten **tijdreeksmodellering** en trendanalyse

Terrein: Groote Heide

Lokatie: Klein Huisven

Aspect: Grondwaterstand in de omgeving van het ven

Tijdreeks: 51G-P5601 (TNO-OLGA)

Opmerkingen:
1. ter controle is ook een peilschaal in het ven aanwezig (51G-S71)
2. er is een tijdelijke buis geplaatst om te controleren hoe de grondwaterstand dicht langs de rand van het ven verloopt in de winter '92/'93.

Transfermodel: $h_t - 0.87.h_{t-1} + 0.79 .N_t + 0.82 .N_{t-1} + 0.38 .N_{t-2}$

frequentie: **freq** 4, **tweemaandelijks**

(versie modelfile: ;2)

A f g e l e i d e r e s u l t a t e n (standen in cm + NAP)

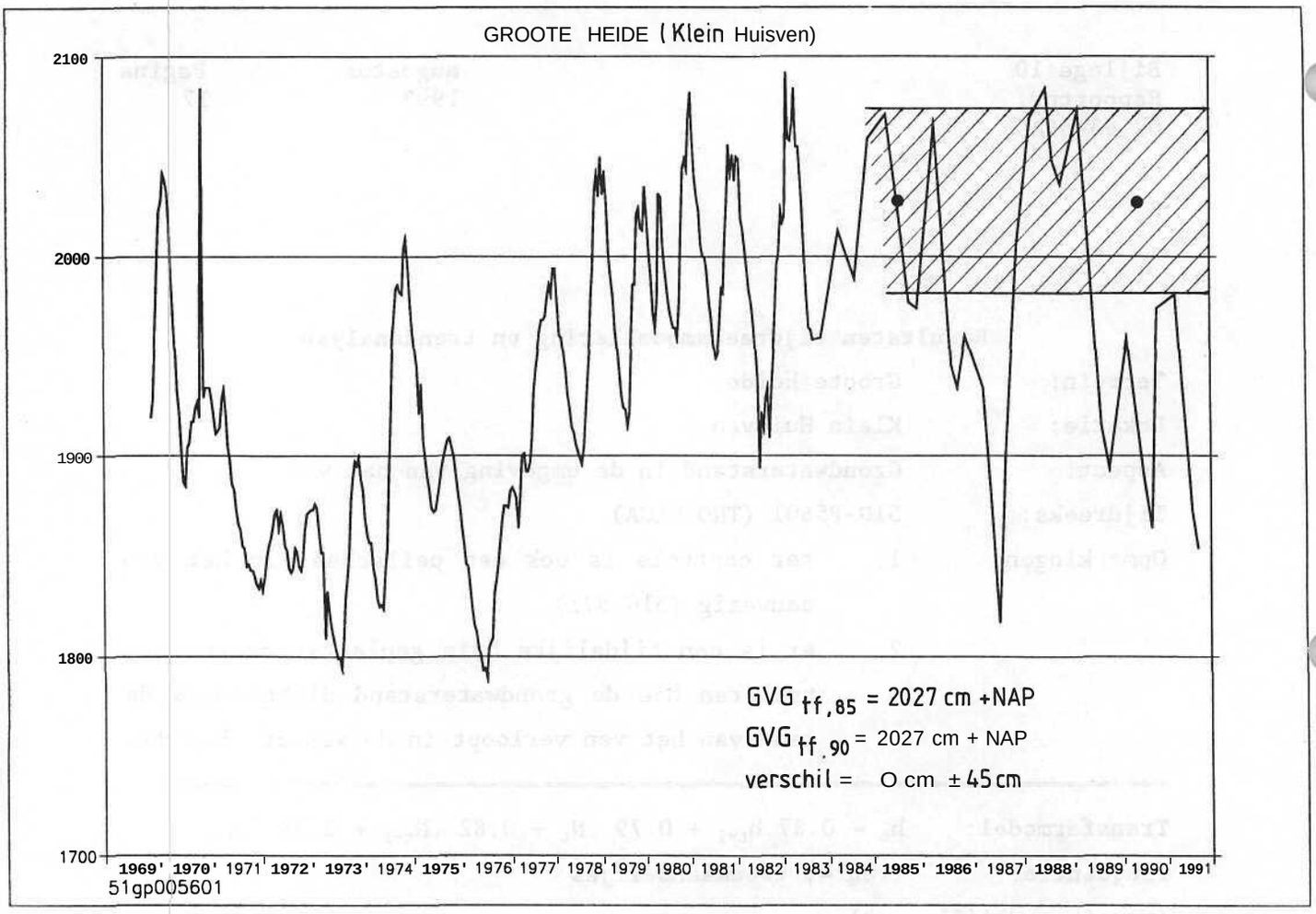
Regiem (situatie 1985):		Structureel niveau:		$GVG_{tf}90$
GVG_{tf}:	2027	1980 -	1852	
GHG_{tf}:	2027	1985 -	1859	
GLG_{tf}:	1957	1990 -	1859	20.27
alg.gemiddelde:	nvt			
st.dev. residureeks na correctie op structureel niveau-				27.2 cm
onderscheidingsgrens 1.6 * st.dev —				44.9 cm

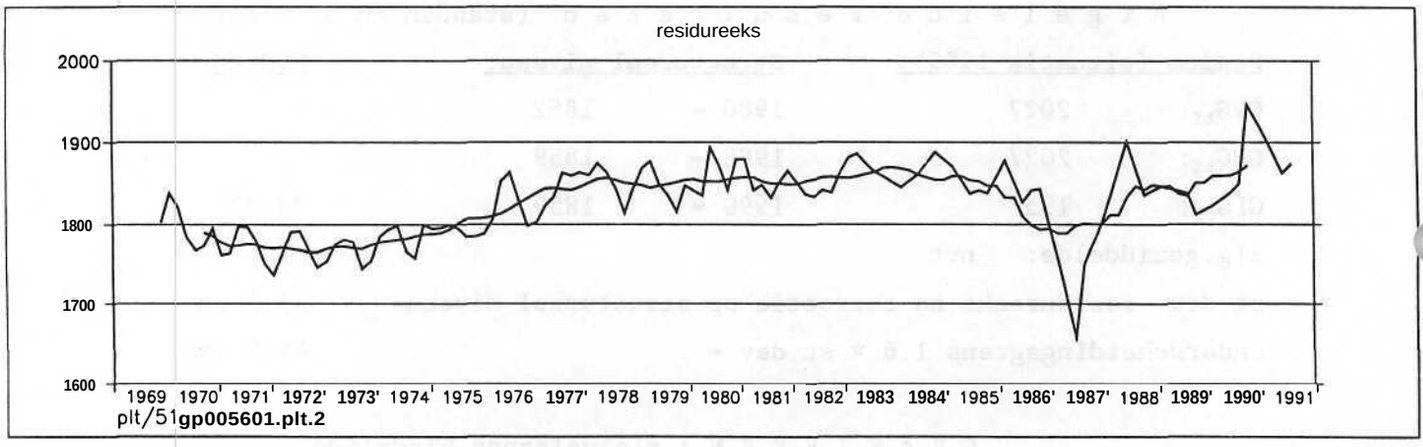
G R A F I E K E N : zie volgende bladzijde

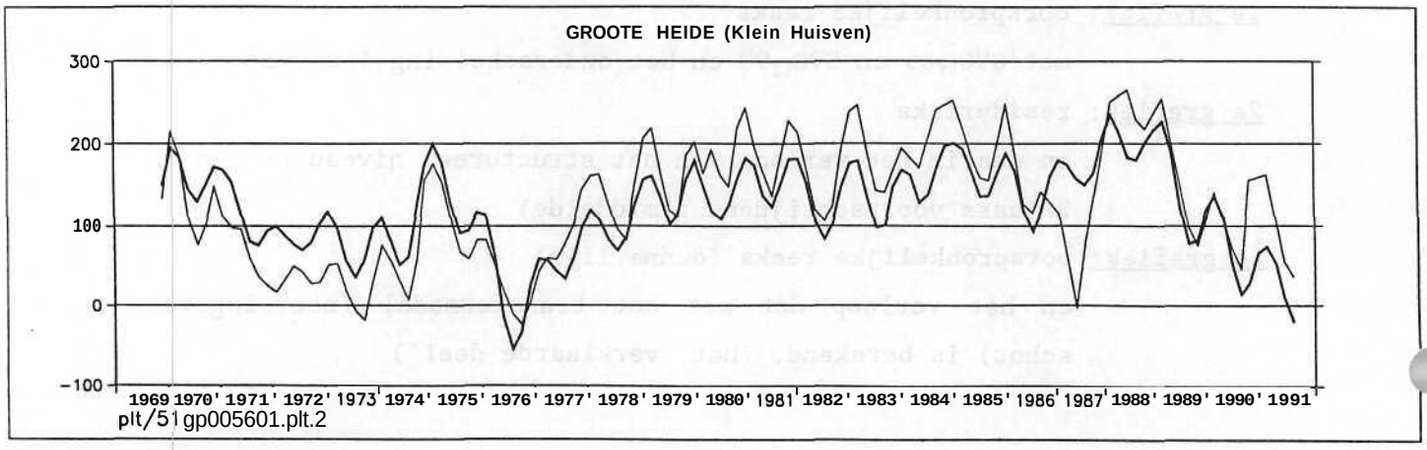
1e grafiek: oorspronkelijke reeks
met $GVG_{tf}85$ en $GVG_{tf}90$ en het **onderscheidingsinterval**

2e grafiek: residureeks
en daarin het verloop van het structureel niveau (= het 2-jaars **voortschrijdend** gemiddelde)

3e grafiek: oorspronkelijke reeks (dunne lijn)
en het verloop dat met het transfermodel (neerslagoverschot) is **berekend.** (het 'verklaarde deel')


GROOTE HEIDE (Klein Huisven)
2100
2000
1900
1800
1700
1969 1970 1971 1972 1973 1974 1975 1976 1977 1978 1979 1980 1981 1982 1983 1984 1985 1986 1987 1988 1989 1990 1991
GVG tf,85 = 2027 cm +NAP
GVG tf,90 = 2027 cm + NAP
verschil = O cm ±45 cm
51gp005601

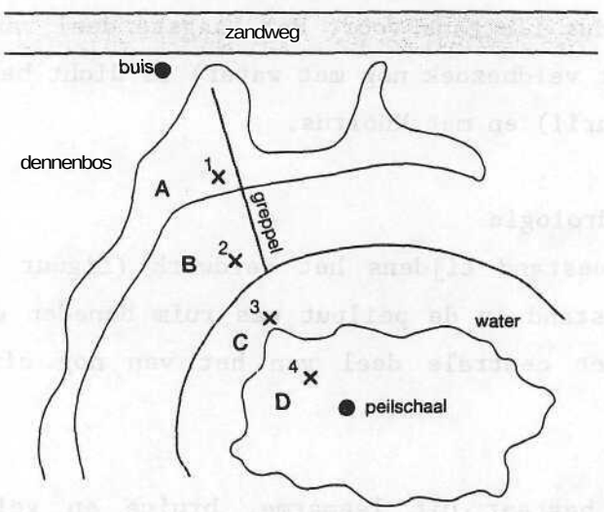

residureeks
2000
1900
1800
1700
1600
1969 1970 1971 1972 1973 1974 1975 1976 1977 1978 1979 1980 1981 1982 1983 1984 1985 1986 1987 1988 1989 1990 1991
plt/51gp005601.plt.2


GROOTE HEIDE (Klein Huisven)
300
200
100
0
-100
1969 1970 1971 1972 1973 1974 1975 1976 1977 1978 1979 1980 1981 1982 1983 1984 1985 1986 1987 1988 1989 1990 1991
plt/51gp005601.plt.2

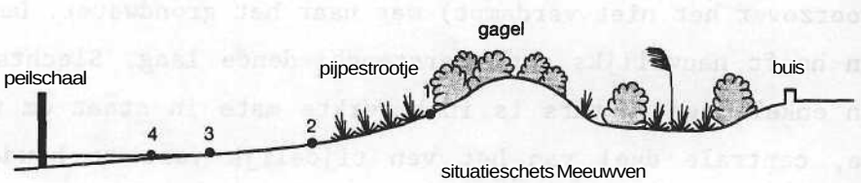
C LOKATIEBESCHRIJVING MEEUWVEN

C1 Situatie en beschikbare gegevens

Het Meeuwven ligt ten zuiden van de onverharde weg van Heeze naar de 'Aalster hut'. In het ven staat een peilschaal (51G-S67), terwijl vlakbij de peilput 51G-P66 staat, met filters in het bovenste grondwater en in het 1e watervoerende pakket. Vanaf de buis is een transect uitgezet naar het midden van het ven (figuur 9). Het transect loopt evenwijdig aan een diepe greppel, die vermoedelijk is aangelegd om water vanuit het dennenbos af te voeren naar het ven.



A gagelrand met zachte berk en riet
B geplagde rand met knolrus, haarmos, waternavel
C venrand met knolrus, **pitrus** en veenmos
D venbegroeing van knolrus en veenmos



Figuur 9 Situatieschets Meeuwven

C2 Bodem en vegetatie

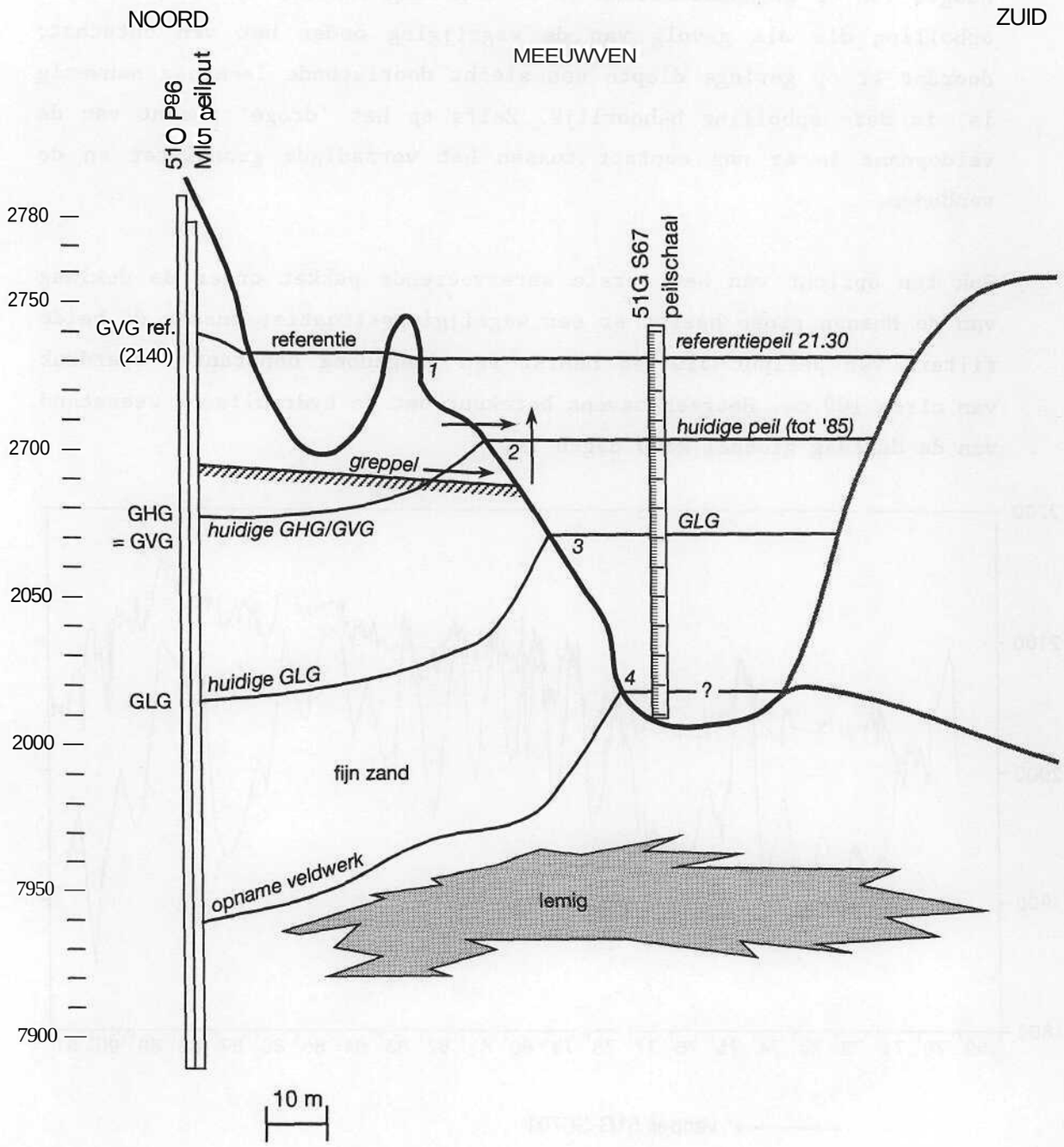
Het transect doorsnijdt eerst een lage depressie die begroeid is met Pijpestrootje en Gagel en waar ook enkele exemplaren van Riet staan. Via een rand met Gagel en Zachte berk komen we vervolgens in randzone die waarschijnlijk niet al te lang geleden is geplagd (punt 2). De begroeiing is zeer open, en bestaat voor een groot deel uit Knolrus, Haarmos (Polytrichum commune), Rimpelmos (Atrichum undulatum), Pijpestrootje en kiemplanten van zachte berk, terwijl daarnaast ook kiemplanten van Struikheide en Waternavel voorkomen. In het lager gelegen punt 3 vormen Knolrus en Veenmos (Sphagnum lescurii) een dichte, lage begroeiing waarin pollen Pitrus voorkomen. Ook komt het mos Drepanocladus fluitans voor. Het laagste deel van het ven (punt 4, ook tijdens het veldbezoek nog met water) is dicht begroeid met Veenmos (Sphagnum lescurii) en met Knolrus.

C3 Hydrologie

De grondwatertoestand tijdens het veldwerk (figuur 10) was duidelijk erg droog. De stand in de peilput was ruim beneden de GLG. Desondanks stond er in het centrale deel van het ven nog circa een decimeter water.

De ondergrond bestaat uit leemarme, bruine en gele, fijne zanden, waaronder (in boorpunt 3) op circa 80 centimeter onder de venbodem een grijsgroene, zandige leemlaag wordt aangetroffen.

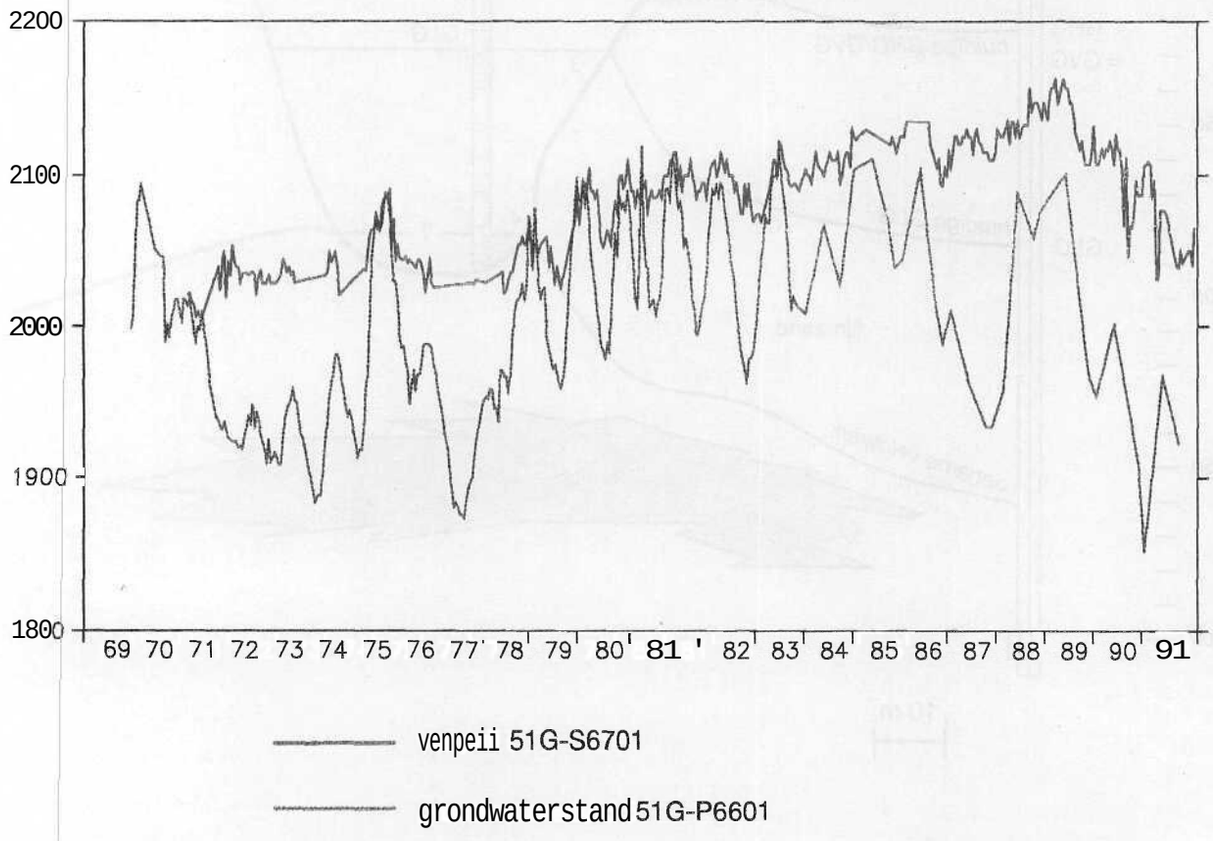
Net als bij het Klein Huisven heerst er in het Meeuwven een wégzijgingssituatie: het regenwater dat zich in het ven verzamelt zijgt (voorzover het niet verdampt) weg naar het grondwater. De bodem van het ven heeft nauwelijks een weerstandbiedende laag. Slechts een dunne Al van enkele centimeters is in beperkte mate in staat om water in diepste, centrale deel van het ven tijdelijk vast te houden, en zo een kleine schijnspiegel te vormen.



Figuur 10 Transect Meeuwven

De snelheid van de wegzijging wordt echter vooral bepaald door de hoogte van de grondwaterstand in de omgeving van het ven en de lokale opbolling die als gevolg van de wegzijging onder het ven ontstaat; doordat er op geringe diepte een slecht doorlatende leemlaag aanwezig is, is deze opbolling behoorlijk. Zelfs op het 'droge' moment van de veldopname is er nog contact tussen het verzadigde grondwater en de venbodem.

Ook ten opzicht van het eerste watervoerende pakket onder de deklaag van de Nuenen groep heerst er een wegzijgingssituatie; tussen de beide filters van peilput 51G-P66 heerst een (nagenoeg constante) overdruk van circa 100 cm. Hetgeen tevens betekent dat de hydraulische weerstand van de deklaag globaal 2500 dagen is.



Figuur 11. Gemeten grondwaterstand en peil van het Meeuwven.

C4 Bepaling referentiestijghoogte

Van de peilschaal midden in het ven is een betrekkelijk lange meetreeks beschikbaar. Uit figuur 11 blijkt duidelijk hoe er, in de verschillende droge en natte perioden, globaal een hoger venpeil is bij een hogere grondwaterstand en dat de afstand tussen het venpeil en de grondwaterstand groter wordt naarmate de grondwaterstand lager is. Het ven valt (in de zeventiger jaren) droog (circa 20.10 cm+NAP) bij een grondwaterstand (in de peilput 51G-P66) van ruim 19 m+NAP. Uit reconstructie volgt dat als een dergelijke stand structureel optreedt dat dan de grondwaterstand onder het ven zakt tot circa 50 cm onder de venbodem.

In natte omstandigheden (zoals het voorjaar van 1975) zien we dat de grondwaterstand nagenoeg gelijk wordt aan het venpeil. Omdat het ven geen afwatering heeft ontstaat dan een vrij stagnante situatie, waarbij de wegzijging volledig verdwenen is. In extreem natte perioden (zie bijvoorbeeld de winter 1974/1975) vervult het ven ten opzichte van het grondwater een bergingsfunctie: er stroomt tijdelijk grondwater naar het ven. De grondwaterstand kan zodoende nauwelijks hoger worden dan het venpeil. Omdat het toestromende grondwater vrijwel de samenstelling van regenwater moet hebben gehad zal de samenstelling van het venwater hierdoor nauwelijks zijn beïnvloedt.

Het lijkt als of er sinds 1985 bij een vergelijkbare grondwaterstand een iets hoger venpeil optreedt. Mogelijk is dit het effect van aanvoer van (ven-vreemd) water via de greppel, vanuit het bos.

De huidige GVG_{tf} (1985) in put 51G-P6601 bedraagt 2077 cm+NAP. Het venpeil was in de eerste helft van de tachtiger jaren circa 2100 cm+NAP en in de tweede helft, vermoedelijk door toevoer van water uit het bos, circa 2120 à 2150 cm+NAP.

Het grondwatersysteem op de Groote Heide heeft een vrij grote traagheid. Daardoor treden de hoogste grondwaterstanden niet in de natte

winter, maar pas in het voorjaar op. De GVG_{tf} is daarom gelijk aan de GHG_{tf}. Uit tijdreeksanalyse (Rolf, 1989) volgt dat de grondwaterstand in het centrale deel van de Groote Heide sinds de vijftiger jaren ongeveer 40 cm is gedaald. Vermoedelijk is de verlaging in het gebied rond het Meeuwven iets groter onder invloed van (de ontwatering en de verdamping van) het bos en de waterhuishoudkundige verbeteringswerken ten oosten van het bos, het gebied Achtereind en het dal van de Tongelreep. De aangenomen verlaging is 50 centimeter. De referentie-GVG is dus 2130 cm+NAP. Bij (in de natte voorjaarstoestand) een veronderstelde lichte uitstroming van grondwater naar het ven moet het referentie-venpeil (zonder kunstmatige toevoer van water uit het bos) ongeveer 2120 cm+NAP geweest zijn.

I)eze reconstructie van de vroegere grondwaterstand is in overeenstemming met de waargenomen vegetatiepatronen. In de eerste plaats komt een venpeil van 2020 overeen met de ondergrens van de Gagelrand, die daarmee de vroegere venrand zou aangeven. De toestroming van grondwater en de oppervlakkige afstroming van regenwater vanuit het omringende bos hebben mogelijk geleid tot iets voedselrijkere omstandigheden in de lage depressie aan de rand van het ven. Dat zou het voorkomen van Riet in deze depressie kunnen verklaren.

Samenvattend was het Meeuwven in de referentiesituatie een (regenwater) ven met een peil van circa 2120 cm+NAP in het (natte) voorjaar, waarbij er een lichte toestroming van grondwater was en een enkele decimeters lager peil in de zomer, waarbij de dan heersende wegzijging beperkt blijft doordat de grondwaterstand bij het ven voldoende hoog bleef. Deze referentietoestand treedt op bij een GVG_{tf} in peilput 51G-P6601 van 2130 cm+NAP

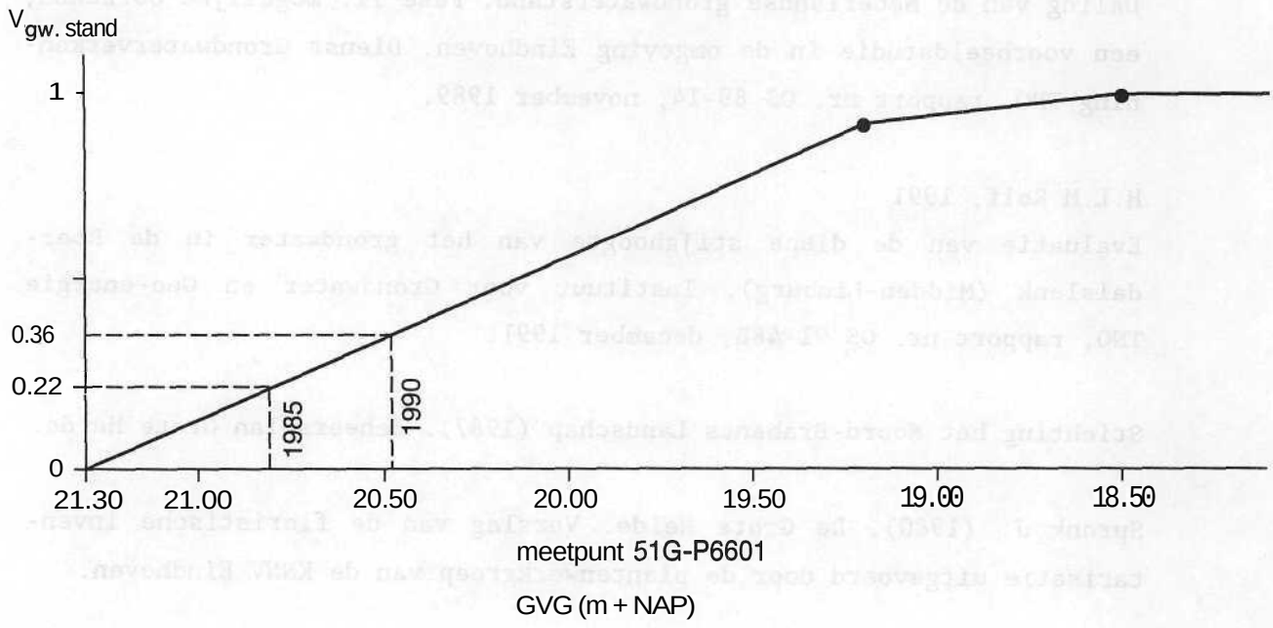
Volledig verdroogd is het ven als de GVG onder het ven structureel zakt tot circa 100 cm onder de venbodem. Het ven staat dan nagenoeg het hele jaar droog. De bijbehorende GVG_{tf} 'volledig verdroogd' in peilput 51G-P6601 is dan circa 1850 cm+NAP.

Evenals bij het Klein Huisven is bij het Meeuwven uitgegaan van een geknikte relatie, waarbij de grondwaterstandsdaling vanaf een stand van 20 cm onder de venbodem minder zwaar (x 0.5) meetelt als in het eerste deel van de functie (zie figuur 12).

De verdrogingsrelatie is gebaseerd op de volgende punten:

Grondwaterstand buis 51G P66 onverdroogd: 2130 cm +NAP
Grondwaterstand buis 51G P66 volledig verdroogd: 1850 cm +NAP

Knikpunt bij GVG - 1920 cm +NAP, V_{GVG} = 0.86



Figuur 12. Verdrogingsrelatie Meeuwven

BRÖNNEN

Informanten MBI: de heren Vos en v.d.Heide van Nutsbedrijven Eindhoven

Informanten landelijk verdrogingsonderzoek:

Literatuur:

M.H.Bannink e.a., 1989
Wegzijging van water uit hooggelegen vennen: een gevoeligheidsanalyse. H_2O (22) 1989, nr.15

E.G.Lekahena, 1983
Grondwaterkaart van Nederland, de Centrale Slenk. Dienst Grondwaterverkenning TNO, GWK-32, november 1983.

H.L.M.Rolf, 1989
Daling van de Nederlandse grondwaterstand. Fase II: mogelijke oorzaken; een voorbeeldstudie in de omgeving Eindhoven. Dienst Grondwaterverkenning TNO, rapport nr. OS 89-14, november 1989.

H.L.M.Rolf, 1991
Evaluatie van de diepe stijghoogte van het grondwater in de Roerdalslenk (Midden-Limburg). Instituut voor Grondwater en Geo-energie TNO, rapport nr. OS 91-48B, december 1991.

Stichting het Noord-Brabants Landschap (1987). Beheersplan Grote Heide.

Spronk J. (1980). De Grote Heide. Verslag van de floristische inventarisatie uitgevoerd door de plantenwerkgroep van de KNNV Eindhoven.

Resultaten tijdreeksmodellering en trendanalyse

Terrein: Groote Heide

Lokatie: Meeuwven

Aspect: Grondwaterstand in de omgeving van het ven

Tijdreeks: 51G-P6601 (TNO-OLGA)

Opmerkingen: 1. ter controle is ook een peilschaal in het ven aanwezig (51G-S67).

Transfermodel: $h_t - 0.85 \cdot h_{t-1} + 0.74 \cdot N_t + 0.69 \cdot N_{t-1} + 0.52 \cdot N_{t-2}$

frequentie: freq 4, tweemaandelijks

(versie modelfile: ;2)

A f g e l e i d e r e s u l t a t e n (standen in cm + NAP)

Regiem (situatie 1985):		Structureel niveau:		$GVG_{tf}90$
GVG_{tf}:	2077	1980 -	1922	
GHG_{tf}:	2077	1985 -	1932	
GLG_{tf}:	2013	1990 -	1892	2037

gemiddelde stijghoogte: nvt

st.dev. residureeks na correctie op structureel niveau= 20.8 cm

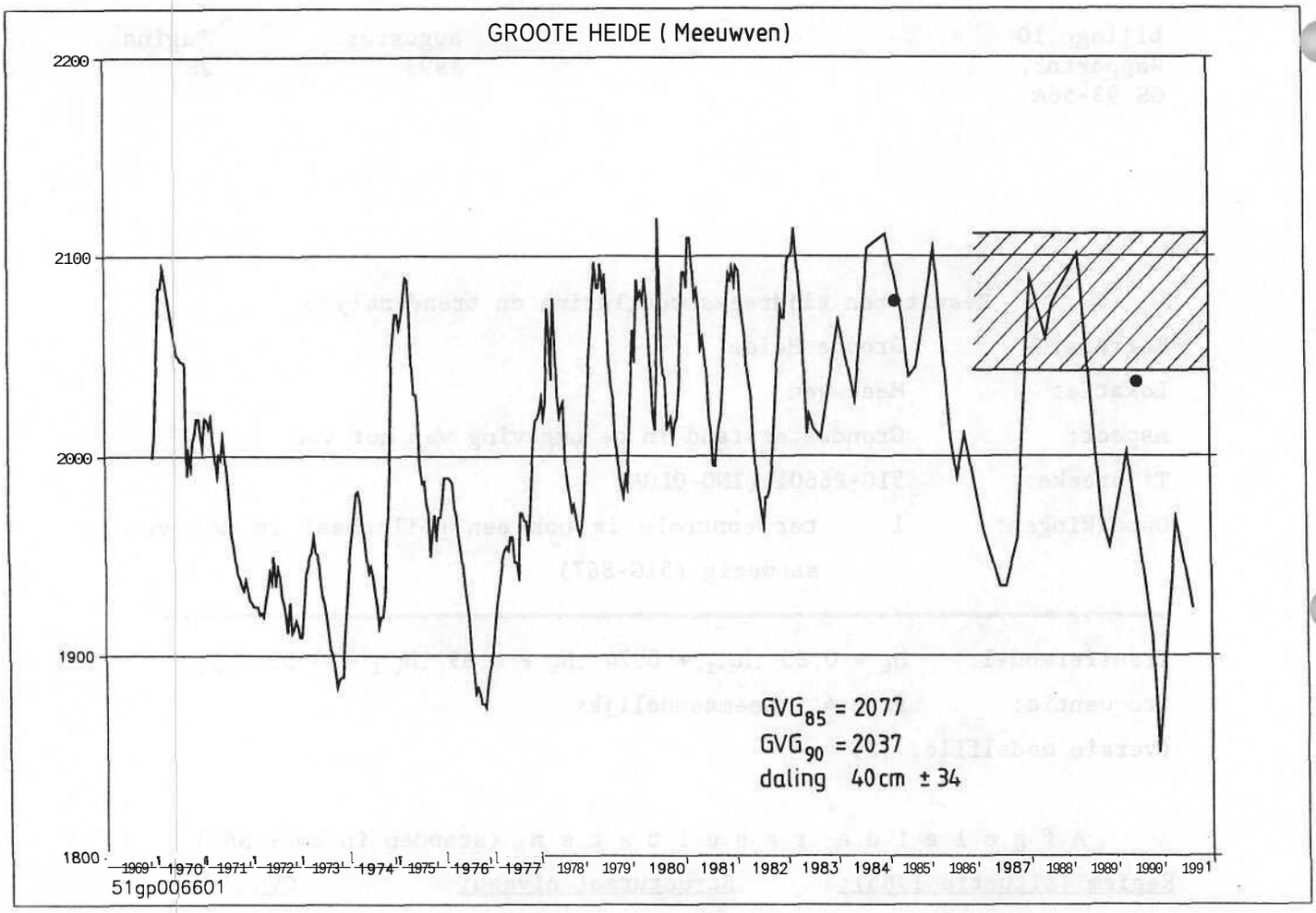
onderscheidingsgrens 1.65 * st.dev - 34.3 cm

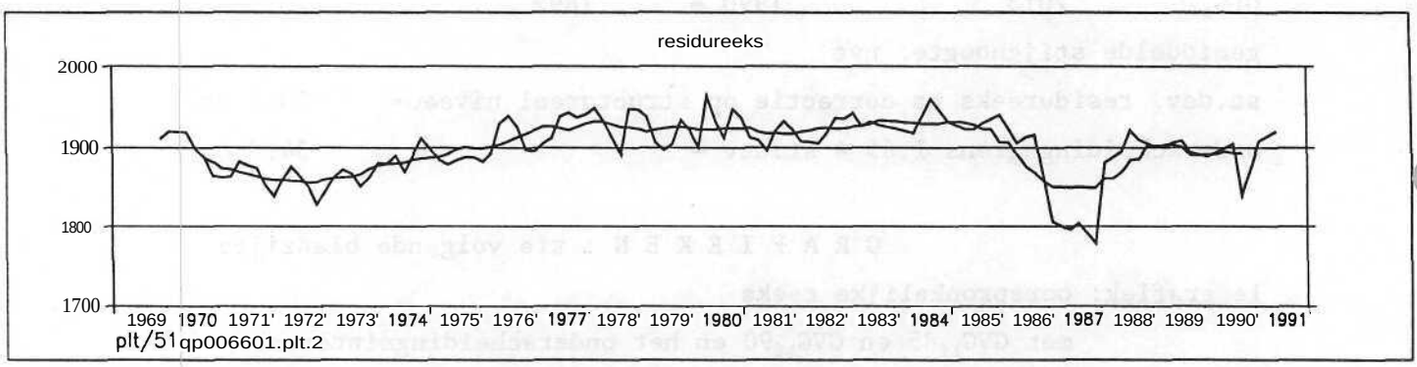
G R A F I E K E N : zie volgende bladzijde

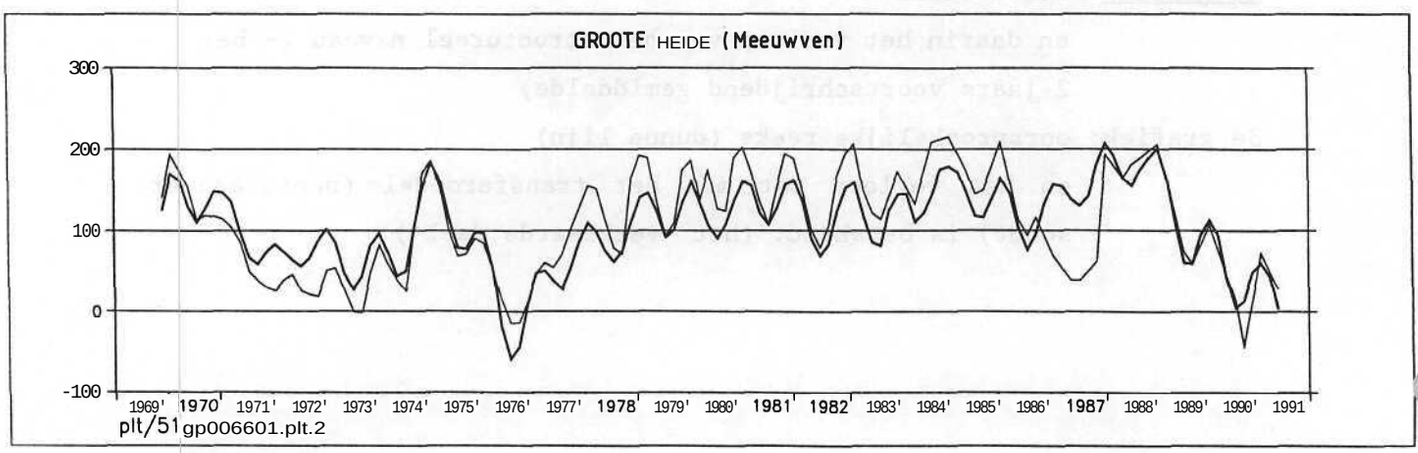
1e grafiek: oorspronkelijke reeks
met $GVG_{tf}85$ en $GVG_{tf}90$ en het onderscheidingsinterval

2e grafiek: residureeks
en daarin het verloop van het structureel niveau (= het 2-jaars voortschrijdend gemiddelde)

3e grafiek: oorspronkelijke reeks (dunne lijn)
en het verloop dat met het transfermodel (neerslagoverschot) is berekend. (het 'verklaarde deel')


GROOTE HEIDE (Meeuwven)
2200
2100
2000
1900
1800
GVG85 = 2077
GVG90 = 2037
daling 40 cm ± 34
1969' 1970' 1971' 1972' 1973' 1974' 1975' 1976' 1977' 1978' 1979' 1980' 1981' 1982' 1983' 1984' 1985' 1986' 1987' 1988' 1989' 1990' 1991
51gp006601


residureeks
2000
1900
1800
1700
1969 1970 1971' 1972' 1973' 1974' 1975' 1976' 1977' 1978' 1979' 1980' 1981' 1982' 1983' 1984' 1985' 1986' 1987' 1988' 1989 1990' 1991
plt/51gp006601.plt.2


GROOTE HEIDE (Meeuwven)
300
200
100
0
-100
1969' 1970' 1971' 1972' 1973' 1974' 1975' 1976' 1977' 1978' 1979' 1980' 1981' 1982' 1983' 1984' 1985' 1986' 1987' 1988' 1989' 1990' 1991
plt/51gp006601.plt.2

Bijlage 11
Wisselfunctie voor de zomer- en wintertoestand.

BIJLAGE 11. TRANSFERMODELLERING MET WISSELFUNCTIE

Doelstelling

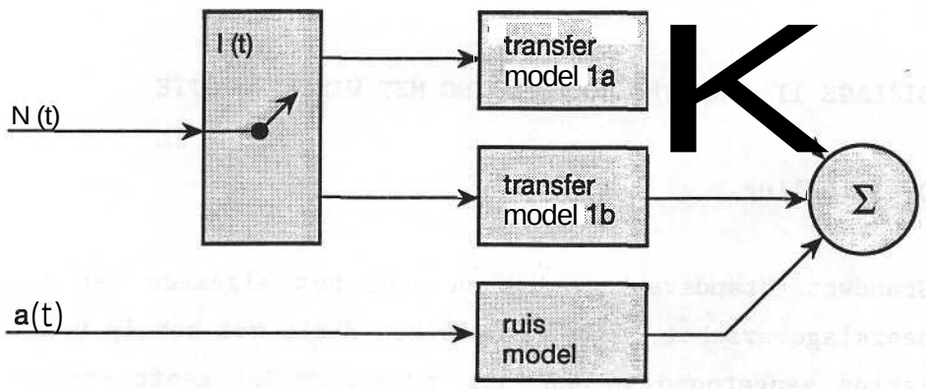
Grondwaterstandsreeksen hebben over het algemeen een relatie met het neerslagoverschot. Deze relatie kan deels met behulp van transfermodellering aangetoond worden. Een transfermodel geeft echter één lineaire relatie tussen de invoer- en uitvoer-reeks. Er zijn gevallen waarbij dit niet juist is. Als (in natte gebieden) de grondwaterstand hoog is dan gaan beken en greppels water voeren, terwijl de watergangen droog staan als de grondwaterstand laag is. De berging en de afvoer van het water, en daarmee de reactie van de grondwaterstand op het neerslagoverschot zijn in deze twee situaties sterk van elkaar verschillend: er zou dus voor beide situaties een verschillend transfermodel gelden.
Het doel van het deelonderzoekje "wisselfunctie" is nu om een methode te vinden waarmee voor één invoerreeks twee transfermodellen geschat kunnen worden waarbij deze twee modellen samen een beter resultaat moeten geven dan wanneer slechts één model geschat wordt met de volledige neerslagoverschotreeks.

De oplossing wordt gezocht in een transfermodel met een dubbele (gesplitste) invoerreeks, die werkt volgens een zogenaamde wisselfunctie, zie figuur 1.

Voor de methode transfermodellering met wisselfunctie zijn twee varianten uitgetest: de 'hele' en de 'halve' wisselfunctie.

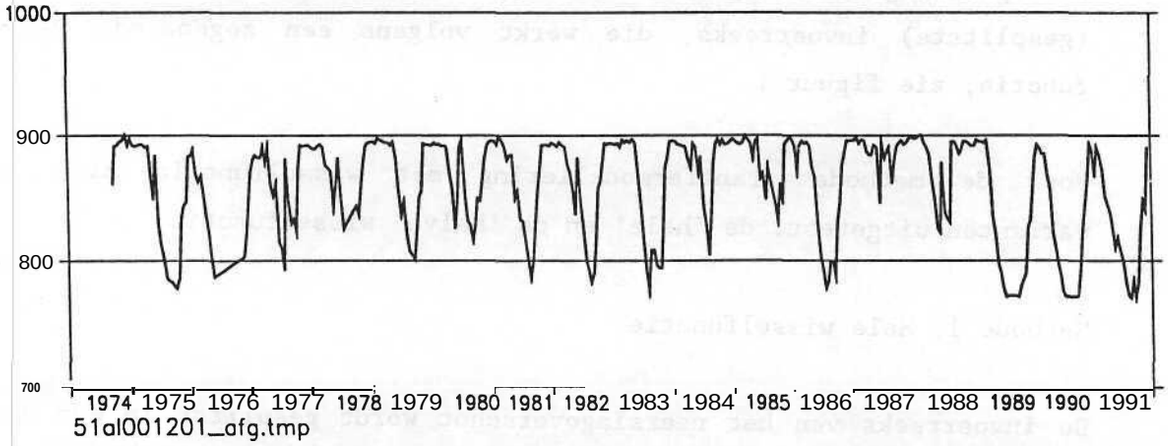
Methode 1: Hele wisselfunctie

De invoerreeks van het neerslagoverschot wordt gesplitst in een zomer en een winter deel, of liever gezegd in een deel waarin de grondwaterstand laag staat en een deel waarin deze hoog staat.



Figuur 1 Schema van een transfermodel met wisselfunctie

De methode is uitgeprobeerd op de "afgetopte" meetreeksen in de Kampina: landbouwbuis 51A-L12 en peilput 51A-P37. De resultaten van 51A-L12 worden hierna ter illustratie gebruikt.
Het resultaat van de modellering met wisselfunctie bleek nauwelijks af te wijken van het resultaat van een normale, standaard modellering zonder wisselfunctie. Het vermoeden rees dat de gebruikte voorbeeldreeks qua 'aftopping' onvoldoende extreem was. Daarom is het onderzoek voortgezet met een versie van reeks 51A-L12 die nog extra is afgetopt. Deze reeks, waarvan de resultaten hierna worden gepresenteerd, wordt 51A-L12-afg genoemd. De meetreeks 51A-L12-afg, voorafgaand aan de transfermodellering, is gegeven in figuur 2.



Figuur 2 Extra 'Afgetopte' meetreeks 51A-L12-afg. Bij hoge grondwaterstanden gaat het ontwateringssysteem werken, waardoor de meetreeks aan de bovenkant wordt 'afgetopt'.

Het omslagniveau zou moeten liggen op het niveau waarbij beken en greppels vanuit een droge situatie weer water gaan voeren. Het is echter niet eenvoudig om dit rechtstreeks te bepalen daarom wordt het niveau uit de grondwaterstandsreeks zelf geschat. Er wordt door naar de grafiek te kijken bepaald waar het omslagpunt moet liggen.
Er ontstaat echter een probleem bij het splitsen van deze reeksen. De twee nieuwe (neerslagoverschot)invoerreeksen moeten even lang zijn als de uitvoerreeks (grondwaterstandsreeks). Bij het splitsen van de reeks zouden beide invoerreeksen slechts ongeveer de helft van het aantal waarden overhouden. De tussenliggende waarden kunnen nu gecodeerd worden als ontbrekende waarnemingen of door 0 vervangen worden. Vervangen door 0 heeft de voorkeur aangezien missende waarden in de invoerreeks moeilijkheden geven bij de schatting van de transfermodellen.

Methode 2 : Halve wisselfunctie

Deze methode lijkt op methode 1. De invoerreeks van het transfermodel wordt op gelijke wijze gesplitst als in methode 1. Deze splitsing wordt echter alleen voor "het wintermodel" gedaan. Die neerslagoverschot-invoerreeks is dus onvolledig. Voor "het zomermodel" wordt de volledige invoerreeks gebruikt. In dit geval wordt de eigenlijke modellering door het zomermodel gedaan en wordt er in de winterperiode een correctie op het zomermodel aangebracht.

Resultaat

Hieronder zijn in tabel l de waarden van een aantal parameters weergegeven van een modelleringen met een gesplitste invoerreeks volgens de 'hele wisselfunctie' en volgens de 'halve wisselfunctie'. Daarnaast is het resultaat gegeven van een modellering op de standaard manier, dus zonder wisselfunctie. Grafische resultaten van de berekeningen zijn gegeven in figuur 3 en figuur 4.

Door het toepassen van een hele **wisselfunctie** blijkt het niet mogelijk te zijn om een goed transfermodel te schatten. Het probleem wordt **voornamelijk veroorzaakt** door de delen in de invoerreeksen waar de missende waarden door nullen vervangen zijn. Er wordt steeds een te hoge delta geschat (>0.95) en het transfermodel is niet inactief in de periode dat het andere model actief moet zijn. Dat wil zeggen: in de winter periode blijft het **zomermodel** actief en andersom. Door deze hoge delta's worden de resultaten niet stabiel en kan een transfermodel van een iets andere vorm een totaal ander resultaat opleveren. Ook transfermodellen zonder delta's (met uitsluitend omega-parameters) **wisselfunctie'** blijkt dus om modeltechnische redenen niet succesvol.

De halve wisselfunctie geeft in tegenstelling tot de 'hele wisselfunctie' een goed resultaat. De transfermodel-componenten (tabel 1) zijn stabiel en de parameters betrouwbaar. We zien in het grafische resultaat (figuur 3) duidelijk hoe het tweede **deelmodel** (dat het hele jaar door werkzaam is) het overgrote deel van de variatie verklaart, **maar** een te hoge 'piek' in de winter berekend. Het **'wintermodel'** corrigeert deze piek zodanig dat beide modellen tezamen goed het hele verloop van de meetreeks, inclusief de 'platte wintertoppen' **beschrijven**. Het afgetopte verloop is op deze manier, via een expliciete beschrijving in een correctiemodel van de (gedempte) **wintersituatie**, dus goed te modelleren.
Nu resteert nog om na te gaan of deze 'halve **wisselfunctie'** methode **beter** is dan de standaard methode zonder **wisselfunctie**.

In figuur 4 is het grafische resultaat van de standaard modellering weergegeven. Uit de figuur blijkt dat de standaardmodellering ook reeds in staat is om het totale verloop al redelijk te beschrijven. Ook de 'afgetopte winter' situatie blijkt toch redelijk (binnen de overall-**nauwkeurigheid** van de methode als zodanig) met het enkelvoudige lineaire model te worden beschreven.

Uit vergelijking van de beide residureeksen blijkt tenslotte dat deze qua verloop vrijwel gelijk zijn. (Dit overigens ook uit de statistische **innovatie-variantie** die bij de modellering wordt **gevonden).**

Conclusie

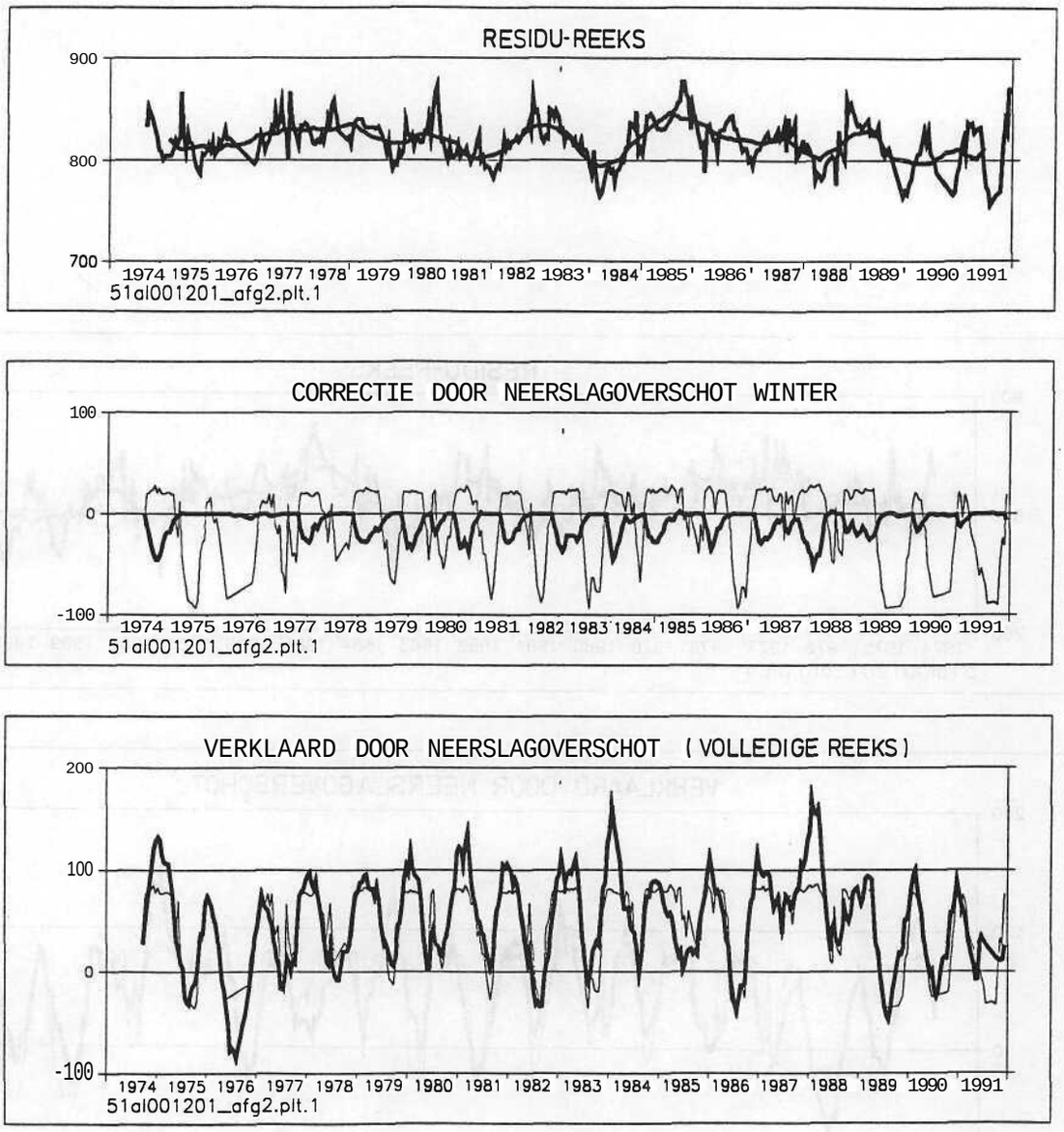
De conclusie is dus dat met behulp van de 'halve wisselfunctie ' de afgetopte reeksen weliswaar goed te modelleren zijn met de 'halve' wisselfunctie, maar dat er (zelfs bij de getoonde, extra afgetopte reeks) geen beter resultaat wordt verkregen dan de **standaardmodel-**lering, althans de verbetering stijgt niet uit boven de nauwkeurigheid van de modellering als zodanig.
Aanbevolen wordt daarom om de wisselfunctie alleen in bijzonder gevallen te gebruiken, daar waar er sprake is van een uitzonderlijke mate van 'aftopping' en waarbij de standaardmodellering (via ingebouwde statistische toetsen) duidelijk laat zien dat er specifiek in de **wintersituatie** residuen overblijven, die uitstijgen boven de reguliere onnauwkeurigheid van de residureeks als zodanig.

Tabel 1 Resultaten van de transfermodellen op hele wissel-functie, halve wisselfunctie en een (standaard) transfermodel zonder wisselfunctie

HELE WISSELFUNCTIE					
51AL001201-afg (versie 7) ivar=183					
input	G-waarde	delta	omega 0	omega 1	omega2
De Bilt, zomer	91. (155.)	0.99 (0.01)	0.55 (0.04)	0.03 (0.04)	
ONGELDIG, LABIEL TRANSFERMODEL					
De Bilt, winter	12. (9.)	0.98 (0.01)	0.44 (0.04)	0.27 (0.04)	

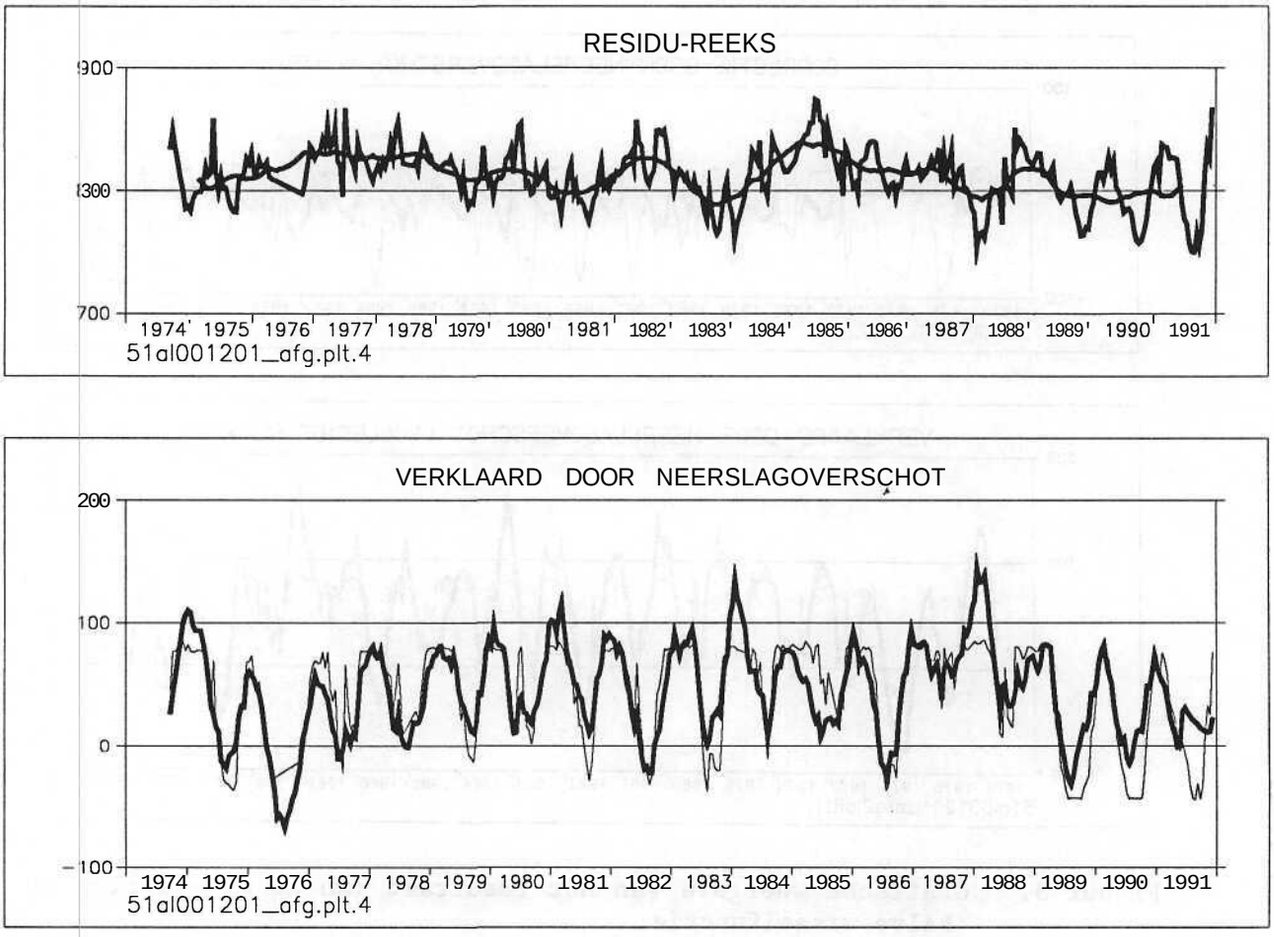
HALVE WISSELFUNCTIE						
51AL001201-afg (versie 1) ivar=160						
input	G-waarde	delta	omega 0	omega 1	omega 2	omega 3
DeBilt,	4.20 (0.54)	0.88 (0.02)	0.50 (0.04)	-0.17 (0.04)		
De Bilt, winter	-0.90 (0.20)		-0.20 (0.05)	0.24 (0.05)	0.17 (0.04)	0.28 (0.03)

NORMALE MODEL, ZONDER WISSELFUNCTIE					
51AL001201-afg (versie 4) ivar=167					
input	G-waarde	delta	omega 0	omega 1	omega 2
DeBilt,	3.80 (0.54)	0.90 (0.02)	0.41 (0.03)	0.019 (0.030)	



Figuur 3. Grafische weergave van het resultaat van de modellering op 'halve wisselfunctie.

- De onderste grafiek toont de oorspronkelijke reeks (dunne lijn) en het deel dat wordt verklaard door de volledige invoerreeks van het neerslagoverschot. We zien dat de 'toppen' in de natte winterperiode door het model te hoog worden berekend.
- De middelste grafiek toont het winterdeel, dat door de tweede inputreeks (neerslagoverschot in de winter) wordt verklaard. Dit negatieve deel behoort ongeveer gelijk te zijn aan het deel dat in de onderste grafiek te hoog wordt berekend. Deze tweede modelcomponent werkt dus als een correctie.
- De bovenste grafiek toont de residureeks (en het voortschrijdend gemiddelde daarvan). De residureeks geeft het resterende deel dat niet door het neerslagoverschot (de twee onderste grafieken) wordt verklaard.



Figuur 4 Grafische weergave van het resultaat van de standaard modellering met één, enkelvoudig transfermodel op de volledige reeks van het neerslagoverschot.
De onderste **grafiek** toont de oorspronkelijke reeks (dunne lijn) en het deel dat wordt verklaard door de volledige invoerreeks van het **neerslagoverschot**.
De bovenste grafiek toont de residureeks (en het voortschrijdend gemiddelde **daarvan**). De residureeks geeft het resterende deel dat niet door het neerslagoverschot (de onderste grafiek) wordt verklaard.

Bijlage 12
Overzicht verdrogingsscores lokaties.

BIJLAGE 12 Verdrogingsrelaties en -scores voor de acht lokaties

Gebied	Lokatie	Aspect	Gew.[1]	Indicator	Eenheid	Verdrogingsrelatie 'NV'[5]	Verdrogingsrelatie 'VV'[6]	Indicatorwaarde 1980	Indicatorwaarde 1985	Indicatorwaarde 1990	Verdrogingsscore[2] 1980	Verdrogingsscore[2] 1985	Verdrogingsscore[2] 1990	OG[3]	Sign[4]
Pannenhoef	ven De Lokker	- peil - kwel	0.67 0.33	**peilschaal L3** **stijghoogte** 50A-P16303 minus **peil L3**	cm + NAP cm	690 60	580 0	600? 61	615 58	630 12	0.82 0.00 ----- 0.55	0.68 0.03 ------ 0.46	0.55 0.80 ------ 0.63	? 0.50 ---- **ca0.3**	ns **s+** ns
Kampina	N.N	- **gw.stand**	1.0	**GVG_{tf} 51A-P3701**	cm + NAP	900	775	867	877	859	0.26	0.18	0.33	0.18	ns
Groote Heide	Klein Huisven	- **gw.stand**	1.0	**GVG_{tf}** 51G-P5601	cm + NAP	2070	1910	2020	2027	2027	0.41	0.36	0.36	0.29	ns
Groote Heide	Meeuwven	- **gw.stand**	1.0	**GVG_{tf}** 51G-P6601	cm + NAP	2130	1850	2067	2077	2037	0.26	0.22	0.38	0.14	**s+**
Merkske	**Halsche Beemden**	- **gw.stand** - kwel	0.33 0.67	**GVG_{tf} 50D-P700201** **h_{gem} B0**	cm + NAP cm + NAP	1365 1440	1300 1320	- -	1356 -	1361 ca1440	- -	0.14 0.00 ---- 0.04	0.06 0.00 ---- 0.02	0.37 ? ---- **ca0.3**	
Deurnse Peel	N.N.	- **gw.stand** - fluctuatie	1.0 -[7]	**GVG_{tf}** 52C-P703101 **GHG_{tf} - GLG_{tf}**	cm + NAP cm	3225 <20	3175 100	3184	3178	3184	0.78	0.9	0.78	0.24	ns
Den Duiver	N.N.	- **gw.stand** - kwel - **g.vr.water**	0.33 0.67 0.1	**GVG_{tf} 44G-P701501** lange reeks ontbreekt **slootpeil-stijg**hoogte	cm + NAP cm + NAP cm	-40 -55 0	-100 -80 10	- - -	-81 **ca-80** ca10	-84 **ca-80** ca10	- - -	0.68 1.00 **ca1.00** ----- 0.91	0.73 1.00 **ca1.00** ----- 0.92	0.26 ? ? ---- **ca.0.3**	ns
Cartier-**heide**	N.N.	- **gw.stand**	1,0	**GVG_{tf}** 57A-P00301	cm + NAP	3100	3025	3040	3044	3035	0.80	0.75	0.87	0.19	ns
				algemeen gemiddelde mate van verdroging over 8 **lokaties:**							0.51°	0.48	0.54	**ca0.09**	ns

1. Gew: gewicht dat **aan** de aspect-score wordt toegekend bij de berekening van de totale mate van verdroging

2. Score op mate van verdroging (0 = niet verdroogd, 1 = volledig verdroogd) op het betreffende aspect.

3. **Onderscheidingsgrens.** Een verandering in de mate van verdroging is pas significant als deze uitstijgt boven de waarde van de **onderscheidingsgrens.**

4. **Significantie** 1985-1990: ns: verandering niet significant
   s+: **significante** toename van de verdroging
   s-: significante afname van de verdroging

5. 'NV: **Niet-verdroogd:** de indicatorwaarde volgens de referentietoestand, waarbij de score op het **verdrogingsaspect** nul is.

6. **'VV':** Volledig verdroogd: de indicatorwaarde waarbij de lokatie volledig verdroogd is (natste standplaats **grondwater-onafhankelijk).**

7. Een geringe fluctuatie geldt in dit **hoogveen** als een dwingende voorwaarde (als de **fluctuatie,** volgens een overigens vrij arbitraire keuze, meer dan 1 meter zou zijn, dan zal het hoogveen volledig zijn verdroogd. Dit is in de huidige situatie (18 cm) echter niet het geval en een toename van de fluctuatie wordt ook niet verwacht).

8. Berekend over slechts zes van de acht lokaties.

TNO-rapport

Van Leeuwen G. (1957) Successie-onderzoek in de hooilanden van "de Dulver". Intern rapport, archief SBB-Tilburg.

Van Leeuwen G. (1957a). De hooilanden van de Duiver. Aanvullend rapport. Intern rapport, archief SBB-Tilburg.

Wagenmakers A. & T. Bakker (1192). Floristische kartering sloot-vegetaties Langstraat. Staatsbosbeheer Tilburg.

Informanten MBI:
Wagenmakers (amateur-botanist, Sprang-Capelle)
Colijn (kooiker)
Stooker (SBB-Tilburg)

Informanten landelijk verdrogingsonderzoek:
J. Cools
G. Stooker

Resultaten tijdreeksmodellering en trendanalyse

Terrein: de Duiver
Lokatie: hooigraslandperceel
Aspect: deelaspect grondwaterstand
Tijdreeks: **44G-P7015**, buis SBB 20550305 B6
Opmerkingen:

1. in de Duiver speelt ook het deelaspect **kwel**, maar een diepe ***stijghoogtereeks*** is nog niet beschikbaar.
2. de zeer ondiepe grondwaterstand toont een hele snelle, onregelmatige fluctuatie, grotendeels door kleine wisselingen in het slootpeil. Het transfermodel (neerslagoverschot) verklaart uiteraard maar een klein deel van de gemeten fluctuatie, anders gezegd: het structurele niveau wordt gedomineerd door het binnen nauwe grenzen beheerste slootpeil.

Transfermodel: $h_t - 0.68 \cdot h_{t-1} + 0.14 \cdot N_t - 0.18 \cdot N_{t-1} + 0.04 \cdot N_{t-2}$
frequentie: **freq** l, 14 daags
(versie modelfile: ;3)

A f g e l e i d e r e s u l t a t e n (standen in cm + NAP)

Regiem (situatie 1985):		Structureel niveau:		$\underline{GVG_{tf}90:}$
GVG_{tf}:	-81	1982- niet besch.		
GHG_{tf}:	-72	1985 -	-75	
GLG_{tf}:	-83	1990 -	-78	-84

gemiddelde **stijghoogte**: nog onbekend, geschat op -80

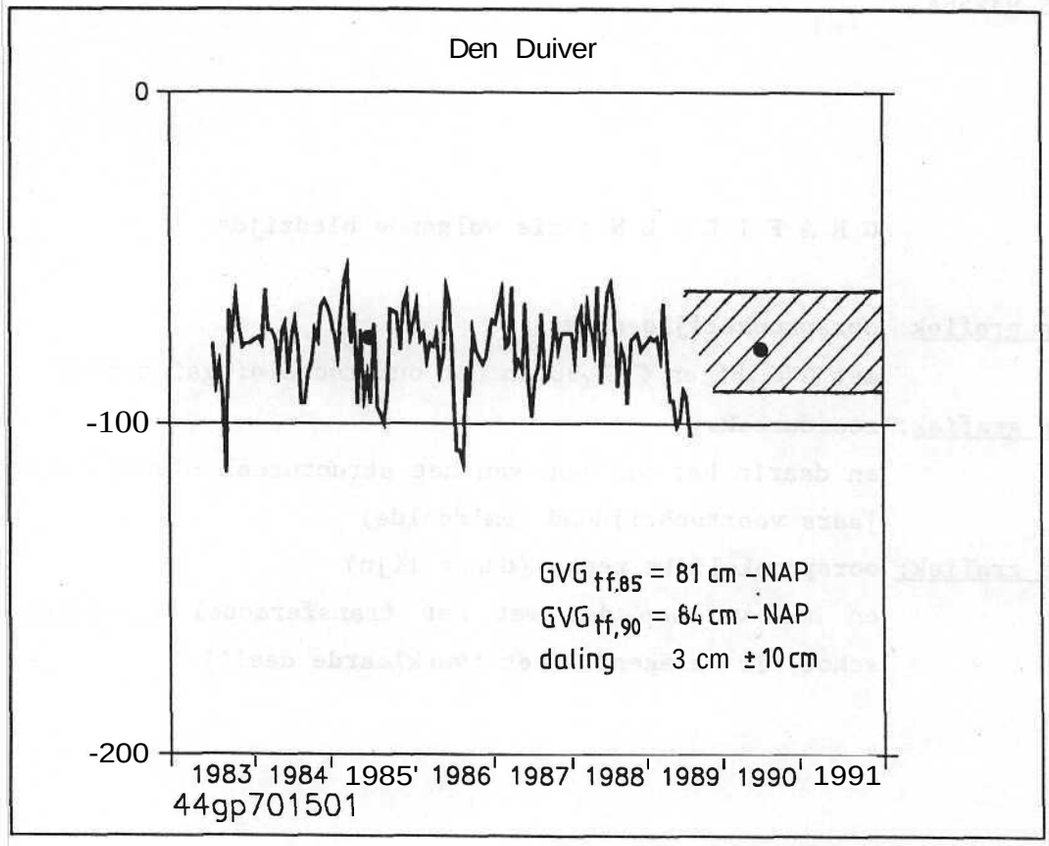
st.dev. residureeks na correctie op structureel niveau= 9.8 cm
onderscheidingsgrens 1.65 * st.dev - 16.2 cm

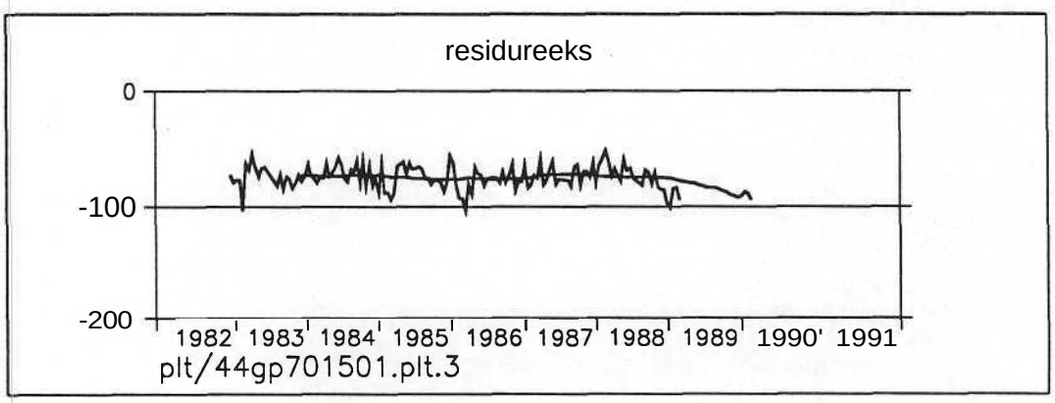
G R A F I E K E N : zie volgende bladzijde

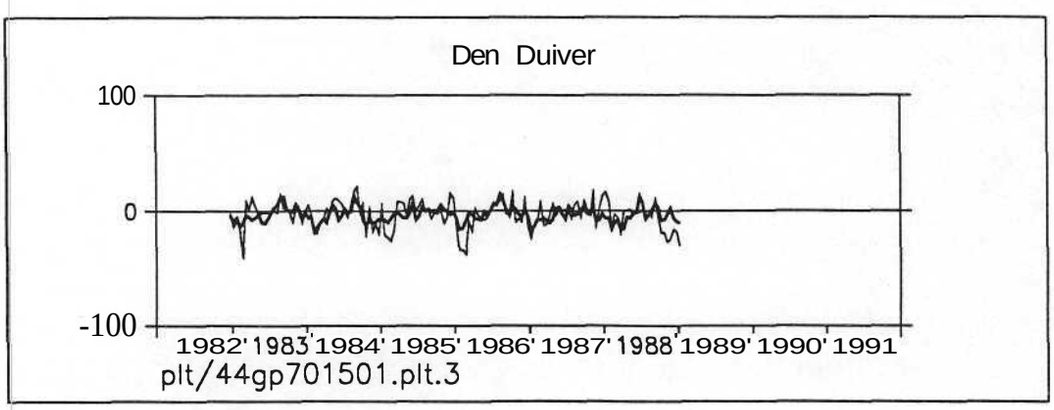
1e grafiek: oorspronkelijke reeks
met $GVG_{tf}85$ en $GVG_{tf}90$ en het onderscheidingsinterval

2e grafiek: residureeks
en daarin het verloop van het structureel niveau (= het 2-jaars voortschrijdend gemiddelde)

3e grafiek: oorspronkelijke reeks (dunne lijn)
en het verloop dat met het transfermodel (neerslagoverschot) is berekend. (het 'verklaarde deel')


Den Duiver
0
-100
-200
GVG tf.85 = 81 cm -NAP
GVG tf,90 = 84 cm -NAP
daling 3 cm ± 10 cm
1983 1984 1985 1986 1987 1988 1989 1990 1991
44gp701501


residureeks
0
-100
-200
1982 1983 1984 1985 1986 1987 1988 1989 1990 1991
plt/44gp701501.plt.3


Den Duiver
100
0
-100
1982 1983 1984 1985 1986 1987 1988 1989 1990 1991
plt/44gp701501.plt.3