

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU
BILTHOVEN

Rapport nr. 711901016

**Kalibratie van Ellenbergs milieu-indicatiegetallen aan
werkelijk gemeten bodemfactoren**

J.R.M. Alkemade, J. Wiertz en J.B. Latour

mei 1996

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van de Directie Bestuurszaken en Directie van Drinkwater, Water en Landbouw van het Ministerie voor Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer in het kader van project Gebiedsgerichte Integratie, nr.711901.

This investigation has been performed in order and for the account of the Dutch Ministry of Housing, Physical Planning and the Environment (VROM) within the framework of project 711901.

Rijksinstituuut voor Volksgezondheid en Milieu, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, tel. 030-749111, fax 030-2742971/2744419

Ministerie VROM, Postbus 20951, 2500 EZ 's Gravenhage, tel. 070- 3393939.

VERZENDLIJST

- 1 directeur van de directie Bestuurszaken van het Directoraat-Generaal Milieubeheer: mr. Y. van den Heuvel
- 2 directeur van de directie Drinkwater, Water en Landbouw van het Directoraat-Generaal Milieubeheer: drs. G.J.A. Al
- 3 Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer, dr.ir. B.C.J. Zoeteman
- 4 dr. A. Barendregt (vakgroep Milieukunde, RUU)
- 5 Prof. dr. F. Berendse (vakgroep TON, LUW)
- 6 dr. R. Bobbink (vakgroep Oecologie KUN)
- 7 dr. C.J.F. ter Braak (groep landbouw wiskunde, DLO)
- 8 drs. F.A.M. Claessen (DBW, RIZA)
- 9 drs. J. Clausman (provincie Zuid-Holland)
- 10 drs. R. van Diggelen (vakgroep plantenoecologie, RUG)
- 11 dr. H.F. van Dobben (IBN, DLO)
- 12 drs. R. During (SC, DLO)
- 13 drs. L. van Duuren (CBS)
- 14 drs. R. van Ek (DBW, RIZA)
- 15 drs. T. Garretsen (DBW, RIZA)
- 16 dr. N.J.M. Gremmen
- 17 dr. A.P. Grootjans (vakgroep plantenoecologie, RUG)
- 18 drs. W.B. Harms (SC, DLO)
- 19 dr. G. Hekstra (DGM,SVS)
- 20 dr. E. de Hullu (SBB)
- 21 drs. A.J.M. Jansen (KIWA)
- 22 Ir. H. Kamphuis (RPD,ROP)
- 23 drs. R.H. Kemmers (SC, DLO)
- 24 Ir. M. Koen (DGM, DWL)
- 25 dr. J. Klijn (SC, DLO)
- 26 drs. M. Klein (IKC, NBLF)
- 27 drs. J. Kros (SC, DLO)
- 28 drs. C.B.F. Kuijpers (DGM, B)
- 29 drs. W. Lammers (IKC, NBLF)
- 30 dr. B.H. van Leeuwen (Natuurbeschermingsraad)
- 31 dr. ir. H.C. van der Meer (AB, DLO)
- 32 dr. R. van der Meijden (Rijksherbarium)
- 33 Raad voor Natuurbeheer
- 34 dr. H. Olf (vakgroep TON, LUW)
- 35 dr. M.J.M.L. Oomes (AB, DLO)
- 36 dr. J.C. van Raam
- 37 dr. J.G.M. Roelofs (vakgroep Oecologie, KUN)
- 38 drs. J. Runhaar (CML)
- 39 Ir. M. Simons (DGM,B)
- 40 dr. A. van Strien (CBS)
- 41 ir. J.F.M. van Vliet (DGM, DWL)
- 42 dr. J.T.A. Verhoeven (vakgroep Botanische Oecologie, RUU)
- 43 dr. H.J.P.A. Verkaar (IBN,DLO)
- 44 dr. W. de Vries (SC, DLO)

45	ir. W. Wamelink (IBN,DLO)
46	dr. M. Wassen (vakgroep Milieukunde, RUU)
47	Prof.dr. V. Westhoff
48	dr G. van Wirdum (IBN, DLO)
49	dr. J.H. Willems (vakgroep Botanische Oecologie, RUU)
50	ir. J.P.M. Witte (vakgroep Waterhuishouding, LUW)
51	dr. F.J. Zadelhoff (IKC, NBLF)
52	Depôt van Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
53	Directie Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
54	prof.ir. N.D. van Egmond
55	ir. F. Langeweg
56	drs. T. Aldenberg
57	ir. R. van den Berg
58	ing. G.P. Beugelink
59	ir. A.H.M. Bresser
60	drs. B.J.E. ten Brink
61	dr.ir. G.M. van Dijk
62	dr.ir. J.J.M. van Grinsven
63	drs. A. van der Giessen
64	ir. G.J. Heij
65	drs. L.H.M. Kohsiek
66	dr. R. Leemans
67	dr. L. van Liere
68	drs. R.J.M. Maas
69	drs. R. Meijers
70	drs. J.G. Nienhuis
71	dr. L. Posthuma
72	drs. R. Reiling
73	dr. W. Slooff
74	drs. R.J. van de Velde
75	Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations
76-80	auteurs
81	Bibliotheek RIVM
82	Bibliotheek LWD/ECO
83	Bibliotheek LBG
84-85	Reserve-exemplaren DGM
86	Bureau Rapportenregistratie
87-110	Bureau Rapportenbeheer

WOORD VOORAF

Dit rapport is tot stand gekomen dankzij het feit dat wij gebruik hebben mogen maken van gegevens van veel andere onderzoekers. Wij spreken daarom onze erkentelijkheid uit aan die personen die eigen gegevens ter beschikking stelden of die dit namens collega-onderzoekers deden:

dr. A. Barendregt en dr. M.J. Wassen- vakgroep Milieukunde Rijksuniversiteit Utrecht
dr. R. Bobbink en dr. J.G.M. Roelofs - vakgroep Oecologie Kath. Universiteit Nijmegen
dr. H.F. van Dobben en ir. W. Wamelink - IBN-DLO Wageningen
drs. A.J.M. Jansen - sectie Winplaatsonderzoek KIWA
dr.ir. H.C. van der Meer en drs. M.J.M.L. Oomes - AB-DLO Wageningen
drs. J. Runhaar - CML Rijksuniversiteit Leiden
dr. J.H. Willems - vakgroep Botanische Oecologie Rijksuniversiteit Utrecht

INHOUDSOPGAVE

Verzendlijst	2
Woord vooraf	4
Inhoudsopgave	5
Samenvatting	7
Abstract	8
1. Inleiding	9
2. Gegevens	11
2.1 Milieu-indicatiegetallen van Ellenberg	11
2.2 Proefvlakgegevens	11
3. Methoden	14
3.1 Gemiddeld milieu-indicatiegetal	14
3.2 Statistische analyse	14
4. Resultaten	16
4.1 Zuurgraad	16
4.1.1 Zuurgraad in aquatisch milieu	16
4.1.2 Zuurgraad in terrestrisch milieu	16
4.2 Vochttoestand	20
4.2.1 Grondwaterpeil	20
4.2.2 Waterdiepte en breedte	22
4.3 Nutriënten	24
4.3.1 Nutriënten in aquatisch milieu	24
4.3.2 Nutriënten in terrestrisch milieu	25
4.3.3 Opbrengst gegevens in terrestrisch milieu	26
4.4 Zout	29
5. Discussie en conclusies	30
5.1 Proefvlakgegevens: aantallen en representativiteit	30
5.2 Regressie methode en resultaten	31
6. Literatuur	34

Bijlagen

1	Verwant onderzoek	38
2	Globale verdeling van opnamen over bestanden en de belangrijkste milieufactoren	40
3	Beschikbare bestanden	41
4	Drie vormen van het non-lineaire model	46
5	Bronvermelding voor data verzameld door Wamelink & Van Dobben (in prep.)	47

Figuren

1	Lineaire regressie analyse van pH-H ₂ O met het gemiddeld zuurgetal (Rind). A: Lineair verband tussen pH-H ₂ O en het gemiddeld zuurgetal (Rind). B: Verband tussen de verwachte waarden en de residuën. C: Verband tussen de residuën en de cumulatieve normale verdeling	18
2	Non-lineaire regressie analyse van pH-H ₂ O met het gemiddeld zuurgetal (Rind) A: Non-lineair verband tussen pH-H ₂ O en het gemiddeld zuurgetal (Rind) B: Verband tussen de verwachte waarden en de residuën C: Verband tussen de residuën en de cumulatieve normale verdeling	19
3	Verband tussen de gemiddelde voorjaars-grondwaterstand (GVG) en het gemiddeld vochtgetal (Find) voor 'zand', 'klei' en 'veen'	23
4	Verband tussen de opbrengst en Nind A: De wortel uit de N-opbrengst B: De biomassa opbrengst	28

Tabellen

1	Beschikbare bestanden	12
2	Aantal proefvlakken per milieuvariabele	13
3	Lineaire regressie analyse van zuurgraad met Rind in aquatisch milieu	16
4	Lineaire regressie analyse van zuurgraad met Rind in terrestrisch milieu en terrestrisch en aquatisch tezamen	17
5	A: Non-lineaire regressie analyse van pH-H ₂ O met Rind in terrestrisch milieu B: Variantie-analyse van non-lineaire modellen.	20
6	Lineaire regressie analyse van grondwaterpeil (GVG, GHG, GLG) met Find	21
7	Lineaire regressie analyse van GVG met Find voor zand, klei en veen	21
8	Lineaire regressie analyse van waterdiepte en -breedte met Find.	22
9	Lineaire regressie analyse van fosfaat met Nind in aquatisch milieu	25
10	Non-lineaire regressie analyse van fosfaat met Nind in aquatisch milieu	25
11	Lineaire regressie analyse van diverse nutriënten met Nind in terrestrisch milieu	26
12	Lineaire regressie analyse van de wortel uit de N-opbrengst en de biomassa opbrengst met Nind in terrestrisch milieu	27
13	Lineaire regressie analyse van de logaritme uit het chloride gehalte met Sind in aquatisch milieu	29
14	Non-lineaire regressie analyse van de logaritme uit het chloride gehalte met Sind in aquatisch milieu	29

SAMENVATTING

Momenteel wordt een multiple stress model ontwikkeld waarmee op nationale schaal de kans op voorkomen van plantesoorten wordt voorspeld als gevolg van verdroging, verzuring en vermisting (SMART-MOVE). Het model bestaat uit een bodemmodule (SMART) en een vegetatie module (MOVE). Essentiële invoergegevens voor deze modules, zoals grondwaterpeil en kwelflux kunnen worden berekend met bijvoorbeeld het LGM (Landelijk Grondwater Model). Met de vegetatie-module kan de kans op voorkomen van een soort worden bepaald aan de hand van ecologische amplitudes van de plantesoorten. De ecologische amplitudes zijn weergegeven op een milieu-as die weergegeven is in gemiddelde indicatiegetallen van Ellenberg per proefvlak.

In dit rapport wordt een ijking uitgevoerd van deze semi-kwantitatieve milieu-as aan daadwerkelijk gemeten bodemfactoren zoals de zuurgraad (pH), de grondwaterstand (GVG: gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand), gehalten van nutriënten (b.v. NO_3^- en PO_4^{3-} gehalten), primaire productie (gemeten in biomassa opbrengst en stikstof-opbrengst) en het chloride gehalte. Hiervoor is behalve van de hiervóór doorgegaan toegepaste lineaire regressie analyse ook gebruik gemaakt van non-lineaire regressie analyse met een S-vormig model als uitgangspunt. Immers de Ellenbergschaal is een van oorsprong ordinale schaal, waarvan de uiteinden eindig zijn en waarvan de klassebreedtes aan de uiteindes waarschijnlijk breder zijn dan in het beter bekende middentraject. Hierdoor ontstaat bij middeling een overschatting van de lage waarden en een onderschatting van de hoge waarden. Daar waar toepassing van non-lineaire regressie mogelijk was gaf dit een verbetering van de verklaarde variantie (R^2) van 5-10%. De regressie analyses konden worden uitgevoerd op relatief grote en qua milieu gevarieerde gegevensbestanden. In totaal konden bijna 7000 opnamen worden gebruikt. Voor pH, GVG, biomassa opbrengst en stikstof opbrengst bleken de R^2 -waarden zodanig hoog (resp. 0.58, 0.51-0.57, 0.59 en 0.58, d.w.z. correlatiecoëfficiënten van ca. 0.75) dat vertaling van de gemiddelde Ellenberggetallen naar gemeten waarden vrij goed mogelijk is. Voor chloride-gehalten in aquatisch milieu is de relatie minder duidelijk ($R^2 = 0.44$), in terrestrisch milieu waren onvoldoende gegevens over zoutgehalte beschikbaar. Voor nutriënten-gehalten waren de correlaties met Ellenberg-indicatiewaarden maar matig. In aquatisch milieu is voor de logaritme van het fosfaatgehalte $L_{10}(\text{PO}_4^{3-})$ een R^2 gevonden van maximaal 0.31. In terrestrisch milieu komt de relatie met $L_{10}(\text{PO}_4^{3-})$ bepaald met citroenzuurextractie er als beste uit met een R^2 van 0.34. Nutriënt-gehalten zijn daarom niet goed bruikbaar voor kalibratie van Ellenberg-indicatiewaarden.

Voor pH is de kalibratie als ruim voldoende te beschouwen. Dit is ook het geval voor de GVG gelet op R^2 , maar het is gewenst deze dataset nog te verbreden. Voor biomassa- en stikstof opbrengst is de kalibratie ook redelijk, zij het dat het resultaat gebaseerd is op een relatief kleine dataset afkomstig van een beperkt aantal ecosystemen. Een verbreding van deze dataset is zeer gewenst.

Het gemiddelde milieu-indicatiegetal van Ellenberg lijkt daarom vooralsnog, voor modellen zoals SMART/MOVE een bruikbare schattingsmethode van de abiotisch milieucondities.

ABSTRACT

A multi-stress model has been developed in the Netherlands on a national scale to forecast changes in plant species composition due to acidification, eutrophication and dessication. This model, called SMART-MOVE, consists of :

- a soil module (SMART2) used for calculating changes in groundwater level, pH and nutrient availability, and
- a vegetation module, consisting of regression equations that describe the relationships between the probability of occurrence and environmental factors. These environmental factors represent average Ellenberg indication values for pH, availability of water and nutrient availability. Salinity was also included since in large parts of the Netherlands salinity is of major importance for species composition.

Essential input data for these modules, such as groundwater level and seepage flux, can be calculated with the National Groundwater Model, for example.

In this study relationships were calculated between the Ellenberg indication values and the relevant soil-factors: pH, average spring groundwater table, biomass production, nitrogen production, concentrations of several nutrients and chloride concentration for both terrestrial and aquatic systems. Until now only linear regression models were used to describe the relations between Ellenberg indication values and measured soil characteristics. We also used sigmoid models to cope with the original ordinal, and limited, scale of the indication values. If the scale is converted to the measured values of soil characteristics, distances between Ellenberg values at the limits of the scale will probably be greater than the distances in the middle part of the scale. Since the middle part is probably much better known than the upper and lower part of the scale. Where it was possible to use the sigmoid model, the explained variance increased by 5-10%.

In the regression analyses, carried out on relatively large data sets, almost 7000 vegetation relevés from a variety of ecosystems, satisfying relationships with Ellenberg values were found for pH, average spring groundwater table and biomass and nitrogen production (explained variance: 0.58, 0.51-0.57, 0.59 and 0.58 respectively, i.e. correlation coefficients of about 0.75). For chloride concentration in aquatic systems the relationship was less clear ($R^2=0.44$). The data sets used for calibration of groundwater level, production and chloride were however not large enough and need to be extended for use with more ecosystems. No satisfying relationship was found for nutrient concentrations like NO_3^- , NH_4^+ , en PO_4^{3-} . The highest R^2 was found for phosphate concentrations: 0.31 and 0.34 in aquatic and terrestrial systems, respectively.

Average Ellenberg indication values can be concluded to be succesful as estimates for the abiotic conditions in models like SMART-MOVE.

1 INLEIDING

Door het RIVM wordt in samenwerking met het SC-DLO en IBN-DLO een multiple stress model ontwikkeld, waarmee op nationale schaal de kans op voorkomen van soorten wordt beschreven als functie van verdroging, verzuring en vermisting (SMART-MOVE). De eerste schets van het ontwerp is gegeven door Latour & Reiling (1991). Het model omvat een bodemmodule (SMART 2.0; Kros et al. in prep.) en een vegetatie module (MOVE; Wiertz et al. 1992).

Een hydrologische model (LGM: Landelijk Grondwater Model; Pastoors 1992) wordt gebruikt om de verandering in grondwaterpeil en kwelflux te berekenen. Dit vormt invoer voor het model SMART. Het berekende grondwaterpeil vormt ook direct invoer voor MOVE. Met de procesgerichte bodemmodule worden concentraties van stoffen (m.n. jaargemiddelde pH en NO_3^- en NH_4^+) in het wortelmilieu berekend o.a. in afhankelijkheid van kwel en de zure depositie uit de atmosfeer. In de vegetatie-module kan de kans op voorkomen van een soort worden bepaald bij de met SMART berekende concentraties in de bodem. Dit gebeurt aan de hand van de ecologische amplitudes van de vegetatie.

Berekeningen met deze modellen worden gebruikt voor:

1. voorspelling van de effecten van multiple stress (de combinatie van verzuring, vermisting en verdroging), bijvoorbeeld in het kader van de Natuur- en Milieutoekomstverkenningen;
2. ecologische normstelling volgens de risicobenadering uit de ecotoxicologie (Latour & Reiling 1992);
3. het vergelijken van de mate waarin verschillende ecosystemen in gebieden worden bedreigd door de verschillende milieuproblemen ('stress-analyse') ten einde de belangrijkste bedreiging te identificeren en maatregelen hierop te kunnen afstemmen.

Het voorliggende rapport is een bijdrage aan de verdere ontwikkeling van de vegetatie-module MOVE. Het betreft een ijking van de berekende responscurves ('ecologische amplitudes') aan bodemfactoren, zoals pH, GVG (gemiddelde voorjaars grondwaterstand) en beschikbare stikstof.

De ecologische amplitude van soorten kan bepaald worden door:

1. een directe (logistische) regressie analyse van de soort op de gemeten milieuvariabele (vgl. b.v. Barendregt et al. 1986, Wamelink & Van Dobben in prep.);
2. het schatten van de amplitude op basis van expert judgement voor die (zeldzame) soorten waarvoor het aantal waarnemingen onvoldoende is voor een (directe) regressie;
3. een regressie analyse van de soort op een geschatte milieuvariabele afgeleid van indicatiegetallen van alle soorten op een proefvlak.

Helaas zijn van relatief weinig proefvlakken -behalve soortswaarnemingen- ook metingen aan alle voor het model MOVE relevante bodemeigenschappen bekend. Daarom is de directe

regressie analyse (methode 1) alleen voor de meer algemene soorten of voor bepaalde regio's uitvoerbaar. Expert judgement (methode 2) is al veel toegepast en heeft geleid tot een schatting van de optima voor alle Nederlandse soorten, overigens slechts in klassen b.v. Runhaar et al. 1987 met drie klassen en Ellenberg et al. 1992 met negen klassen). Daarmee is echter nog niet de (amplitude van de) responscurve bekend. Methode 3, regressie analyse op gemiddelde indicatiegetallen, biedt wel de mogelijkheid om de responscurven te beschrijven geldig voor geheel Nederland, omdat hiervoor wel voldoende gegevens beschikbaar zijn.

In de huidige versie van de vegetatie-module van SMART-MOVE zijn de ecologische amplituden van ca. 700 plantesoorten beschreven op basis van 15000 proefvlakken volgens methode 3 (Wiertz et al. 1992). Deze amplituden zijn dus beschreven op een semi-kwantitatieve milieu-as die gedefinieerd is in termen van de milieuindicatie-getallen van Ellenberg et al. (1992). Ellenberg heeft per milieufactor (o.a. vocht, nutriënten, pH en zout) de totale milieugradiënt verdeeld in negen klassen. Vervolgens is de optimale groeiplaats van iedere plantesoort gekarakteriseerd door toewijzing aan één van die negen klassen. Door nu het gemiddelde van de indicatiegetallen van de soorten te berekenen in één proefvlak, kan een schatting verkregen worden van de waarde van de bodemfactor in het proefvlak. Dit gemiddelde indicatiegetal wordt zodoende gebruikt als surrogaat voor de te meten bodemfactor. Daarmee en met het grote aantal beschikbare vegetatieopnamen uit het project Plantengemeenschappen (Schaminée et al. 1989) kunnen vervolgens de ecologische amplituden van veel soorten berekend worden (zie ook Clausman et al. 1987, Gremmen & Ter Braak 1987). Het is dan nog wel nodig de semi-kwantitatieve Ellenberg-schaal te kalibreren of 'ijken' met werkelijk gemeten bodemkenmerken.

Het doel van deze studie is om een dergelijke kalibratie uit te voeren om aldus een koppeling te maken tussen bodemmodellen zoals SMART en de vegetatiemodule MOVE. Daartoe werden proefvlakgegevens bijeen gebracht met informatie over de soortensamenstelling én bodem- of water-eigenschappen. De informatie over de bodem of het water moet betrekking hebben op pH, vocht, nutriënten (vnl. stikstof) en bij voorkeur ook zout. Vervolgens werd met behulp van regressie-analyse aangegeven hoe uit het gemiddelde indicatiegetal een kwantitatief meetbare bodemfactor geschat kan worden.

In bijlage 1 wordt een overzicht gegeven van verwant onderzoek.

2 GEGEVENS

2.1 Milieu-indicatiegetallen van Ellenberg

Een file met indicatiegetallen voor vocht, pH, nutriënten, en zout van Ellenberg 1992 is ontleend aan Wiertz et al. (1992). Dit gegevensbestand is bewerkt en aangevuld voor de Nederlandse nomenclatuur volgens Van der Meijden et al. (1993). Daaraan zijn uit het Botanisch Basis Register 1993 (CBS, 1993) gegevens toegevoegd over het voorkomen in Nederland (volgens de Standaardlijst 1990; Van der Meijden, 1991) en de levensvorm. Ook zijn toegevoegd die soortnummers uit Standaardlijst 1983, die in Standaardlijst 1990 zijn geschrapt omdat het taxon samengevoegd is bij een ander, al bestaand taxon.

Verder zijn gegevens toegevoegd over de Kranswieren (Characeae, informatie verstrekt door J.C. van Raam). Deze Kranswieren hebben een belangrijke indicatieve waarde in de meestal soortenarme watervegetaties, en worden gewoonlijk in het onderzoek op dezelfde manier behandeld als de hogere planten.

2.2 Proefvlakgegevens

Bij het verzamelen van proefvlakgegevens kon -uit kostenoverwegingen- geen veldwerk verricht worden en moest gebruik gemaakt worden van bestaande gegevens. Bij het verwerven hebben de volgende criteria een rol gespeeld:

- relevantie van de gemeten milieufactoren;
- aansluiting op abiotische modellen en meetnet(-gegevens); het te gebruiken grondwatermodel (LGM) kan o.a. GVG als output geven; het te gebruiken nutriënten/zuurgraadmodel SMART levert schattingen voor pH-H₂O, en voor NO₃⁻ en NH₄⁺-concentraties in het bodemvocht.
- representativiteit zowel ecologisch (bodem en soorten) als geografisch,
- toegankelijkheid/onsluitbaarheid van gegevens, b.v. grootte van dataset, gedigitaliseerde vorm, betrouwbaarheid.

In tabel 1 worden de bestanden genoemd, die beschikbaar zijn gesteld.

Tabel 1: Beschikbare bestanden

Bestand	aantal opnamen	Referentie
ICHORS	2254	Barendregt & Wassen, 1989 Barendregt et al., 1985 Barendregt & Bootsma, 1991 Grootjans et al., 1990
WVEG	889	Lyon & Roelofs, 1986
TYPBOT	1723	Kruijne et al., 1967
INDIC	312	Wiertz & Reijnders, in prep.
CML	202	Runhaar, 1989
HEIDE	160	De Graaf et al., 1994 Bobbink et al. 1994
KALKGR1	20	Bobbink, 1988 Bobbink, 1991
KALKGR2	30	Willems, 1983 Willems & van Nieuwstadt, 1996
IBNBOT	1242	Wamelink & van Dobben, in prep. (zie bijlage 5)
PAW970	54	Van Steenberg, 1980a, 1980b
CI203	75	Altena, 1993 Jagtenberg, 1961

De bestanden zijn op verschillende wijzen aangeleverd. Proefvlaknummers van de soortbestanden en de milieubestanden zijn gecontroleerd. De soortnamen en -nummers zijn gecontroleerd en voorzover nodig gewijzigd in de geldende standaarden (CBS 1993). In meerdere bestanden moesten fouten worden gecorrigeerd ten aanzien van soortnamen en/of nummering, proefvlaknummering en gebruikte eenheden. Uit waarnemingsseries van één proefvlak (b.v. pq's of bemestingsproeven) is slechts één waarneming gebruikt; degenen die het best een stabiele evenwichtssituatie representeert. Niet eerder gepubliceerde veldgegevens van het INDIC-project werden gecontroleerd en verwerkt (Wiertz & Reijnders in prep.).

In de verkregen bestanden was een groot aantal verschillende milieufactoren gemeten. Voor één factor waren soms verschillende meetmethoden. Slechts een beperkt aantal factoren was in een wat groter aantal opnamen op dezelfde wijze bepaald. In tabel 2 staat het aantal opnamen wat per factor beschikbaar is. Bijlage 2 geeft bovendien een tabel waarin is aangegeven welke factoren beschikbaar zijn in welke bestanden. Daarnaast geeft bijlage 3 een beschrijving van alle beschikbare bestanden.

Tabel 2. Aantal proefvlakken per milieuvariabele

milieu-factor	Terrestrisch	Aquatisch
pH-H₂O	2235	3133
pH-KCl	1753	
GVG GLG GHG	193	
Diepte en breedte		2992
PO₄³⁻		3138
P-AL	1785	
P-Citr.	1658	
P-Olsen	284	
K-getal	1634	
C-N ratio	317	
C-P ratio	318	
N-opbrengst	226	
Biomassa opbrengst	231	
Chloride		3136

De keuze van nader te onderzoeken milieufactoren is gemaakt rekening houdend met de output SMART2 (GVG, pH, nutriënten/stikstof, en zout) en verder met het aantal proefvlakken per factor (tabel 2). De concentraties zijn zoveel mogelijk uitgedrukt als mg/kg droge grond; de peilen in cm beneden maaiveld. Voor watervegetaties werden concentraties uitgedrukt in mg/l.

3 METHODEN

3.1 Gemiddeld milieu-indicatiegetal

Voor iedere opname is het gemiddelde berekend van de indicatiegetallen volgens Ellenberg (1992) van alle hogere plantesoorten in die opname (zonder weging van abundantie; inclusief Kranswieren). Dit is gebeurd voor de factoren pH, vocht, nutriënten en zout, respectievelijk aangeduid met de letters Rind, Find, Nind, en Sind.

Alleen die soorten zijn in beschouwing genomen die inheems zijn en dus behoren tot de Standaardlijst en die bovendien geen boom of struik zijn (CBS, 1993). Bomen en struiken zijn immers vaak aangeplant en bovendien is aangenomen dat deze doorgaans wortelen in een veel diepere bodemhorizont, die gewoonlijk niet bemonsterd is.

Bij het berekenen van het gemiddelde indicatiegetal zijn soorten zonder indicatiegetal of met een zeer brede amplitudo ('X' volgens Ellenberg) buiten beschouwing gelaten.

3.2 Statistische analyse

De meeste auteurs gebruiken lineaire regressie analyse ter beschrijving van de relatie tussen Ellenberg indicatiewaarden en werkelijk gemeten waarden (o.a. diverse auteurs in Ellenberg 1992; Melman et al. 1988). Als eerste aanzet is in deze studie ook gekozen voor een lineair verband. De aannames van heterogeniteit van variantie en normaliteit van residuën zijn grafisch geverifieerd, door het volgende residuën-onderzoek.

1. de residuën uit te zetten tegen de verwachte waarden en door
2. de residuën uit te zetten tegen een cumulatieve normale verdeling (zie o.m. Montgomery & Peck, 1992).

Indien niet aan de aannames voor gewone lineaire regressie wordt voldaan is voor een ander model gekozen. Er zijn verschillende mogelijke modellen die te gebruiken zijn wanneer afwijkingen van het lineaire model worden gevonden. De meest gebruikelijke is een log-transformatie. Log-transformatie wordt gebruikt wanneer er een multiplicatief verband bestaat tussen de respons en verklarende variabele. Een aanwijzing voor zo'n verband is te verkrijgen door residuën-onderzoek. Wanneer er een verband is tussen de hoogte van de geschatte waarden en de mate van afwijkingen van de residuën (het uitwaaiëren van de residuën rond de nul-lijn en er is een concaaf verband wanneer residuën worden uitgezet tegen een cumulatieve normale verdeling), dan is log- of wortel-transformatie aan te raden. Een andere veel voorkomende afwijking is een niet-lineair verband. Dit is meestal reeds te zien in een scatterplot waarin de respons variabele tegen de verklarende variabele wordt uitgezet, maar is meestal versterkt te zien wanneer residuën worden uitgezet tegen verwachte waarden.

Het is te verwachten dat het verband tussen Ellenberg-indicatie waarden en werkelijk gemeten waarden niet-lineair zal zijn. Immers de Ellenberg schaal is een ordinale schaal. Het gemiddelde Ellenberggetal wordt berekend onder de veronderstelling dat de schaal numeriek

is, maar het valt te verwachten dat de verschillen tussen twee Ellenberg-eenheden uitgedrukt in gemeten waarden niet over de hele schaal hetzelfde is. In de extremen, bij hoge of bij lage Ellenberg-waarden zal het verschil groter zijn dan in het tussengebied, omdat juist over het tussengebied veel bekend is en daar de meeste planten-soorten voor kunnen komen. Bovendien is de Ellenberg-schaal per definitie een eindige schaal. Een niet lineair verband is ook op te maken uit eerdere studies (zie b.v. Melman et al. 1988,; Ellenberg 1992). Een functie die voldoet aan de bovengenoemde voorwaarden is de volgende:

$$Y = \frac{a}{(b-X)} + \frac{c}{(d-X)}$$

Hierby is Y de gemeten waarde en X de Ellenberg Indicatie waarde, de parameters b en d geven het minimum en maximum aan terwijl a en c de mate van kromming in de beide buigpunten bepalen. Wanneer in een van beide extremen geen kromming is waar te nemen kan voor een eenvoudiger functie gekozen worden, bijvoorbeeld door de term 'b-X' weg te laten, zodat een curve ontstaat met een niveau a waaronder de gemeten waarde niet kan zakken, bij hypothetische Ellenberg-waarde van minus oneindig, (dit niveau kan ook 0 zijn). Het eenvoudigste non-lineaire model (zonder intercept en zonder b-X term) wordt in dit rapport 'model I' genoemd, het model met intercept wordt 'model II' genoemd en het meest complete model wordt 'model III' genoemd. In Bijlage 4 staan de verschillende typen van dit niet-lineaire verband afgebeeld. Deze niet-lineaire functies worden geschat met behulp van non-lineaire regressie.

In deze studie is voor de gemeten waarden voor zuurgraad, vochttoestand en nutriënten toestand eerst een lineaire regressie uitgevoerd met corresponderende Ellenberg indicatie-waarden. Op basis van residuën-onderzoek is vervolgens het model geoptimaliseerd en gekozen voor ofwel een log-transformatie ofwel een non-lineaire curve. Vervolgens zijn de verschillende non-lineaire functies met elkaar vergeleken met behulp van een F-ratio toets en is gekozen voor de meest eenvoudige kromme die geen significante afwijking laat zien van de volledige kromme. De sterkte van de gevonden verbanden wordt aangegeven met de fractie verklaarde variantie (R^2). De R^2 is in het geval van lineaire regressie met maar één verklarende variabele gelijk aan het kwadraat van de correlatiecoëfficiënt.

Alle lineaire regressie analyses zijn uitgevoerd met behulp van SYSTAT 5.0 (Wilkinson, 1990). De non-lineaire regressie analyses zijn uitgevoerd met Splus 3.1 (Becker et al., 1988; Chambers and Hastie, 1992).

4 RESULTATEN

4.1 Zuurgraad

In de bestanden zijn pH-metingen beschikbaar uit terrestrisch milieu (bodem) en uit aquatisch milieu (oppervlakte water). Eerst wordt de regressie-analyse voor aquatisch milieu besproken, daarna die voor terrestrisch milieu en voor beide samen. Voor de regressie-analyse geldig voor pH-H₂O in het terrestrische milieu wordt het residuën-onderzoek uitgebreid besproken. Voor alle andere analyses wordt alleen de modelkeuze op basis van het residuën-onderzoek genoemd.

4.1.1 Zuurgraad in aquatisch milieu

Voor aquatische vegetaties zijn in eerste instantie de bestanden WVEG van Lyon & Roelofs (1986) en van ICHORS (Barendregt et al., 1985, Barendregt & Wassen, 1989, Barendregt & Bootsma, 1991 en Grootjans et al., 1990) bijelkaar gevoegd en is er een lineaire regressie analyse uitgevoerd voor het gemiddeld zuurgetal 'Rind' en de pH-H₂O metingen. Vervolgens zijn voor de twee afzonderlijke bestanden regressie analyses uitgevoerd (zie tabel 3).

Tabel 3. Lineaire regressie analyse van zuurgraad met Rind in aquatisch milieu

Bestand	Y	Intercept	X-coeff.	n	P	R ²
Totaal	pH	7.513	-0.000	3133	0.99	0.00
WVEG	pH	3.364	0.572	879	<0.001	0.33
ICHORS	pH	7.690	0.008	2254	0.68	0.00

Voor zowel de analyse op het gehele bestand, als op het ICHORS-bestand zijn geen significante modellen gevonden. Mogelijk hangt dit samen met de begrenzmethode voor proefvlakken die is toegepast binnen ICHORS: het zijn wateropnames inclusief een oeverstrook tot ca. 20 cm boven de waterlijn.

Alleen voor het bestand WVEG is een significant verband gevonden. Er zijn aanwijzingen die ervoor pleiten om een non-lineaire regressie uit te voeren. De residuën uitgezet tegen de cumulatieve normale-verdeling wijken enigszins af van een rechte lijn, maar niet dramatisch. Aangezien echter in de huidige MOVE-versie nog geen afzonderlijk stratum voor aquatisch milieu voorkomt wordt de non-lineaire regressie niet uitgevoerd voor aquatische gegevens. Wel worden terrestrische en aquatische gegevens, afkomstig van WVEG samen gebruikt in lineaire regressie (zie par. 4.1.2).

4.1.2 Zuurgraad in terrestrisch milieu

De pH metingen in de bodem zijn vaak op twee manieren uitgevoerd: extractie met water (pH-H₂O) of met een KCl-oplossing (pH-KCl). Voor gegevens van beide methoden is apart een regressie-analyse uitgevoerd (tabel 4). De pH-KCl regressie is uitgevoerd op gegevens van

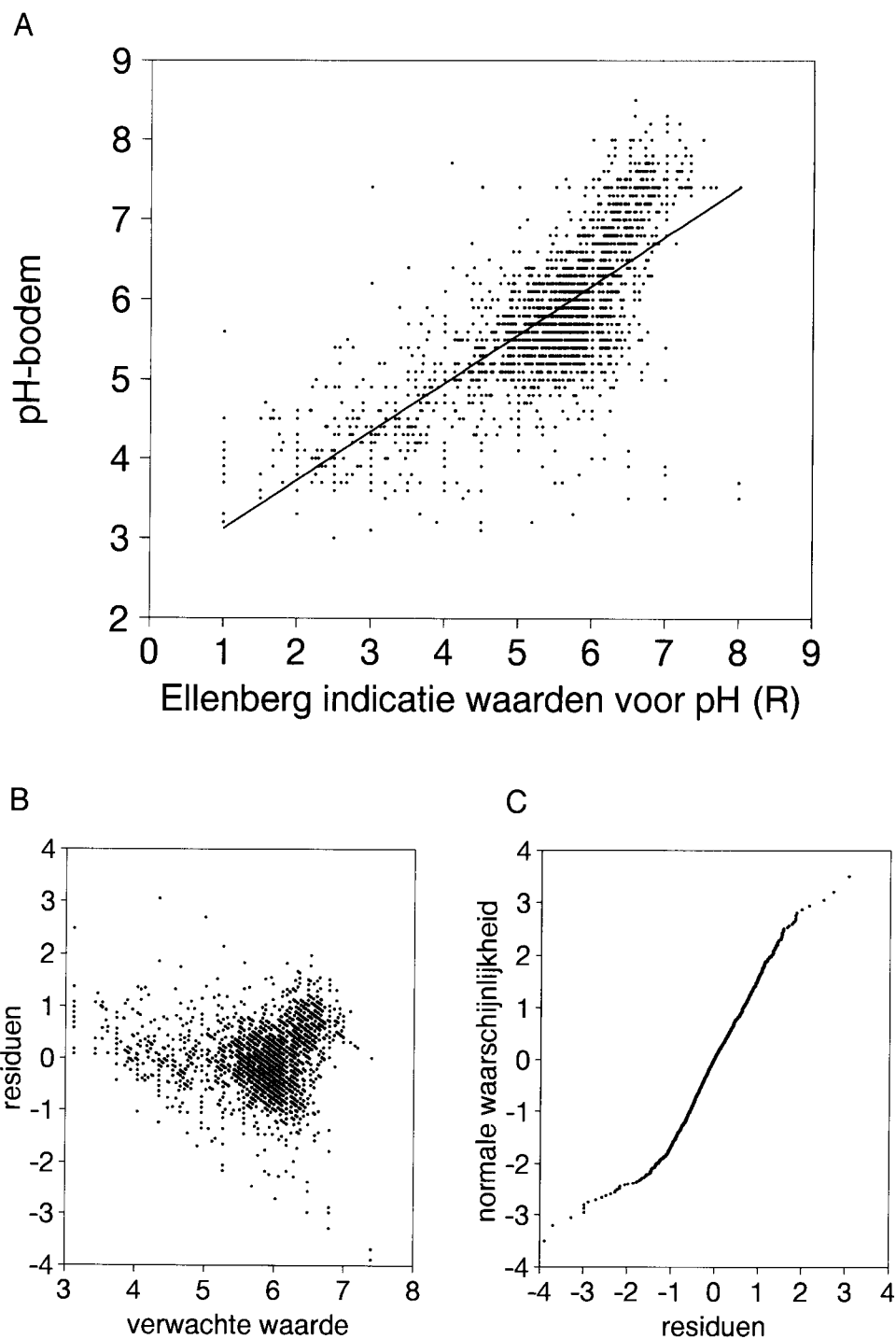
Kruyne et al. 1967, terwijl de regressie met pH-H₂O op meerdere bestanden is gebaseerd (TYPBOT, HEIDE, INDIC, PAW970 en IBNBOT). De regressie analyse met pH-H₂O is uitgevoerd voor de terrestrische ecosystemen afzonderlijk en voor het gezamenlijke terrestrisch en aquatisch milieu (dit is inclusief het bestand WVEG).

Tabel 4. Lineaire regressie analyse van zuurgraad met Rind in terrestrisch milieu en terrestrisch en aquatisch tezamen. Alle regressie coëfficiënten zijn significant bij $P < 0.001$

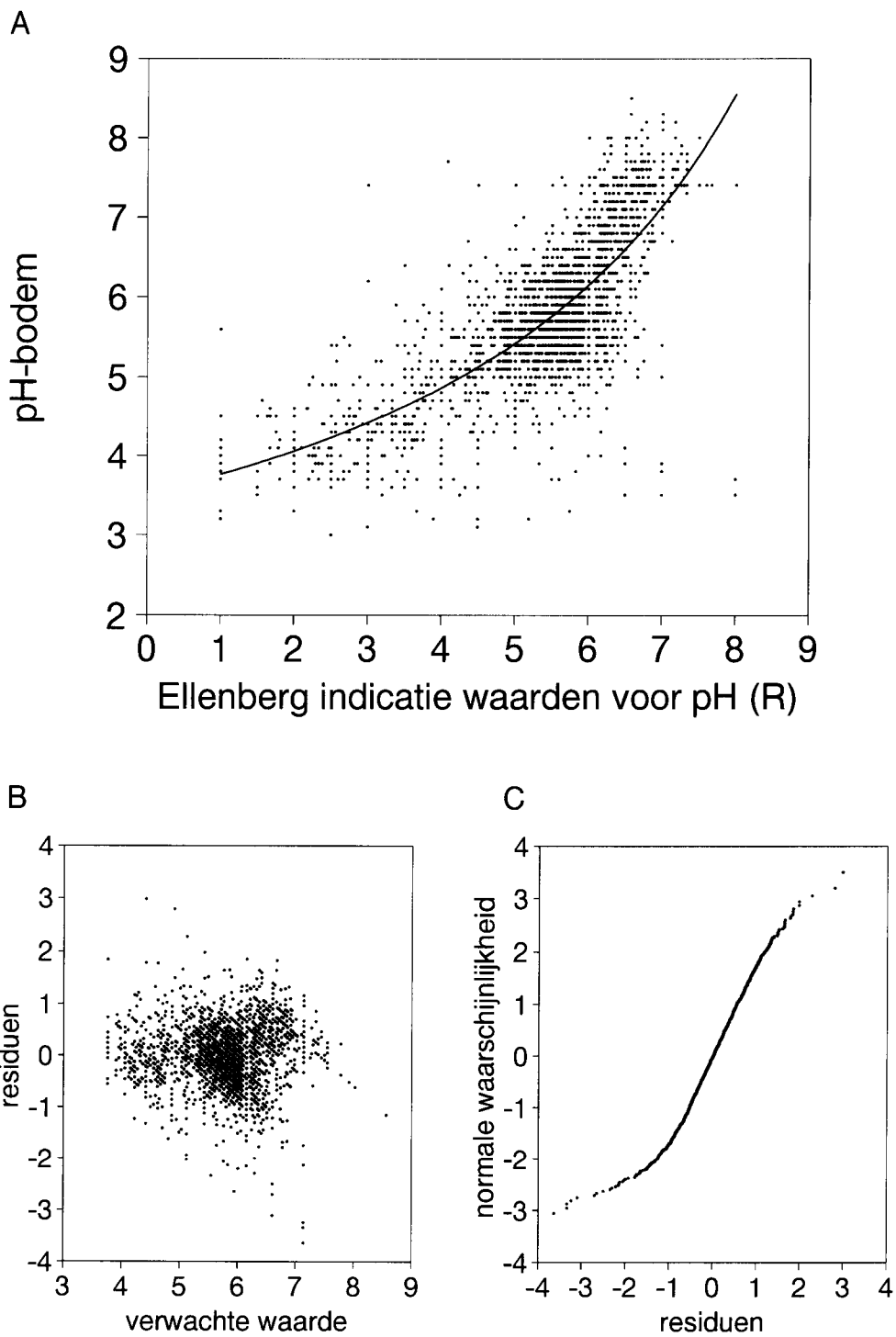
Bestand	Y	Intercept	X-coeff	n	R ²
Terrestrisch	pH-KCl	1.785	0.624	1753	0.46
Terrestrisch	pH-H ₂ O	2.511	0.611	2235	0.55
Terrestrisch en Aquatisch	pH-H ₂ O	2.374	0.666	3119	0.51

Residuën onderzoek:

In tabel 4 is het resultaat weergegeven van de lineaire regressie analyse van o.a. pH-H₂O met het Ellenbergindicatiegetal voor de zuurgraad ('Rind'). In figuur 1a is de pH uitgezet tegen Rind. Het is duidelijk te zien dat de regressielijn bij hoger wordende indicatiegetallen af gaat wijken van de algemene trend die in de puntenwolk is waar te nemen. Dit vertaalt zich in figuur 1b in een (kwadratisch) verband, zij het niet erg duidelijk, tussen de geschatte waarden en de residuën. De residuën uitgezet tegen de cumulatieve normale-verdeling leveren geen rechte lijn op (fig. 1c). Ook wanneer pH-KCl wordt bekeken (figuur hier niet weergegeven) is een zelfde patroon waar te nemen. Deze resultaten suggereren een non-lineair verband. Daarom is vervolgens met de voorgestelde non-lineaire functie de relatie geschat tussen pH-H₂O en de Ellenberg-indicatie-waarden.



Figuur 1. Lineaire regressie analyse van pH-H₂O met het gemiddeld zuurgetal (Rind) A: Lineair verband tussen pH-H₂O en het gemiddeld zuurgetal (Rind) B: Verband tussen de verwachte waarden en de residuën C: Verband tussen de residuën en de cumulatieve normale verdeling



Figuur 2. Non-lineaire regressie analyse van pH-H₂O met het gemiddeld zuurgetal (Rind) A: Non-lineair verband tussen pH-H₂O en het gemiddeld zuurgetal (Rind) B: Verband tussen de verwachte waarden en de residuën C: Verband tussen de residuën en de cumulatieve normale verdeling

De resultaten van de non-lineaire analyse staan samengevat in tabel 5. Het blijkt dat een tweede buigpunt bij lage pH-waarden een significante verbetering geeft ten opzichte van model I, het meest eenvoudige model, ($P < 0.05$). Een 'intercept' (schatting voor 'a') alleen blijkt niet significant te zijn ($p > 0.05$). In de praktijk wijken deze 3 modellen echter nauwelijks af. Uit praktische overwegingen is er gekozen voor model II. In fig. 2a wordt de kromme weergegeven. Deze kromme levert een verbetering op ten opzichte van het lineaire model omdat er nu geen verband meer waarneembaar is tussen residuën en geschatte waarden. Ook de verdeling van de residuën t.o.v. een cumulatieve normale verdeling (fig 2c) is verbeterd. De R^2 stijgt bovendien van 0.55 naar 0.58.

Tabel 5a. Non-lineaire regressie analyse van zuurgraad (pH-H₂O) met Rind in terrestrisch milieu

Model	a	b	c	d	P	R ²
I	-	-	35.308	12.390	0.00	0.58
II	0.598	-	36.722	12.614	0.00	0.58
III	-0.339	0.270	43.052	13.065	0.00	0.59

Tabel 5b. Variantie-analyse van non-lineaire modellen. F-waarde is berekend ten opzichte van model I.

Model	res SS	df	F	P
I	890.33	2233		
II	889.43	2232	2.25	0.13
III	886.82	2231	4.40	0.04

De resultaten voor terrestrische resp. aquatische proefvlakken verschillen duidelijk. De regressielijn heeft verschillende coëfficiënten en de R^2 is in terrestrisch milieu hoger dan die in aquatisch milieu (resp. 0.55 en 0.33). Het gezamenlijke bestand levert een regressielijn op die lijkt op die welke is afgeleid met het terrestrische bestand. Non-lineaire regressie levert wat betreft de verklaarde variantie een lichte verbetering op. Opgemerkt kan nog worden dat de pH-range in de aquatische proefvlakken groter is dan in de terrestrische proefvlakken.

4.2 Vochttoestand

4.2.1 Grondwaterpeil

De vochttoestand wordt meestal gekarakteriseerd aan de hand van het grondwaterpeil gemeten in terrestrische milieus. SMART werkt met de gemiddelde voorjaars-grondwaterstand (GVG), aangeleverd door het model LGM. Daarnaast is het gebruikelijk om in aquatisch milieu de waterdiepte en eventueel -breedte van het oppervlakte water te bepalen. Grondwaterpeil en waterdiepte worden in twee opeenvolgende paragrafen besproken. Voor terrestrische milieu is een regressie analyse uitgevoerd met het bestand van het CML (Runhaar, 1989), welke gegevens van meerjarige grondwatermetingen bevat, die konden worden omgerekend naar de gemiddelde voorjaars grondwaterstand, de gemiddelde hoogste

grondwaterstand en de gemiddelde laagste grondwaterstand, volgens de richtlijn van STIBOKA (Van der Sluijs 1982).

De resultaten van de lineaire regressie analyse van de grondwaterstand (GVG, GHG, GLG) met het Ellenberg vochtindicatie-getal 'Find' zijn weergegeven in tabel 6.

Tabel 6. Lineaire regressie analyse van grondwaterpeil (GVG, GHG, GLG) met Find.

Y	Intercept	X-coeff	n	p	R ²
GVG (cm beneden maaiveld)	221.186	-26.338	193	0.00	0.54
GLG (cm beneden maaiveld)	177.494	-22.121	193	0.00	0.47
GHG (cm beneden maaiveld)	296.101	-30.101	192	0.00	0.50

De GVG laat het meest duidelijke verband zien zoals af te lezen aan de relatief hoge R². De resultaten van het residuën onderzoek laten echter zien dat er een 'uitwaaiering' van de residuën plaatsvindt bij hoge 'geschatte' waarden. Dit duidt erop dat een zekere transformatie noodzakelijk is. In het geval van de GVG ligt een log-transformatie niet voor de hand. Het introduceren van een andere variabele of het opsplitsen van de dataset in verschillende groepen kan ook een oplossing bieden voor het probleem van heterogeniteit van variantie.

Naast het grondwaterpeil speelt namelijk ook de textuur een belangrijke rol bij het vochtleverend vermogen van de grond voor de vegetatie. Daarom is lineaire regressie analyse voor de GVG ook uitgevoerd voor drie afzonderlijke textuurtypen met resp. 112, 43 en 38 proefvlakken:

De drie textuurtypen zijn:

Zand	Matig fijn tot grof leemarm zand Fijn zand, zwak lemig zand
Klei	Kleiig zand, sterk lemig zand Zavel, zeer sterk lemig zand Lichte klei en leem Zware klei
Veen	Kleiige veen, venige klei Zandig veen, venig zand Veen

De resultaten van deze analyses zijn gegeven in tabel 7. Uit het residuën onderzoek van deze analyses blijkt dat er nu geen verband meer is tussen de residuën en de geschatte waarden.

Tabel 7. Lineaire regressie analyse van GVG met Find voor zand, klei en veen

bodemtype	intercept	X-coeff.	n	P	R ²
zand	239.963	-28.415	112	0.00	0.54
klei	148.059	-17.641	43	0.00	0.51
veen	129.062	-14.753	38	0.00	0.57

Voor GVG is met deze opzet geen non-lineaire regressie nodig, maar is om een schatting te geven voor de grondwaterstand vanuit de vegetatie ook een textuur kenmerk noodzakelijk. Wel dient te worden aangetekend dat alle bovengenoemde vergelijkingen slechts geldig zijn voor de range waarvoor de Ellenberg getallen zijn gedefinieerd. Aangezien de F-waarden per definitie tussen de 1 en 12 liggen, kan er bijvoorbeeld nooit een hogere GVG (in zand) voorspeld worden dan 212 en geen lagere dan -101 (zie figuur 3).

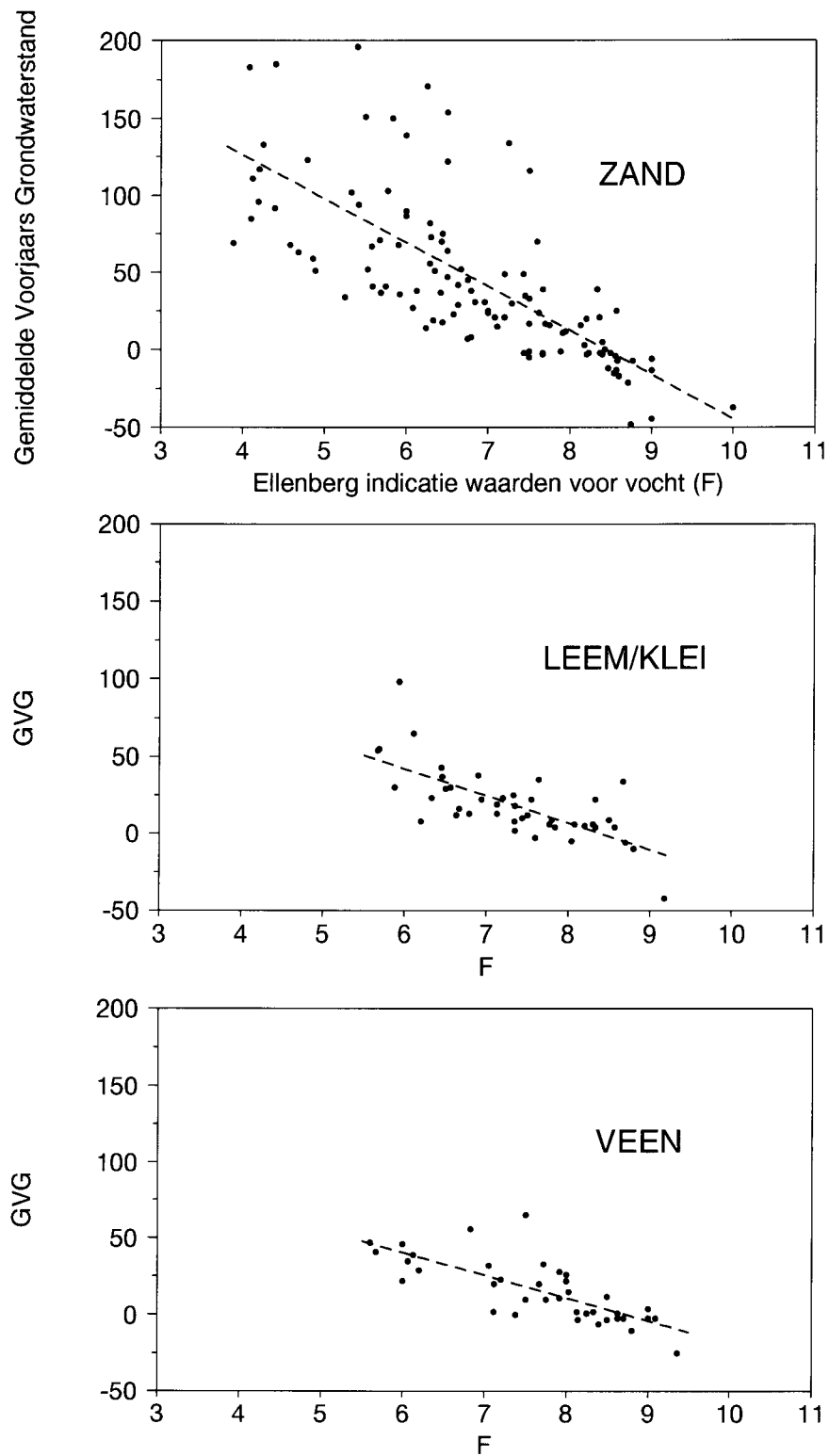
4.2.2 Waterdiepte en breedte

Voor de aquatisch milieu kan een relatie gelegd worden tussen de gemiddelde waterdiepte en breedte van het betreffende water gerelateerd worden aan het Ellenberg indicatie-getal voor vocht (Find). Meestal is eenmalig de waterdiepte gemeten en soms is de breedte van het water bekend. Het verband tussen zowel waterdiepte als breedte enerzijds en het indicatiegetal voor vocht (Find) anderzijds, is nader onderzocht. Hiervoor zijn de bestanden ICHORS en WVEG ieder afzonderlijk geanalyseerd.

Tabel 8. Lineaire regressie analyse van waterdiepte en -breedte met Find

Bestand	Y	intercept	X-coeff.	n	P	R ²
ICHORS	diepte (cm)	6.009	3.243	2089	0.00	0.01
	breedte (m)	23.708	-1.963	2089	0.00	0.01
WVEG	diepte (cm)	-35.606	7.982	893	0.00	0.03
	breedte (m)	160.452	-12.191	893	0.00	0.01

Uit tabel 8 blijkt dat er weinig verband bestaat tussen Find en de waterdiepte en breedte. De R² is zo laag dat er geen voorspellende waarde aan de regressievergelijkingen kan worden toegekend. De relaties zijn verder niet onderzocht.



Figuur 3. Verband tussen de Gemiddelde voorjaars-grondwaterstand (GVG) en het gemiddeld vochtgetal (Find) voor 'zand', 'klei' en 'veen'.

4.3 Nutriënten

SMART 2.0 genereert een output voor de stikstof beschikbaarheid. Deze wordt gegeven als het totaal van NO_3^- en NH_4^+ in de wortelzone wat gedurende het hele jaar voor planten beschikbaar komt. De soortresponsies voor MOVE zijn beschreven met het nutriëntengetal van Ellenberg (Nind: 'stikstof- of nutriëntenbeschikbaarheid'). In theorie sluiten deze goed op elkaar aan. De koppeling tussen veldmetingen over de stikstof-beschikbaarheid en het Ellenberg indicatiegetal is echter niet eenvoudig, aangezien de meeste metingen eenmalige concentratie-metingen zijn. Nitraat en ammoniak-concentraties fluctueren zeer sterk in zowel de bodem als het oppervlaktewater. De leverantie of mineralisatie van N en ook van P over een langere periode is veel moeizamer te meten en wordt dan ook veel minder uitgevoerd. Wij hebben de relatie onderzocht tussen het nutriënten-gehalten en het indicatiegetal, omdat die concentraties wel een indicatie kunnen geven voor de nutriënten beschikbaarheid. Hierbij zijn behalve stikstof ook andere nutrienten, zoals fosfaat en kalium meegenomen.

Voor aquatische vegetaties zijn vrij veel NO_3^- -, NH_4^+ - en ook PO_4^{3-} -metingen gedaan (bestanden ICHORS en WVEG). Dit biedt de mogelijkheid om direct een kalibratie op uit te voeren.

Voor terrestrische milieus zijn dergelijke metingen minder frequent uitgevoerd. Wel zijn andere bodem- en gewasgegevens beschikbaar die een beeld geven van de beschikbaarheid van nutriënten. Op grond van deze overwegingen worden het aquatisch en terrestrisch milieu apart behandeld.

4.3.1 Nutriënten in aquatisch milieu

De kalibratie van de gemiddelde indicatiegetallen voor nutriënten (Nind) kan worden gebaseerd op NO_3^- -, NH_4^+ - en metingen van WVEG en ICHORS.

Allereerst zijn de relaties berekend tussen Nind en de concentraties. Dit leverde geen significante relaties op en uit het residuën onderzoek blijkt dat de residuën uitwaaiëren bij hoge geschatte waarden. Daarom is eerst een \log_{10} -transformatie toegepast op de concentraties en is de lineaire regressie opnieuw uitgevoerd.

De regressie-analyse met diverse stikstof-variabelen: $L_{10}(\text{NO}_3^-)$, $L_{10}(\text{NH}_4^+)$, en $L_{10}(\text{Nmin})$ (Nmin is de som van nitraat-stikstof en ammoniak-stikstof en staat voor N- mineraal), gaf in beide bestanden aan dat er nauwelijks of geen correlatie bestaat met Nind. Alleen de analyse, waarbij de logaritme van de fosfaat-concentratie is gebruikt, leverde redelijke resultaten op. Hiervoor zijn voor beide bestanden twee analyses uitgevoerd, bij de eerste zijn alle opnamen betrokken, bij de tweede alleen die, waarbij stikstof niet limiterend geacht wordt te zijn. Bij deze opnamen is de minerale stikstof concentratie boven $10 \mu\text{mol/l}$, zie tabel 9.

Tabel 9. Lineaire regressie analyse van fosfaat met Nind in aquatisch milieu

Bestand	Y	Intercept	X-coeff	n	P	R ²
ICHORS	L ₁₀ (PO ₄ ³⁻) (mg/l)	0.048	0.123	2254	0.00	0.02
	L ₁₀ (PO ₄ ³⁻) (mg/l) N>10 µmol/l	0.061	0.128	1550	0.00	0.03
WVEG	L ₁₀ (PO ₄ ³⁻) (mg/l)	-0.353	0.152	884	0.00	0.22
	L ₁₀ (PO ₄ ³⁻) (mg/l) N>10 µmol/l	-0.427	0.171	540	0.00	0.28

Uit tabel 9 blijkt dat er wèl correlatie is tussen L₁₀(PO₄³⁻) en Nind. Het stikstofgetal van Ellenberg zou voor aquatisch milieu dus eigenlijk beter het fosfaatgetal genoemd kunnen worden. In opnamen waar de hoeveelheid stikstof vrij hoog is (N> 10 µmol/l) en dus niet limiterend, is de correlatie met L₁₀(PO₄³⁻) nog iets beter.

Uit het residuën-onderzoek blijkt dat er eventueel een non-lineaire relatie bestaat tussen de logaritme van de fosfaat-concentratie en het Ellenberg-indicatiegetal. Daarom is non-lineaire regressie uitgevoerd. Alleen model II (zie pagina 16) leidde tot resultaten, de coëfficiënten van de beide andere modellen konden niet worden geschat. In tabel 10 staan de resultaten van de non-lineaire regressie voor beide bestanden.

Tabel 10. Non-lineaire regressie analyse van fosfaat met Nind in aquatisch milieu

Bestand	Y	a	c	d	n	P	R ²
ICHORS	L ₁₀ (PO ₄) (mg/l)*	-	-	-	2254	-	-
	L ₁₀ (PO ₄) (mg/l) N>10 µmol/l	-2.661	90.518	31.915	1550	0.00	0.03
WVEG	L ₁₀ (PO ₄) (mg/l)	-0.661	7.074	11.991	884	0.00	0.26
	L ₁₀ (PO ₄) (mg/l) N>10 µmol/l	-0.932	10.592	13.155	540	0.00	0.31

* model kon niet worden geschat

De lage correlatie in de ICHORS-data is wellicht toe te schrijven aan de heterogeniteit van de betreffende opnames, waar behalve water ook de oever is meegenomen. Voorts zijn een deel van de opnamen van WVEG in het winterhalfjaar gemaakt. Mogelijk dat dan een beter beeld gegeven wordt van de beschikbare hoeveelheid nutriënten omdat in het groeiseizoen de planten door hun opname de nutriëntenconcentratie op een laag peil houden. De non-lineaire regressie (tabel 10) geeft een verbetering van R² van ca. 10%.

4.3.2 Nutriënten in terrestrisch milieu

Voor terrestrische milieus is de analyse uitgevoerd met verschillende nutriënten, die op verschillende manieren zijn bepaald. In deze studie zijn gegevens van het totaal organische stikstof-gehalte (Ntot), het totaal organische fosfor-gehalte (Ptot), het fosfaat-gehalte verkregen met behulp van ammonium lactaat-extractie (P-AL-getal), met citroenzuur extractie (Pcitr) en met extractie volgens Olsen (P-Olsen), en het kalium gehalte (K-getal) gebruikt. Deze bodemchemische variabelen zeggen iets over de totaal beschikbare voorraad, of de vrij te maken (extraheerbare) voorraad. Een wellicht betere maat kan nog verkregen worden als men dit uitdrukt als relatieve hoeveelheid nutriënt ten opzichte van de totale hoeveelheid

koolstof: C/N en C/P ratio. Dergelijke bodemanalyses zijn verricht in proefvlakken uit een groot aantal uiteenlopende vegetatietypen.

De relatie tussen de Ellenberg indicatie waarden en deze bodemchemische variabelen is onderzocht binnen het TYPBOT-bestand en het INDIC-bestand.

In het TYPBOT-bestand worden het K-getal en fosfaat gehalten gegeven. Het fosfaat gehalte is op twee manieren bepaald: met citroenzuur-extractie (P-citr.) en extractie met ammoniumlactaat (P-AL). Deze drie gehalten zijn gerelateerd met lineaire regressie aan het N-indicatiegetal van Ellenberg. Uit het residuën onderzoek bleek dat een log-transformatie noodzakelijk was. De resultaten van de lineaire regressie analyses met de log-getransformeerde gehalten staan in tabel 11. Uit het residuën onderzoek van deze analyse bleek dat non-lineaire regressie niet nodig was om het resultaat te verbeteren.

In het bestand van INDIC is het fosfaatgehalte bepaald volgens Olsen en is het P-AL-getal bepaald. Verder zijn totaal gehalten van (organisch) stikstof, fosfor en koolstof bepaald. Voor het bestand INDIC werden de relaties berekend tussen het fosfaat gehalte, de C/N- en C/P ratio enerzijds en Nind anderzijds berekend. Uit residuën onderzoek bleek dat log-transformatie van de concentraties noodzakelijk was (tabel 11).

Tabel 11. Lineaire regressie analyse van diverse nutriënten met Nind in terrestrisch milieu

Bestand	Y	Intercept	X-coeff	n	P	R ²
TYPBOT	L ₁₀ (K-getal) (mg/kg)	0.505	0.164	1634	0.00	0.21
	L ₁₀ (P-citr.) (mg/kg)	0.236	0.276	1658	0.00	0.34
	L ₁₀ (P-AL) (mg.kg)	-0.147	0.171	1467	0.00	0.08
INDIC	L ₁₀ (P-AL) (mg/kg)	0.101	0.188	318	0.00	0.28
	L ₁₀ (P-Olsen) (mg/kg)	0.060	0.232	284	0.00	0.24
	C/P	-0.244	-0.037	318	0.00	0.22
	C/N	25.186	-2.356	317	0.00	0.18

De hoogste verklaarde variantie (R²) wordt verkregen met het fosfaat-gehalte gemeten met citroenzuur-extractie-methode. Voor het P-AL-getal leverde het INDIC bestand betere resultaten op dan het TYPBOT-bestand, hoewel de R² ook bij INDIC tamelijk laag blijft. De beide ratio's leveren een tamelijk lage R².

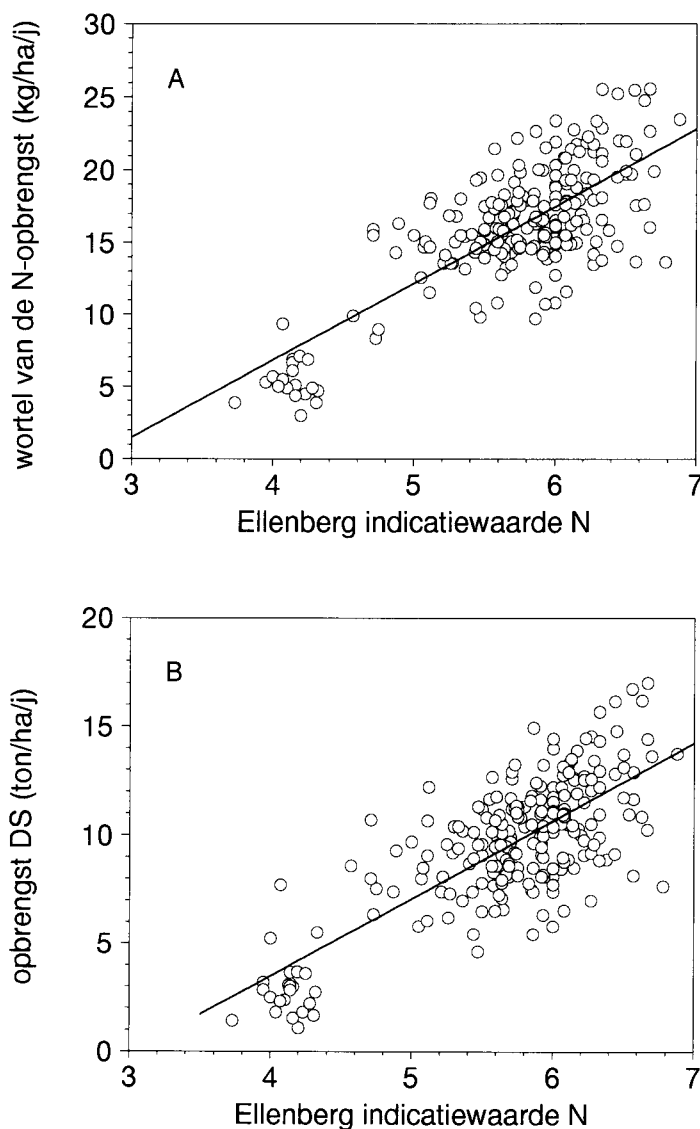
4.3.3 Opbrengst gegevens in terrestrisch milieu

Het opbrengstniveau geeft een beeld van de plantaardige productie als reactie op o.a. de beschikbare nutriënten. De opbrengst kan worden uitgedrukt in tonnen totale droge stof productie per ha per jaar en als kilo totale stikstofproductie per ha per jaar. De jaaropbrengst uitgedrukt in hoeveelheid stikstof per oppervlakte kan een maat zijn voor de totale stikstof beschikbaarheid. Immers er wordt door de vegetatie zoveel mogelijk stikstof opgenomen en omgezet in biomassa. Indien aangenomen wordt dat denitrificatie en uitspoeling constant en relatief gering zijn dan kan de jaaropbrengst (in stikstof) de stikstofbeschikbaarheid vrijwel volledig weerspiegelen.

De relatie tussen de Ellenbergwaarden en de opbrengstgegevens zijn berekend aan de hand van de bestanden afkomstig van de proefvelden PAW970 (Van Steenberg, 1980a en 1980b) en CI203 (Jagtenberg, 1961; Altena 1993) en een bemestings- en verschrallings experiment op kalkgraslanden in Zuid-Limburg (Willems, 1983 en 1996). Het PAW970 experiment is een experiment dat in 1964-1973 is uitgevoerd, waarbij het effect van N-bemesting op de opbrengst van grasland onderzocht werd. Hiervoor zijn 25 proefvelden verdeeld over heel Nederland aangelegd. Het CI203 experiment was opgezet om het productieniveau van grasland te onderzoeken en liep van 1946 tot 1963. Het bestond uit 27 proefvelden. De proefvelden van PAW970 en CI203 werden in de betreffende periode ieder jaar onderzocht. Om te voorkomen dat er teveel (auto)correlatie optrad binnen de dataset werden van het PAW970 experiment alleen het begin en het eindjaar meegenomen en werden van het CI230 proefveld de jaren 1951, 1958 en 1963 meegenomen. Het kalkgrasland experiment bestaat uit 10 proefvlakken die in 1973, in 1979 en in 1990 zijn bemonsterd. Al deze waarnemingen zijn meegenomen. De drie bestanden zijn bij elkaar gevoegd en lineaire regressie analyse is uitgevoerd (tabel 12). Uit het residuënonderzoek bleek dat een wortel transformatie nodig was bij de N-opbrengst (log-transformatie had een overcompensatie tot gevolg). Bij droge stof productie was geen transformatie nodig. Ook een non-lineair verband werd niet waargenomen. In figuur 4 zijn de beide relaties weergegeven.

Tabel 12. Lineaire regressie analyse van de wortel uit de N-opbrengst en de biomassa opbrengst met Nind in terrestrisch milieu

Y	Intercept	X coeff.	n	P	R²
√(N-opbrengst)	-14.528	5.338	226	0.00	0.58
Biom. opbrengst	-10.821	3.578	231	0.00	0.59



Figuur 4. Verband tussen de opbrengst en Nind. A: De wortel uit de N-opbrengst B: De biomassa-opbrengst.

Beide analyses leveren hoge verklaarde varianties (R^2) op. Vooral de relatie met N-opbrengst zou direct te gebruiken zijn als maat voor de N-beschikbaarheid, zij het dat de gegeven relatie gebaseerd is op gegevens uit bemeste gebieden. Bemesting kan een relatief hoog stikstof gehalte in planten veroorzaken, zodat extrapolatie van de gevonden relatie naar onbemeste situaties niet goed mogelijk is. De gevonden relatie met biomassa opbrengst is daarom beter bruikbaar in onbemeste situaties. De omrekening van biomassa opbrengst naar de N-beschikbaarheid, zoals SMART die berekent, kan door middel van een vaste verhouding tussen droge stof gehalte en stikstof gehalte.

Het aantal waarnemingen waarop deze relaties zijn gebaseerd is tamelijk laag en uit een beperkte set van ecosystemen. Een aanvulling uit andere ecosystemen is daarom van groot belang.

4.4 Zout

Voor terrestrische milieus waren betrekkelijk weinig proefvlakgegevens waarvan het zoutgehalte (weergegeven als chloride-concentratie) bekend was. Vooral opnamen van schorren, slikken en kwelders ontbraken. Voor aquatisch milieu was dit aantal aanzienlijk hoger (o.a. Lyon & Roelofs 1987, Barendregt & Wassen 1989), hoewel ook hier de echt mariene milieus ondervertegenwoordigd zijn. De relatie tussen het Ellenberg indicatiegetal voor zout (Sind) en het chloride gehalte is dan ook alleen berekend voor de watervegetatieopnamen uit de bestanden van ICHORS en WVEG. De bestanden zijn apart behandeld. Het residuën-onderzoek van een eerste analyse, waarin Sind gerelateerd werd aan het chloride gehalte suggereerde een logaritmische transformatie. De resultaten van de lineaire regressie-analyse van de logaritme van de Cl⁻-concentratie zijn weergegeven in tabel 13.

Tabel 13. Lineaire regressie analyse van de logaritme uit het chloride gehalte met Sind in aquatisch milieu

Bestand	intercept	X-coeff.	n	P	R ²
ICHORS	3.275	0.412	2254	0.00	0.38
WVEG	2.976	0.329	882	0.00	0.19

De R² in het bestand van Lyon & Roelofs (n=882) is duidelijk lager, mogelijk omdat het aantal monsters uit West-Nederland wat ondervertegenwoordigd was, terwijl het bestand van ICHORS voor een groot deel afkomstig is uit West-Nederland.

Het residuën-onderzoek van deze analyse wijst uit dat er ook na log-transformatie een non-lineair verband zichtbaar is. Dit is vooral voor het bestand van ICHORS het geval. Non-lineaire regressie-analyse is uitgevoerd voor beide bestanden, de resultaten zijn weergegeven in tabel 14. Alleen model II leverde een resultaat op. De coëfficiënten van de andere twee modellen konden niet worden geschat.

Tabel 14. Non-lineaire regressie analyse van de logaritme uit het chloride gehalte met Sind in aquatisch milieu

Bestand	a	c	d	n	P	R ²
ICHORS	6.647	12.044	-3.405	2254	0.00	0.44
WVEG	4.463	2.828	-1.767	882	0.00	0.24

De R² is voor beide bestanden aanzienlijk hoger, maar nog steeds laag.

5 DISCUSSIE EN CONCLUSIES

5.1 Proefvlakgegevens; aantallen en representativiteit

Voor deze studie is een groot aantal proefvlakgegevens met soortswaarnemingen en bodemmetingen bijeengebracht. Deze gegevens zijn echter door verschillende onderzoekers in uiteenlopende projecten verzameld met verschillende doelstellingen en methoden. Standaardisatie was in de nomenclatuur voor de plantnamen nog het verst doorgevoerd, hoewel daar vooral in de oudere bestanden ook nog het een en ander ontbrak. Heel weinig standaardisatie was er echter in gemeten bodemfactoren, bemonsteringsdiepten, extractie- en analysemethoden, gebruikte meeteenheden, seizoen, proefvlakgrootte, format van de files, e.d. Daarom was het niet zinvol om alle bestanden te combineren en is er alleen voor veel gemeten milieufactoren (b.v. pH-H₂O bodem) een combinatie van bestanden gemaakt.

Metingen van de pH zijn in zoveel proefvlakken uitgevoerd dat hiervoor veel bestanden samengevoegd konden worden. Zowel het aantal proefvlakken als de regionale spreiding is zodanig dat momenteel nauwelijks verdere uitbreiding van de bestanden nodig is.

Langjarige veertiendaagse metingen van de grondwaterstand zijn nog schaars. Uitbreiding van grondwaterpeilgegevens verdient prioriteit. Naast het nu gebruikte bestand van Runhaar (1987), welke ca. 200 proefvlakken met een redelijke geografische spreiding omvat, zijn in principe gegevens beschikbaar uit het INDIC-bestand. Deze dienen echter eerst bewerking en controle te ondergaan alvorens ze bruikbaar zijn. Hiervoor ontbrak tot nog toe de tijd. Elders zijn overigens nog wel enkele bestanden aanwezig met langjarige veertiendaagse meetreeksen, b.v. in het Drentse Aa gebied, duinen en in enkele bestanden met permanente quadragen. Hiertoe kon echter (nog) geen toegang verkregen worden. Er zijn wel bestanden beschikbaar met metingen gedurende twee jaren of gedurende (een deel) van een jaar (IBNBOT, CI203, PAW970). Dergelijke metingen dienen echter eerst gerelateerd te worden aan een standaard klimatologisch jaar alvorens deze onderling gecombineerd kunnen worden. Peilmetingen van het oppervlakte water waren bijna steeds eenmalige waarnemingen, hetgeen in wateren zonder vast ingesteld peil een onvolledig beeld geeft. Vooralsnog zijn er echter weinig bestanden met langere meetreeksen.

Metingen van nutriënten zijn op veel verschillende variabelen en manieren uitgevoerd. Voor aquatisch milieu is er wat meer standaardisatie en is met de bestanden ICHORS en WVEG een redelijk representatieve dataset beschikbaar. Hier ontbreken echter gegevens over de totale stikstofbeschikbaarheid per jaar, over de droge stof productie en de stikstofopbrengst. Het is twijfelachtig of eenmalige metingen van nutriënten-gehalten een goed beeld geven van totale nutriënten-beschikbaarheid.

Voor terrestrische milieus is een nutriëntmeting moeilijker vanwege de grotere heterogeniteit en de schommelingen in vochtgehalte van de bodem. Eenmalige metingen -de gebruikelijke meetfrequentie in de meeste proefvlakken- geven een slechte indicatie voor de flux gedurende een seizoen. Vergroting van het bestand van deze metingen voor terrestrische milieus is daarvoor weinig zinvol. Metingen over droge-stof en stikstofopbrengst zijn maar beperkt

beschikbaar. Het aantal waarnemingen is gering en de representativiteit van bemonsterde ecosystemen is slecht. Een uitbreiding van van de dataset naar andere ecosystemen heeft daarom hoge prioriteit.

Metingen van het chloride gehalte zijn voor aquatisch milieu volop beschikbaar (ICHORS en WVEG). Voor terrestrische milieus ontbreken deze getallen vooralsnog. Het is goed mogelijk dat nog andere databestanden dan de hier gebruikte ontsloten kunnen worden.

Let men op de verdeling van proefvlakken over diverse begroeiingstypen dan kan geconstateerd worden dat momenteel vooral de (semi-)terrestrische brakke en zoute vegetaties (kwelders, schorren), duinen en verder de bossen nog ondervertegenwoordigd zijn in de gebruikte bestanden. In wat mindere mate geldt dit ook nog voor riet en ruigte-moerassen.

5.2 Regressie methode en resultaten

De relatie tussen pH en Rind en tussen Cl^- en Sind, voor aquatisch milieu, konden het best beschreven worden met een non-lineaire functie. De relaties tussen GVG en Find, tussen opbrengst en Nind en tussen de diverse mineralen konden worden beschreven met een lineair verband, eventueel na transformatie. In theorie zou voor elk verband tussen gemiddelde Ellenberg-waarden en werkelijk gemeten factoren vermoedelijk een non-lineair verband bestaan. Het is goed mogelijk dat dit verband alleen voor pH en Cl^- gevonden wordt omdat bij deze analyses de range van Ellenberg waarden veel groter was dan bij de andere analyses. Bij een korte range van waarnemingen voldoet een lineair verband meestal goed (Montgomery & Peck, 1992).

Bij de non-lineaire functies voegt een tweede buigpunt geen extra bijdrage toe. Wel is steeds een 'intercept', ofwel een limiet ongelijk aan 0, nodig om een goed model te verkrijgen.

Voor pH, GVG, N-opbrengst en Biomassa opbrengst bleken de R^2 -waarden redelijk hoog te zijn (R^2 van resp. 0.58, max. 0.57, 0.58 en 0.59). Deze R^2 waarden komen overeen met correlatiecoëfficiënten van tussen 0.75 en 0.77. Deze liggen in de zelfde range als, of zijn hoger dan gevonden door Melman et al. (1988) en Gremmen (1987). Deze auteurs hebben de relatie tussen Ellenberg indicatie-waarden en milieufactoren op dezelfde wijze onderzocht. Melman et al. vonden correlatiecoëfficiënten van 0.84 en 0.36 respectievelijk met Biomassa-opbrengst en N-opbrengst, terwijl Gremmen een correlatiecoëfficiënt van 0.67 vond met N-mineralisatie. Voor het chloride-gehalte en het fosfaatgehalte in aquatisch milieu is ook een redelijke relatie gevonden, maar R^2 lag veel lager (maximaal 0.44 resp. 0.31). Voor bodemchemische nutriënten-gehalten in terrestrische milieus werd alleen een redelijke relatie gevonden voor $L_{10}P$ -citr ($R^2 = 0.34$).

De vertaling van de gemiddelde Ellenberggetallen naar gemeten waarden is het beste mogelijk voor pH, GVG, Biomassa-opbrengst en N-opbrengst. De vraag rijst of de relatie voldoende is om deze koppeling tussen het bodem-model SMART enerzijds en de Ellenberg-

indicatiewaarden in het vegetatiemodel MOVE anderzijds redelijk betrouwbaar te kunnen toepassen.

Feit is dat de variatie rond de gevonden regressie-lijnen nog vrij groot is (zie figuren 2, 3 en 4). Uit figuur 2 blijkt bijvoorbeeld dat de variatie rond de regressielijn ongeveer 2 pH-eenheden bedraagt. Echter de variatie in het veld, binnen proefvlakken, is eveneens vrij groot. Schouten et al (in prep.) bemonsterden 6 proefvlakken in een Grove dennen-bos. Binnen de proefvlakken varieerde de pH met 0.5 tot 1.7 eenheden. Naast de ruimtelijke variatie is ook temporele variatie in gemeten pH-waarden aannemelijk. Dit is vooral het geval in afwisselend gereduceerde (natte) en geoxideerde (vochtige of droge) bodems.

Voor pH denken we nu echter een goed beeld, althans het best haalbare, te hebben van de relatie met Ellenberg indicatiewaarden. Vooral omdat deze relatie is gebaseerd op een groot aantal opnamen (2235 voor terrestrisch milieu), afkomstig van een grote diversiteit van ecosystemen: kwelders, bossen, heiden, moerassen en graslanden.

Extra gegevens zullen de gevonden relatie nauwelijks beïnvloeden.

Een verbetering van regressievergelijkingen voor GVG, Biomassa-opbrengst en N-opbrengst zou nog te verkrijgen zijn door uitbreiding van het gegevensbestand. Deze regressies zijn gebaseerd op respectievelijk 193, 231 en 226 opnamen. Met name het bestand met opbrengstgegevens dient aangevuld te worden met gegevens van andere ecosystemen dan graslanden. Aanvulling van het GVG bestand zal op korte termijn kunnen plaatsvinden (zie o.m. bijlage 2). Het bijeenbrengen en ontsluiten van deze bestanden is een nadrukkelijk gewenste mijlpaal in de verdere modelontwikkeling voor Milieu- en Natuurverkenningen. Als er vanuit gegaan kan worden dat de variatie bij GVG en bij opbrengst gegevens in vergelijkbare mate meespeelt als bij de pH, zijn er ook bij deze factoren geen grote verbeteringen van de gevonden relaties te verwachten. Immers de correlatiecoëfficiënten tussen milieufactoren en de Ellenberg-indicatiewaarden zijn nagenoeg gelijk voor pH, GVG, Biomassa-opbrengst en N-opbrengst. De keuze tot het gebruik van de regressievergelijkingen voor de koppeling tussen de verschillende modules van SMART-MOVE hangt er dan vanaf of de, kennelijk aanwezige, variatie acceptabel is binnen het model. Een gevoeligheidsanalyse waarin de verschillende bronnen van variatie worden vergeleken is noodzakelijk om dit te kunnen beoordelen. De verhouding tussen de variatie binnen de modules 'SMART' en 'MOVE' en binnen het aanleverende model LGM enerzijds en de variatie binnen de kalibratie formule anderzijds is bepalend voor het gebruik van de regressievergelijkingen.

Vooralsnog gaan we er vanuit dat de regressievergelijkingen een redelijk beeld geven van de relatie tussen Ellenberg indicatie waarden en milieufactoren. De koppeling tussen de bodem- en de vegetatiemodule van SMART-MOVE kan daarom plaatsvinden op basis van de volgende serie vergelijkingen:

$$\text{pH-H}_2\text{O} = 0.598 + 36.722/(12.614 - \text{Rind})$$

$$\text{GVG} = 239.963 - 28.415 * \text{Find (op zand)}$$

$$\text{GVG} = 148.059 - 17.641 * \text{Find (op klei)}$$

$$\text{GVG} = 129.062 - 14.753 * \text{Find (op veen)}$$

$$\text{GVG} = 221.186 - 26.338 * \text{Find (algemeen)}$$

$$\sqrt{(\text{N-opbrengst})} = -14.528 + 5.338 * \text{Nind}$$

of

$$\text{Biomassa-opbrengst} = -10.821 + 3.578 * \text{Nind}$$

Hierbij kan worden opgemerkt dat de stikstof-opbrengst een beeld geeft van de totale nutriënten-beschikbaarheid in het groeiseizoen en dat de droge-stof opbrengst zeer nauw samenhangt met de N-opbrengst. We raden aan om de relatie met droge stof-opbrengst en het Ellenberg-indicatie getal te gebruiken, aangezien de gegevens gedeeltelijk afkomstig zijn van bemeste gebieden.

6 LITERATUUR

Altena, H., 1993. Gebruiksintensiteit en soortenrijkdom van grasland tussen 1946 en 1963. Een bewerking van proefveldgegevens uit de periode 1946-1963. rapport nr. 182, CABO-DLO, Wageningen.

Barendregt, A. & A.C. Bootsma, 1991. Het hydro-ecologisch model ICHORS (versie 3.1 en 3.2); de relaties tussen water- en moerasplanten en milieufactoren in de provincie Utrecht. Rapport Interfac. Vakgroep Milieukunde R.U. Utrecht.

Barendregt, A., J.T. de Smidt & M.J. Wassen, 1985. Relaties tussen milieufactoren en water en moerasplanten in de Vechtstreek en de omgeving van Groet. Rapport Interfac. Vakgroep Milieukunde R.U. Utrecht.

Barendregt, A. & M.J. Wassen, 1989. Het hydro-ecologisch model ICHORS (versie 2.0 en 3.0); de relaties tussen water- en moerasplanten en milieufactoren in Noord-Holland. Rapport Interfac. Vakgroep Milieukunde R.U. Utrecht.

Barendregt, A., M.J. Wassen, J.Th. de Smidt & E. Lippe, 1986. Ingreep-effect voorspelling voor waterbeheer. Landschap, 1: 41-55.

Becker R.A., J.M. Chambers & A.R. Wilks (1988). The new S language, a programming environment for data analysis and graphics. Wadsworth & Brooks/Cole Advanced books and software. Pacific Grove, California

Bobbink, R. (1988). De toename van Gevinde kortsteel in Zuidlimburgse kalkgraslanden. Oorzaak - Gevolg - Toekomstig beheer. Publicatie Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, XXXVII(2), 72

Bobbink, R. (1991). Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. Journal of Applied Ecology 28, 28-41.

Bobbink, R., E. Brouwer, M. Coenraats, M.C.C. de Graaf, J.G.M. Roelofs, P.J.M. Verbeek & G.M. Verheggen (1994). Monitoring van effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in oppervlaktewateren en heischrale milieus - Interim-rapport 1993. K.U.Nijmegen.

Braak, C.J.F.ter & H. van Dam, 1989. Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new kalibration methods. Hydrobiologia, 178: 209-223.

Braak, C.J. ter & N.J.M. Gremmen, 1987. Ecological amplitudes of plant species and the internal consistency of Ellenberg's indicator values for moisture. *Vegetatio*, 69: 79-87.

CBS, 1993. Botanisch basisregister. CBS, Voorburg. 82p

Chambers J.M. & T.J. Hastie (1993). *Statistical models in S*. Chapman & Hall, Inc. New York.

Clausman, P.H.M.A., A.J. Den Held, L.M. Jalink & J. Runhaar, 1987. Milieuindicaties van vegetaties (TOEWIJS). Deelrapport 2. , Dienst Ruimte en Groen van de Provincie Zuid-Holland, Den Haag.

Graaf, M.C.C. de, P.J.M. Verbeek, M.J.R. Cals & J.G.M. Roelofs (1994). Effectgerichte Maatregelen in matig mineraalrijke heide en schraallanden. Eindrapport monitoringsrapport eerste fase. Vakgroep Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen. pp. 248.

Grootjans, A.P., R. van Diggelen, H. Esselink, A. Wierda, R. Burkink, J. Hoogendoorn & N.P.J. de Vries 1990. Hydro-ecologisch onderzoek Gorecht; deel 2: Ecologische effectvoorspelling terrestrische systemen; Effecten van grondwaterwinningsscenario's en polderpeilvarianten op het voorkomen van moeras- en hooilandvegetaties. Rapport laaglandbekenproject nr. 22, RUG, Groningen. 60 pp.

Ellenberg, H., H.E. Weber, R. Dull, V. Wirth, W. Werner & D. Paulissen (eds), 1992. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Erich Goltze, Gottingen. 258 pp.

Gremmen, N.J.M., 1987. Natuurtechnisch model voor de beschrijving en voorspelling van effecten van veranderingen in waterregime op de waarde van een gebied vanuit natuurbehoudsstandpunt: uitgangspunten en modelconcept. Rapport nr. 1e, Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap.

Gremmen, N.J.M. & C.J.F. ter Braak 1984. Ekologische amplitudo's bij Ellenberg's vochtindicatiegetallen en de responsie van plantesoorten op het vochtleverend vermogen van de bodem in het pleistocene deel van West-Brabant. Intern rapport. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 94p.

Jagtenberg, W.P 1961. Vijftien jaar bruto-opbrengstbepaling op grasland. Verslagen van het CI-203 onderzoek (1943-1958). PAW-medelingen nr. 57.

Kros, J., G.J. Riends, W.d. Vries, J.B. Latour & M. Bollen, in prep. Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. Rapport DLO Winand Staring Centre/ RIVM National Institute of Public Health and Environmental Protection, Wageningen/Bilthoven.

Kruijne A.A., D.M. de Vries & H. Mooi. 1967. Bijdrage tot de oecologie van de Nederlandse graslandplanten. Pudoc Wageningen 65p.

Latour, J.B. & R. Reiling, 1991. On the Move: concept voor een nationaal effecten model voor de vegetatie (MOVE). Rapport nr. 711901003. , RIVM, Bilthoven.

Latour J.B. & R. Reiling, 1992. Ecologische normen voor vermessing, verzuring en verdroging. Aanzet tot een risicobenadering. Rapport nr. 711901007, RIVM, Bilthoven.

Lyon, M.J.H. & J.G.M. Roelofs, 1986. Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Rapport Vakgroep Oecologie, Katholieke Universiteit, Nijmegen.

Melman, T.C.P., P.H.M.A. Clausman & H.A. Udo de Haes, 1988. The testing of three indicator systems for trophic state in grasslands. *Vegetatio*, 75: 143-152.

Meijden, R. van der, E.J.M. Arnolds, F. Adema, E.J. Weeda, C.L. Plate 1983. Standaardlijst van de nederlandse flora 1983. Rijksherbarium, Leiden. 32p.

Meijden, R. van der, L. van Duren E.J. Weeda & C.L. Plate 1991. Standaardlijst van de nederlandse flora 1990. *Gorteria* 17(5): 75-126.

Montgomery D.C. & E.A. Peck (1992). Introduction to linear regression analysis. John Wiley & sons, inc. New York.

Pastoors, M.J.H., 1993. Landelijk Grondwater Model: conceptuele beschrijving. Rapport nr. 714305004, RIVM, Bilthoven.

Runhaar, J., 1989. Toetsing ecotopensysteem: relatie tussen vochtindicatie van de vegetatie en grondwaterstanden. *Landschap*, 6: 129-147.

Runhaar, J., C.L.G. Groen, R. van der Meijden & R.A.M. Stevers, 1987. Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. *Gorteria* 13: 277-259.

Schaminée, J.H.J., U. Westhoff & G. van Wirdum (1989). Naar een nieuw overzicht van de plantengemeenschappen van Nederland. *De Levende Natuur* 90: 204-209.

Schouten, A.J., K.K.M. Arp & J.R.M. Alkemade (in prep.). Effects of acidification on free-living nematode communities in Dutch Scots pine forests soils.

Sluijs, P. van der 1982. De grondwatertrap als karakteristiek van het grondwaterstandsverloop. *H2O* 15(3) : 42-46.

Strien, A.J. van 1991. Maintenance of plant species diversity on dairy farms; chapter 2 Study design. Thesis. Kanters, Alblasserdam.

Steenbergen, T. van, 1980a. De invloed van de weersgesteldheid en de stikstofbemesting op de jaaropbrengst van grasland. Proefveldserie PAW 970. Rapport CABO, Wageningen.

Steenbergen, T. van, 1980b. Het effect van stikstofbemesting op de gewasopbrengst van grasland bij diverse ontwateringstoestanden en grondsoorten. Verslag van de proefveldserie PAW970. Deel II (1964 t/m 1973). Rapport CABO, Wageningen.

Thompson K., J.G. Hodgson, J.P. Grime, I.H. Rorison, S.R. Band & R.E. Spencer (1993). Ellenberg numbers revisited. *Phytocoenologia* 23: 277-289.

Verburg, P.H., 1995. De relatie tussen de vochttoestand van de bodem en de vochtindicatie van de vegetatie: een nadere bepaling van de grens tussen 'vochtig' en 'droog' binnen het ecotopensysteem. Rapport Vakgr. Waterhuishouding LUW, Wageningen.

Wamelink, W. & H.F. van Dobben, in prep. Schatting van de respons van plantesoorten op de milieufactoren vocht, pH en stikstof. Rapport nr. xxx IBN-DLO, Wageningen

Wiertz, J. & Th. Reijnders, in prep. Veldwerk INDIC-project: vegetatieopnamen en bodembemonstering. IBN-DLO/RIVM, Wageningen/Bilthoven.

Wiertz, J., J. Van Dijk & J.B. Latour, 1992. De MOVE-vegetatie module: De kans op voorkomen van 700 plantesoorten als functie van vocht, pH, nutriënten en zout. rapport nr. IBN 92/24; RIVM 711901006, Wageningen/ Bilthoven.

Wilkinson, L., 1990. SYSTAT. The system for statistics. SYSTAT Inc., Evanston, IL.

Willems J.H., 1983. Species composition and above-ground phytomass in chalk grassland with different management. *Vegetatio* 52: 171-180.

Willems J.H. & M.G.L. van Nieuwstadt, 1996. Long-term after-effects of fertilization on above-ground phytomass and species diversity in calcareous grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 7: xxx (in press).

BIJLAGE 1: VERWANT ONDERZOEK

Kalibraties door middel van regressie-analyse van (gemiddelde Ellenberg-)indicatiegetallen met bodemfactoren zijn eerder uitgevoerd door o.a. Gremmen & Ter Braak (1987), Gremmen (1987), Melman et al. (1988), Ter Braak & Van Dam (1989) en Thompson et al. (1993). Ook in Ellenberg et al. (1992) zijn een aantal voorbeelden gegeven van dergelijke kalibraties. In de meeste studies wordt het verband onderzocht tussen het gemiddelde indicatiegetal en de gemeten variabele. Enkel een enkele kozen echter voor een iets andere benadering.

Gremmen & Ter Braak 1987 hebben voor ca. 220 soorten eerst zelf de responsies ten aanzien van het vochtleverend vermogen van de bodem geschat. In de kalibratie vergeleken zij het responsie-optimum per soort met het door Ellenberg gegeven vochtgetal. Er was enig verband tussen beide getallen maar onvoldoende om het ene uit het ander met redelijke zekerheid te kunnen schatten. Waarschijnlijk kwam dit omdat de grondwatertrappen, afgeleid uit de 1:50.000 bodemkaart, weinig representatief zijn voor vegetatieopnamelocaties van ca. 2x2 m. Latour & Reiling (1991) bekeken ook een nieuw bepaald optimum per soort met het indicatiegetal van die soort. Zij leidden nl. het optimum voor bemesting van 42 plantesoorten af uit gegevens van Van Strien (1990) en legden vervolgens een verband met het indicatiegetal berekend volgens de methode TOEWIJS (Clausman et al. 1987).

Gremmen 1987 (p. 33 e.v.) voerde regressies uit op het aantal soorten met een bepaald indicatiegetal (in plaats van het gemiddelde indicatiegetal) en de gemeten milieufactor (pH, N-mineralisatie, vochtleverend vermogen en GVG beide afgeleid uit grondwatertrappen). Verbrug (1995) volgde een vergelijkbare aanpak door een regressie uit te voeren op het percentage 'droge' soorten en de berekende vochtleverantie. Door het aantal soorten per klasse te gebruiken wordt vermeden een gemiddelde indicatiegetal te moeten berekenen. Hieraan zijn mogelijk bezwaren verbonden omdat het in principe een ordinale en geen kardinale schaal betreft. Deze optie komt echter voor onze studie niet in aanmerking, aangezien in de huidige MOVE-module al gekozen is voor het gemiddelde indicatiegetal per proefvlak. Runhaar (1989) gebruikte evenmin het gemiddelde indicatiegetal. Hij ijkte de klassegrenzen van ecologische soortengroepen (Runhaar et al. 1987) aan gemeten milieufactoren door visuele interpretatie van een frequentieverdeling van opnamen. Hij deelde opnamen in naar o.a. vochtklasse (nat, vochtig, droog). Op grond van de verdeling van aantallen opnamen van b.v. de klasse nat over de GVG-as koos hij de grenswaarde voor de overgang van nat naar vochtig.

In de meeste literatuur wordt het gemiddelde indicatiegetal per proefvlak gekalibreerd aan de gemeten bodemfactoren (o.a. in Ellenberg et al. 1992). Deze studies hebben echter doorgaans betrekking op kleinere opnamenbestanden of op enkele specifieke vegetatietypen, of ze zijn verricht in het buitenland, waardoor de representativiteit voor Nederland in discussie komt. Enkele voorbeelden zijn vermeldenswaard. Melman et al. 1988 onderzochten het verband tussen de gemiddelde Ellenberggetallen (naast de indicatiegetallen van Kruyene et al. 1967 en Clausman et al. 1987) enerzijds en de droge stof productie en N-opbrengst in graslanden anderzijds ($r=0.84$, resp. 0.36). Gremmen (1987) geeft resultaten van een regressie-analyse op

basis van ca. 130, qua aard en mineralisatiemeting uiteenlopende proefvlakken in Duitsland en Zwitserland ($r= 0.67$).

BIJLAGE 2: GLOBALE VERDELING VAN OPNAMEN OVER BESTANDEN EN DE BELANGRIJKSTE MILIEUFACTOREN

Genoemde aantallen geven het aantal opnamen welke gebruikt is in deze studie. De 'x' geeft aan dat opnamen uit het betreffende bestand zijn gebruikt, een '0' geeft aan dat er (mogelijk) in het betreffende bestand gegevens beschikbaar zijn over de variabele. In bijlage 3 is per bestand een lijst van variabelen gegeven die bekend is voor de betreffende bestanden.

	ichors	wveg	typbot	indic	cml	heide	kalkgr1	kalkgr2	ibnbot	paw970	ci230	totaal
aant opn.	2254	889	1723	312	202	160	20	30	1242	54	75	6961
pH-H ₂ O	x	x	x	x		x	x		x			5368
pH-KCl			x	x						x		1753
peil				0	x				0	0	0	202
diepte en breed	x	x										2992
PO ₄ ³⁻	x	x				0	0					3138
P-AL			x	x						0		1785
P-citr			x								0	1658
P-Olsen			x									284
K-getal			x	0		0	0					1634
C-N	0			x								317
C-P				x								318
N-opbr								x		x	x	226
Biom-opbr								x		x	x	231
Cl ⁻	x	x		0		0			0			3136

BIJLAGE 3: BESCHIKBARE BESTANDEN**BESTAND: TYPBOT****Filenaam:** TYPBOT.* en TYPMIL.***Bron:** Kruijne et al. (1967); contactpersoon dr. E.P.H. Best/ dr T. Oomes (AB-DLO)**Oorspronkelijk doel onderzoek:**

Verband tussen nederlandse graslandplanten en milieu-factoren t.b.v. landbouw

Aantal, grootte en ligging proefvlakken:

1577 proefvlakken ter grootte van een perceel; oude, permanente graslanden zowel in 'gewoon' agrarisch gebruik als meer extensief. Goede verdeling over Nederland, behoudens in Noord-Brabant, Zuid-Hollandse eilanden en duingebieden.

Aantal en hoeveelheidschatting soorten

483 soorten; frequentiepercentage, dominantiepercentage en gewichtspercentage.

Periode veldwerk:

1934-1958 (vnl. tussen 1942-1953), gedurende een groot deel van het groeiseizoen.

Milieuvariabelen:

bemonsteringsdiepte 0-5 cm

X, Y coördinaten (Amersfoort),

beheer/gebruik (hooiland, hooiweide, wisselweide, echt weiland, boomgaard, maailand, boezemland, ongebruikt (soms gebrand).

landschapstype (zeeklei, rivierklei, uiterwaarden, zeedijken, rivierdijken,veen, klei op veen, beekveen, zand, löss)

vochttoestand (vier geschatte vochtclassen), percentage humus, textuur (<0.02mm, >0.1mm, 0.02--0.1 mm, >0.02mm)

pH-H₂O, K-getal (extractie 0.1 N HCl en 0.4 N HAc) mgK/100g, P-citroen, P-getal, percentage CaCO₃**BESTAND: HEIDE****Bestandsnaam** OP#-#.*, HEIWATER.*, HEINACL.***Bron** J. Roelofs en R. Bobbink Vakgroep Oecologie KUN**Oorspronkelijk doel onderzoek**

invloed van effectgerichte maatregelen

Aantal, grootte en ligging proefvlakken160 proefvlakken 1 m² Brecklenkamp, Punthuizen, Kroondomein Het Loo, Staverden, Schapedobbe, Borkeld, Holtherzand, Oeffelt, Anloo, Hunehuis, Gasteren, Zeegse Drenthe.**Aantal en hoeveelheidschatting soorten**

218 soorten, deels Braun-Blanquet achtige schaal, deels Tansley

Periode veldwerk

mei-sept 1990-1992

Milieuvariabelen

Beheer (geplagd, gemaaid, begraasd en niet-beheerd)

vochtF ??, en in water en in ??N NaCl-extraheerbare ionen: pH, H, Al, Ca, Mg, Fe, Mn, P, S, SI, Zn, Na, K, NH₄, NO₃, Cl, SO₄ umol/kg droge grond

BESTAND: KALKGR1

Bestandsnaam KALKVEG.*, KALKBOD.*

Bron R. Bobbink Vakgroep Oecologie KUN

Oorspronkelijk doel onderzoek

invloed van N-depositie op kalkgraslanden, mn op *Brachypodium pinnatum*

Aantal en ligging proefvlakken

20 proefvlakken 1 m², Wrakelberg en Gerendal (Zuid-Limburg) gemaaid??

Aantal en hoeveelheidsschatting soorten

63 soorten, % bedekking

Periode veldwerk

1985

Milieuvariabelen

pH, K, NH₄, NO₃, PO₄ mmol/kg droge grond

BESTAND: INDIC

Bestandsnaam INDFLORA.*, INDABIO#.*

Bron J. Wiertz IBN-DLO Wageningen/ RIVM Bilthoven

Oorspronkelijk doel onderzoek

relatie soorten en milieufactoren t.b.v. modellen als WAFLO, NTM

Aantal en ligging proefvlakken

318 proefvlakken, 25 m², vnl. oostelijk Nederland en duinen op Ameland, accent op terrestrische vegetaties in natuurgebieden

Aantal en hoeveelheid soorten

376 soorten, Braun-Blanquet achtige schaal

Periode veldwerk

juni-sept 1990-1991

Milieuvariabelen

o.a. pH-H₂O, pH-KCl, C-elementair (in % stoofdroge grond), gloeiverlies (in % stoofdroge grond), textuur (0-16, 16-2000, + zes onderklassen), Pw-getal mg P₂O₅/l grond, P-Al, P-Olson, P-tot, N-tot, Cl mg/100 g droge grond, K-uitwiss. en K-water me/ 100g droge grond, K extractie in HCl mg/100 g droge grond; Ca, Cl mg/l, pH en EGV µS/m gemeten in grondwater uit boorgat.

BESTAND: CML

Bestandsnaam CMLFLORA, CMLMIL

Bron Runhaar (1989)

Oorspronkelijk doel onderzoek

Toetsing indeling soortengroepen aan gemeten bodemvariabelen ter kalibratie CML-ecotopen indeling

Aantal en ligging proefvlakken

202 proefvlakken, ca. 25 m², vnl. oostelijk, Pleistoceen Nederland en duinen op Texel, accent op terrestrische vegetaties in natuurgebieden

Aantal en hoeveelheid soorten

380 soorten, Braun-Blanquet achtige schaal

Periode veldwerk mei- sept 1987

Milieuvariabelen

textuur (veldschatting), GVG (14 daagse meting 1980-1987)

Ca, Cl mg/l, pH en EGV $\mu\text{S/m}$ gemeten in grondwater uit boorgat.

BESTAND: KALKGR2

Bestandsnaam PLYST.*, BEMNUTBR.*, GERGR92.*

Bron J.H. Willems Vakgroep Botanische oecologie en Evolutie biologie R.U.U.

Oorspronkelijk doel onderzoek

tijdreeks onderzoek effecten van beheer (plaggen) en bemesting (kalk 850 kg/ha.j, N/P/K 170/50/50, resp. 115/355/115 kg/ha.j) op kalkgraslanden

Aantal en ligging proefvlakken

10 proefvlakken, 1,5x1,5 m², Gerendal (Zuid Limburg)

Aantal soorten

69 soorten, bovengrondse biomassa voor resp. grassen en kruiden

Periode veldwerk

1973, 1979 en 1990 uit de reeks van aug 1971-1993; in 1979 zijn de behandelingen gestaakt.

Milieuvariabelen

N en P-gehalten in grassen, kruiden; biomassa van grassen en kruiden

N-tot, P-tot, K-tot, CaCO₃ in bodem kg/ha

BESTAND: CI203

Bestandsnaam CI203BO3, CI203MIL

Bron

CI203 proefvelden: Altena (1993), Jagtenberg (1961); contactpersoon dr. E.P.H. Best/ dr T. Oomes (AB-DLO)

Oorspronkelijk doel onderzoek

Effecten van bemesting op de productie van enkele graslandtypen in relatie tot bemesting en vochtvoorziening; contactpersoon dr. E.P.H. Best/ dr T. Oomes (AB-DLO)

Aantal en ligging proefvlakken

27 proefvlakken, grootte 100 m². gelegen vnl in Groningen, Drenthe, Gelderland en Zuid-Holland. In principe praktijk bemesting bepaald door de boer zelf. Maai frequentie ca. 5x per jaar.

Aantal en hoeveelheidsschatting soorten

69 soorten, drooggewichtspercentage per soort, d.w.z. in 50-70 plukjes van 0,25 dm²

Periode veldwerk

1962, geselecteerd uit de serie 1946-1963

Milieuvariabelen

X, Y coördinaat (Amersfoort), landschapstype (Geldersdse klei, Zuidhollands veen, Groningen/Friesland/Drenthe, Zuid-west Friese klei), textuur (zand, veen, klei,)

grondwaterpeil voorjaar 1/4 - 15/5, zomer 16/5 - 31/8, herfst 1/9 - 31/10, winter 1/11 - 31/3

NPKbemesting (N-org+N-anorgisch) praktijkbemesting kg/ha.j

K-getal, P-citroenzuur

Jaaropbrengst ton droge stof/ha.j, N-opbrengst kg N/ha.j

BESTAND: PAW970

Bestandsnaam PW970BOT, PW970MIL

Bron PAW970 proefveld serie. Van Steenberg (1980^{a,b}); ; contactpersoon dr. E.P.H. Best/ dr T. Oomes (AB-DLO)

Oorspronkelijk doel onderzoek

effect van Nbemesting op de opbrengst

Aantal en ligging proefvlakken

25 vnl. natte tot vochtige proefvelden in normaal agrarisch beheer verdeeld in blokken 5x6 m met elk een verschillende bemesting o.a. 0, 200 of 500 kg N/ha.j

Aantal en hoeveelheidsschatting soorten

50 soorten, drooggewichts percentage per soort in 50 plukjes van 0,25dm²

Periode veldwerk

1964-1968 voorjaar, 1969-1973 zomer

Milieuvariabelen

X, Y coördinaat (Amersfoort), landschapstype (Gelderland, Zuidholland, Groningen/Friesland/Drenthe, Friesland), textuur (zand, veen, klei) (<0.02mm, >0.1mm, >0.02mm)

hoogste grondwaterpeil (oktober-maart), laagste grondwaterpeil (maart-oktober)

pH-KCl

Nbemesting kgN/ha.j (org+anorgisch)

Organische stof percentage

K-getal mgK/100g, K-gehalte, P-Al, percentage CaCO₃

Jaaropbrengst ton droge stof/ha.j, N-opbrengst kg N/ha.j

BESTAND: WVEG

Bestandsnaam WATVEG1.*, WATVEG2.*, BODVEG1.* BODVEG2.*, WATAQA.*, OMGAQA.*, BODAQA.*

Bron Lyon & Roelofs 1986; contactpersoon R. Bobbink Vakgroep Oecologie KUN

Oorspronkelijk doel onderzoek

Relatie van waterplanten met water- en bodemkwaliteit en ontwikkeling van een indicatiesysteem voor aquatische ecosystemen

Aantal en ligging proefvlakken

588 proefvlakken, 5x(max)5 m². vnl. sloten (ca. 50%), maar overigens vrij goed verdeeld over verschillende watertypen in Nederland (oververtegenwoordiging van vennen)

Aantal soorten ca. 250

Periode veldwerk

mei-oct en nov-april 1978-1983; soms is een tweede bemonstering in zomer en/of winter uitgevoerd

Milieuvariabelen

pH, HCO₃, PO₄, NH₄, NO₃, Na, K, Mg, Fe, Mn, Ca, Cl, SO₄, umol/l; diepte en breedte van het water

BESTAND: ICHORS

Bestandsnaam ICHORS

Bron Barendregt et al. 1986, Barendregt & Wassen 1989, Barendregt & Bootsma 1991, Barendregt et al. in prep., Grootjans et al. 1990

Oorspronkelijk doel onderzoek

Relatie van waterplanten met waterkwaliteit/diepte e.d. ter ontwikkeling van een voorspellingsmodel

Aantal en ligging proefvlakken

2255 opnamen, vnl. water-, deels moerasvegetaties in Utrecht, Noord- en Zuid-Holland

Aantal soorten 280

Periode veldwerk groeiseizoen 1984-1990

Milieuvariabelen in totaal 29 variabelen, o.a. pH, PO₄, NH₄, NO₃, Cl mg/l; diepte en breedte van het water

BESTAND: IBNBOT

Bestandsnaam IBN#.*, IBNMILD.*

Bron Diverse publicaties/onderzoekers, zie Bijlage 4; contactpersoon H.W. van Dobben & W. Wamelink

Oorspronkelijk doel onderzoek

uiteenlopend omdat diverse bronnen gebruikt zijn

Aantal en ligging proefvlakken

1242 opnamen, uiteenlopende groottes, vnl ca. 4-25 m²

Aantal soorten

607 soorten, diverse bedekkingschalen

Periode veldwerk

uiteenlopend, omdat diverse bronnen gebruikt zijn

Milieuvariabelen

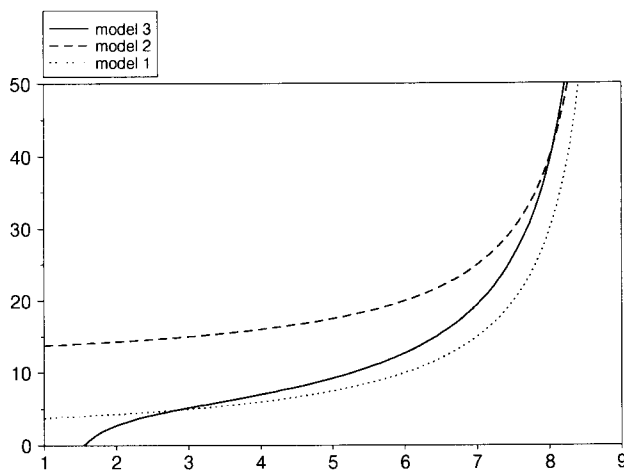
X,Y-coördinaten (Amersfoort), IPI, GHP, GLP, GVP, pH-water, Nmin, Nto, Ptot, P₂O₅, C/N, K₂O, NaCl; zie ook Bijlage 5

BIJLAGE 4: DRIE VORMEN VAN HET NON-LINEAIRE MODEL

model 1:
$$Y = \frac{c}{(d-X)}$$

model 2:
$$Y = a + \frac{c}{(d-X)}$$

model 3:
$$Y = \frac{a}{(b-X)} + \frac{c}{(d-X)}$$



BIJLAGE 5: BRONVERMELDING VOOR DATA VERZAMELD DOOR W. WAMELINK (IBN-DLO)

Achtereenvolgens wordt informatie verschaft over het (eerste) opnamenummer, jaar van publikatie, titel publikatie (verkort), auteur en methoden:

100233 1975

De verspreiding van de mossen op de voormalige zandplaat de Hompelvoet in de Gre
J. Beijersbergen
pH, GHG, GLG in dm -mv

101001 1993

Strooiselonderzoek in bemestingsgradiënten
H. Kortleven
pH, EGV in $\mu\text{S}/\text{cm}$

102001 1980

Floristisch, ekologisch en fytoologisch onderzoek van het natuurgebied 'S-Gravend
D. Paelinckx
PH bodem,peil,in water $\text{N02}+\text{NO3}$ mg/l, PO4 mg/l, K mg/l,EGV μmhos

103010 1963

Onderzoek naar de oecologie van *Phragmites communis* in de omgeving van Kalenberg
F.D. Boesewinkel
GHP,pH water

104001 1977

Over de achteruigang van het blauwgrasland "de Reitma" bij Elp (Drenthe).
A. Grootjans
Peil

105001 1977

Vegetatie en bodem van nat-droog gradiënten. Een studie van gradiënten langs de
H. Koene, M. Veerman
Peil,PH,Nmin in H2O in mgN/l, P2O5 in mg/kg, K2O in mg/kg

106001 1985

Een onderzoek naar de nutriëntenhuishouding van een trilveen in de Weerribben.
A.M. Kooijman
Peil,PH,NTOT mg/kg DS,Ptot mg/kg DS,K mg/kg DS vd Kragge

108011 1983

Verslag ven een ecohydrologische stage in "de Weerribben"(N.W.-Overijssel, NI)
D. BOEYE
pH water, EGV in $\mu\text{S}/\text{cm}$.

109009 1979

Detailkartering en bodemvruchtbaarheids-onderzoek op verlaten landbouwgrond in d
J.E. Kronenberg

pH,Ntot mg/kg,P in mg/Kg

107019 1973

Cranendonck 1973, geen verslag, gegevens van Pieter Slim

P. Slim

NTOT IN mg/kg,Ptot in mg/kg,K in mg/kg

110001 1981

Waterhuishouding, bodem en vegetatie van enkele gelderse natuurgebieden.

J.C. Both

Peil, aan grond:pH,pHKCl,NO₃+NH₄ mg/Kg,Ptot in MG/KG,Ktot in mg/Kg C/N

113001 1975

Inventarisatie van vaatplanten en mossen in sprengen en brongebieden van de oost

H.v. DAM

pH veld,beekwater NO₂+NO₃+NH₄ in mg/l,PO₄ in mg/l,NaCl (Cl) in mg/l

114001 1982

Oecologische gevolgen van de ruilverkavelingen Rolde en Anloo.

D LOGEMANN

Peil,pH-KCl,

115001 1974

Vegetatieonderzoek van de st. Janshoek in de Groede, en de Berkenvallei, Tersch

M.Nijland van Gijsen

Peil,pH-H₂O,Cl-gehalte in MG/KG

116001 1990

Fysisch-chemische analyses van bodemmonsters en topografische beschrijving van b

S van den Berg

pH-H₂O en -KCl, NO₃+NH₄ mg/Kg, K meq/100g, C/N ratio, Ptot mg/Kg. aan grond

117019 1992

opnamen van Henk Siebel

H. Siebel

pH-H₂O, Ntot Mg/kgds, Ptot mg/kgds aan grond

119001 1978

Vegetatiekartering (schaal 1:1000) van het zuidoostelijk terrein van de Empese e

H.A. Tinkelberg

Peil,aan grond:pH,pHKCl,NO₃+NH₄ in mg/Kg,Ptot in MG/KG,Ktot in mg/Kg,C/N