

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU
BILTHOVEN
RIJKSINSTITUUT VOOR INTEGRAAL ZOETWATERBEHEER EN
AFVALWATERBEHANDELING
LELYSTAD

***PCDitch*, een model voor eutrofiëring en
vegetatie-ontwikkeling in sloten**

J.H. Janse & P.J.T.M. van Puijenbroek

september 1997

RIVM rapport nr. 703715 004
RIZA werkdocument nr. 97.151X

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Ministerie van VROM, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water en Landbouw, in het kader van het project 'Onderbouwing normstelling waterkwaliteit', projectnr. 703715. Het onderzoek werd uitgevoerd in samenwerking met het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling.

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven,
tel. 030-2749111, fax 030-2742971
Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Postbus 17,
8200 AA Lelystad, tel. 0320-298411, fax 0320-249218

Dit rapport bevat xii + 121 pagina's.

© 1997: J.H. Janse, RIVM, Bilthoven

VERZENDLIJST

- 1 Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water, Landbouw, hoofdafdeling Water
- 2 Directeur-Generaal Milieubeheer, drs. G.J.A. Al
- 3 Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer, dr.ir. B.C.J. Zoeteman
- 4 ir. J.F.M. van Vliet (DGM/DWL)
- 5 drs. D.A. Jonkers (DGM/DWL)
- 6 ir. A. Roos (DGM/DWL)
- 7 dr. I.R.M. Hovenkamp-Obbema (Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier)
- 8 dr. P.C.M. Boers (RIZA)
- 9 ir. F. Leus (RIZA)
- 10 drs. A. Ooms-Wilms (Provincie Noord-Holland)
- 11 drs. A. Houdijk (Provincie Noord-Holland)
- 12 drs. J.-W. Siffels (Provincie Noord-Holland)
- 13 drs. A. Gonggrijp (Provincie Zuid-Holland)
- 14-16 dr. T.H.L. Claassen (Waterschap Friesland)
- 17 drs. C. van Burken (Waterschap Friesland)
- 18 drs. C. Roos (Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier)
- 19-21 Bibliotheek Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier
- 22 ing. P. Heuts (Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden)
- 23 dr. S.P. Klapwijk (STOWA)
- 24 dr. M.C.H. Witmer (Provincie Noord-Brabant)
- 25 Dienst Milieu en Water, Provincie Groningen
- 26 dr. H. de Haan, Afdeling Water/Milieu, Provincie Friesland
- 27 ir. R. Veeningen, Waterschap Friesland
- 28 Productgroep Ruimte en Water, Prov. Drenthe
- 29 Hoofdgroep Milieu en Water, Prov. Overijssel
- 30 Afd. Milieuplanvorming, Prov. Flevoland
- 31 Dienst Milieu en Water, Prov. Gelderland
- 32 Dienst Water en Milieu, Prov. Utrecht
- 33 Afdeling Water, Prov. Noord-Holland
- 34 Dienst Water en Milieu, Prov. Zuid-Holland
- 35 Directie Ruimte, Water en Milieu, Prov. Zeeland
- 36 Dienst Waterstaat, Milieu en Vervoer, Prov. Noord-Brabant
- 37 Hoofddgroep Verkeer, Milieu en Waterstaat, Prov. Limburg
- 38 Dr. P.R. de Vries (Unie van Waterschappen)
- 39 Bibliotheek Unie van Waterschappen
- 40 Waterschap Friesland
- 41 Zuiveringsschap Drenthe
- 42 Waterschap Groot Salland
- 43 Waterschap Regge en Dinkel
- 44 Heemraadschap Fleverwaard
- 45 Zuiveringsschap Rivierenland
- 46 Waterschap Veluwe
- 47 Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden
- 48 Hoogheemraadschap Amstel, Gooi en Vecht
- 49 Waterschap Groot-Geestmerambacht
- 50 Waterschap Hollands Kroon
- 51 Waterschap Het Lange Rond
- 52 Waterschap de Waterlanden
- 53 Waterschap Westfriesland
- 54 Hoogheemraadschap van Rijnland
- 55 Hoogheemraadschap van de Alblasserwaard en de Vijfheerenlanden
- 56 Hoogheemraadschap van Delfland
- 57 Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden

58	Hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard
59	Hoogheemraadschap van Schieland
60	Waterschap Zeeuwse Eilanden
61	Gemeenschappelijke Technologische Dienst
62	Hoogheemraadschap van West-Brabant
63	Zuiveringsschap Limburg
64	Bibliotheek RIZA
65	Depot van Nederlandse Publicaties en Nederlandse bibliografie
66	Hydrotheek
76-83	Leden CIW-CUWVO-V
84-93	Leden CIW-CUWVO-VII
94	drs. J. van der Does (Hoogheemraadschap van Rijnland)
95	drs. L.J. Frinking (Hoogheemraadschap van Rijnland)
96	ir. B. v.d. Veer (Hoogheemraadschap van Rijnland)
97	dr. E. van Duin (Hoogheemraadschap van Rijnland)
98	ir. D.T. van der Molen (RIZA)
99	ir. S.H. Hosper (RIZA)
100	ir. J.P.A. Luiten (RIZA)
101	ir. J. van der Kolk (SC-DLO)
102	ir. J. Drent (SC-DLO)
103	dr. P.F.M. Verdonschot (IBN-DLO)
104	dr. G.H.P. Arts (IBN-DLO)
105	prof. dr. L. Lijklema (LUW)
106	dr. E. van Donk (LUW)
107	dr. R.M.M. Roijackers (LUW)
108	ir. A.H. Eugelink (Tauw)
109	dr. R. Portielje (RIZA)
110	dr. C.J. Roest (SC-DLO)
111	drs. P.L.G.M. Heszen (BKH)
112	dr. H.J. Gons (NIOO/CL)
113	ing. M. Janssen (Prof. H.C. van Hall Instituut)
114	dr. L.W.G. Higler (IBN-DLO)
115	ing. L. Schouten (Synoptics)
116	ir. H. Aalderink (LUW)
117	Directie RIVM
118	ir. N.D. van Egmond
119	ir. F. Langeweg
120	drs. L.H.M. Kohsiek
121	dr. D. Onderdelinden
122	ir. R. v.d. Berg
123	ir. A.H.M. Bresser
124	drs. W.J. Willems
125	ir. B. Fraters
126	dr.ir. C.R. Meinardi
127	dr. ir. J.R.M. Alkemade
128	drs. A.C.M. de Nijs
129	drs. T.P. Traas
130	drs. A.H. Bakema
131	drs. T. Aldenberg
132-133	dr. L. van Liere
134	dr. J.E.M. Beurskens
135	dr. W. Ligtvoet
136	drs. J.C. van der Vlucht
137	drs. F.J. Kragt
138	W.H. Willemsen
139	M.J. 't Hart
140	drs. P.R.G. Kramer
141	drs. F.G. Wortelboer

- 142 ir. J. Knoop
- 143 ir. M.H.J.L. Jeuken
- 144 ir. G. van Drecht
- 145 ing. L. Breebaart
- 146-149 Auteurs
- 150 Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations RIVM
- 151-152 Bibliotheek RIVM
- 153 Bureau Projecten- en Rapportenregistratie RIVM
- 154-185 Reserve-exemplaren

VOORWOORD

Dit rapport is de neerslag van de eerste fase (maart 1995 - maart 1997) van het project 'PCDitch, nutriëntenmodel voor sloten' (LWD-project LP 8), uitgevoerd door het RIVM, Lab. voor Water- en Drinkwateronderzoek, in opdracht van het Directoraat-Generaal Milieubeheer van het Ministerie van VROM en in samenwerking met het RIZA. Het vormt een onderdeel van zowel het project 'Onderbouwing normstelling waterkwaliteit' (703715) als het project 'Milieu en natuur' (408657).

Het uitvoerend projectteam bestond uit:

- dr. L. van Liere, projectleider (LWD)
- drs. J.H. Janse (LWD)
- drs. P.J.T.M. van Puijenbroek (LWD)
- drs. T. Aldenberg (LWD)
- ir. F. Leus (RIZA)

De begeleidingscommissie bestond uit:

- drs. D. Jonkers (DGM)
- ir. A. Roos (DGM) (vanaf jan. 1997)
- dr. P.C.M. Boers (RIZA)
- dr. G.M. van Dijk (RIVM) (tot juni 1996)
- dr. I.R.H. Hovenkamp-Obbema (Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen) (vanaf jan. 1996)
- ir. A.L. Ooms-Wilms (Provincie Noord-Holland) (vanaf aug. 1996)
- dr. T.H.L. Claassen (Waterschap Friesland) (vanaf jan. 1997)
- drs. A. Gonggrijp (Provincie Zuid-Holland) (vanaf jan. 1997)

Bij het project is mede gebruik gemaakt van gegevens verzameld door de LUW, Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Oecologie (prof. dr. L. Lijklema, ir. A.H. Eugelink), het Staring Centrum (ir. J. Drent; dr. C.J. Roest, ir. J. Kroes) en het Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier (dr. I.R.H. Hovenkamp-Obbema, ing. P. van der Schaaf, ing. M. Meirink, ing. R. Kampf). Alle genoemde personen en instellingen wordt hartelijk dank gezegd voor hun medewerking. M.J. 't Hart (RIVM) wordt dank gezegd voor de informaticatechnische ondersteuning, en drs. P.R.G. Kramer, drs. F.G. Wortelboer en drs. T.P. Traas (allen RIVM) voor het gebruik van de aansturingsroutines.

INHOUD

VERZENDLIJST	iii
VOORWOORD	vi
ABSTRACT	ix
SAMENVATTING	xi
SUMMARY	xii
1. INLEIDING	1
1.1. Beleidskader en doel van het projekt	1
1.2. Het watertype sloten	1
1.3. Benaderingswijze	3
1.4. Werkwijze en indeling van het rapport	3
2. MODELBESCHRIJVING	5
2.1. Structuur en processen	5
2.2. Invoer en uitvoer van het model	10
3. METHODIEK	13
3.1. Simulatie en aansturing	13
3.2. Optimalisatie	13
4. TOEPASSING OP DE PROEFSLOTEN SINDERHOEVE	15
4.1 Doel	15
4.2. Systeemdefinitie en invoergegevens	15
4.3. Veldgegevens	17
4.4. Simulatie en optimalisatie	17
4.5. Resultaten	19
4.6. Conclusies en discussie	19

5. TOEPASSING IN HOLLANDS NOORDERKWARTIER	25
5.1. Inleiding	25
5.2. Systeembeschrijving en invoergegevens	25
5.3. Veldgegevens	29
5.4. Resultaten huidige toestand	33
5.5. Scenario's	38
5.6. Discussie	39
6. TOEPASSING OP EEN 'GEMIDDELDE' SLOOT	43
7. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	47
7.1. Conclusies	47
7.2. Aanbevelingen	47
LITERATUUR	49
LIJST VAN FIGUREN IN DE TEKST	52
BIJLAGEN:	53
A. AANVULLENDE FIGUREN BIJ HOOFDSTUK 5	53
B. LIJST VAN PLANTENSOORTEN	77
C. MODEL FORMULATIONS	81

ABSTRACT

Overfertilization by agriculture loads polder ditches in such a manner as to allow transition from submerged macrophyte-dominated clear water to water completely covered with duckweed, the latter disturbing aerobic life and diminishing biodiversity. *PCDitch*, representing a functional model of a ditch, describes the nutrient fluxes in the water, the sediments and the vegetation, as well as the competition between different groups of vegetation. *PCDitch* was calibrated using data from the experimental ditch system at Sinderhoeve, in cooperation with the Wageningen Agricultural University and the Winand Staring Centre. The observed dominance of submerged macrophytes at a low nutrient loading, in contrast to duckweed dominance at a high one, was simulated reasonably by the model. This was followed by a model application on the ditches in the province of Noord-Holland, using field data from the Water Authority in Hollands Noorderkwartier. This application was hampered by the problem of non-representative input data on loading and hydrology. The final result was a method to relate nutrient load to dominant vegetation. The model predicts the existence of a 'critical load' or 'critical concentration' in the water above which one may expect duckweed coverage. These 'critical' parameters depend on type of soil, concentration of inlet waters, hydraulic residence time and nutrient-uptake by vegetation. The dose-effect responses calculated in this stage are preliminary. It is recommended to validate the model in field situations using detailed input data on hydrology and run-off.

SAMENVATTING

Poldersloten behoren tot de watersystemen die het sterkst te lijden hebben van eutrofiëring. De landbouw is in de meeste gevallen de belangrijkste bron van nutriënten. Eutrofiëring veroorzaakt in sloten vaak een omslag van een dominantie van ondergedoken waterplanten naar een gesloten kroosdek en/of flab. Hiermee gepaard gaan een verslechtering van de zuurstofcondities en verlies aan biodiversiteit. De vraag is bij welke nutriëntenbelasting deze omslag optreedt. Deze vraag wordt benaderd met het model PCDitch.

PCDitch is een functioneel model van een slootecosysteem. Het beschrijft dynamisch de nutriëntenhuishouding in de sloot, met inbegrip van de sedimenttoplaag en de vegetatie, en de competitie tussen algen en verschillende groepen waterplanten: ondergedoken, drijvende en emerse planten, al dan niet wortelend. Invoergegevens voor het model zijn de stikstof- en fosforbelasting, watertoevoer, diepte en sloottype (bodemtype); de voornaamste uitvoervariabelen zijn de biomassa's of bedekkingspercentages en nutriëntengehalten van de verschillende vegetatiegroepen, totaal-algen en de stikstof- en fosforgehalten in water en sediment.

Het model is toegepast en deels geijkt op de gegevens van acht experimentele, stagnante sloten, waarvan vier klei- en vier zandsloten, op de Sinderhoeve te Renkum (Eugelink et al., 1997). Van elk bodemtype waren er een onbelaste controlesloot en drie niveaus van nutriëntentoevoering. In de controles en de laag- en middelbelaste sloten ontwikkelde zich een ondergedoken vegetatie, terwijl de hoogbelaste al snel werden gedomineerd door kroos. In de zandsloten was de submerse biomassa steeds lager dan in de overeenkomstige kleisloten. Deze waarnemingen konden in grote lijnen door het model worden gereproduceerd. Algen en emerse planten werden door het model onderschat. Ongeveer 20 parameters werden gekalibreerd op de gemeten bedekkingsgraden met behulp van een optimalisatiemethode. Hierbij werd gezocht naar die parametercombinatie die in alle acht sloten tot een redelijke overeenstemming tussen model en metingen leidde.

Er is ook een voorlopige veldtoepassing uitgevoerd in de regio Hollands Noorderkwartier (de kop van Noord-Holland). De 350 bemonsteringspunten tonen onderling een grote variatie in nutriëntengehalten en vegetatie. Gegevens over hydrologie en belasting (voornamelijk door uit- en afspoeling van landbouwgronden) werden ontleend aan de resultaten van andere modellen en aan GIS-kaarten. Deze studie liet nog geen conclusies toe over de toepasbaarheid van het model, met name door niet-representatieve invoergegevens en het ontbreken van gedetailleerde hydrologische informatie, en door het feit dat 1-dimensionale berekeningen nog niet mogelijk waren.

Tenslotte is een methode gepresenteerd om met het model dosis-effekt-relaties te berekenen tussen nutriëntenbelasting en de dominante vegetatiegroep. Het model voorspelt het bestaan van een 'kritische' belasting of 'kritische' concentratie in het toevoerende water, waarboven een overgang van een submerse vegetatie naar kroosdominantie waarschijnlijk is. De kritische belasting is lager naarmate de watertoevoer geringer en/of de sloot ondieper is. In een gemiddelde kleisloot wordt een kritische invoerconcentratie berekend in de orde van grootte van enkele tienden van een mgP l⁻¹; het gehalte in de sloot zelf ligt lager vanwege nutriëntenopname door planten. De afgeleide dosis-effekt-curven hebben in dit stadium nog een voorlopig karakter.

Aanbevolen wordt om de kalibratie op de gegevens van de proefsloten te voltooien, gecombineerd met gevoeligheidsanalyse en vaststelling van de resterende onzekerheid (spreiding) in de resultaten. Een tweede aanbeveling is toetsing van het model, in een 1-dimensionale versie en gekoppeld aan een waterbewegingsmodel, in één of meer proefgebieden in het veld, met gebruikmaking van gedetailleerde hydrologische, uitspoelings- en GIS-gegevens. Na toetsing kan het model worden gebruikt voor scenario-analyses en voor onderbouwing van typegerichte waterkwaliteitsnormen. Verdere aanbevelingen betreffen het gebruik van PCDitch in stroomgebiedsstudies ter berekening van de nutriëntenretentie in afvoergebieden, en koppeling van PCDitch met correlatieve modellen voor de soortensamenstelling van aquatische organismen.

SUMMARY

Polder ditches are among the water bodies which are strongly affected by eutrophication. Agriculture is the dominant source of nutrients in most of these waters. Eutrophication causes a shift from a dominance of submerged vegetation to a dominance of duckweeds (*Lemnidae*) and/or filamentous algae. A dense duckweed cover may lead to anoxic conditions in the water and loss of biodiversity. The question is at what level of nutrient input this shift occurs. This question is addressed by means of the model *PCDitch*.

PCDitch is a functional model of a ditch ecosystem. It describes dynamically the nutrient cycles within the water, the upper sediment and the vegetation, as well as the competition between several vegetation classes: submerged, floating and emerged plants, rooted or non-rooted, as well as algae. The input of the model consists of the nitrogen and phosphorus loading, dilution rate, water depth and 'ditch type' (mainly based on sediment type). The output comprises the biomass and nutrient content of the different vegetation groups, algae, and the N and P concentrations.

The model has been applied to, and partly calibrated on, the data of eight stagnant experimental ditches, four with a clayish and four with a sandy sediment, located at Renkum, The Netherlands (Eugelink et al., 1997). For both types, there was an untreated control ditch and three levels of nutrient addition. The field data revealed a dominance of submerged plants in the controls and in the low- and medium-loaded ditches, while in the high-loaded ones a dense cover of duckweeds developed. In the sandy ditches, the submerged biomasses were lower than in the respective clayish ditches. These observations could grossly be reproduced by the model. Algae as well as helophytes, however, were underestimated in the simulations. About 20 parameters were calibrated on the vegetation data using an optimisation method, seeking the optimal parameter combination that gives a reasonable fit between model and data in all eight ditches.

A preliminary field application in the region of Hollands Noorderkwartier, a mainly agricultural area, has been performed. The 350 sampling stations show a wide range of nutrient concentrations and vegetation cover. The hydrological input and nutrient loading data (mainly from agricultural run-off) were derived from the results of other models and from GIS data. The study did not allow definite conclusions about the model's applicability, mainly because of non-representative input data and the lack of detailed hydrological data. Also the zero-dimensional character of the model hampered a successful regional application.

A method is presented to assess dose-effect-relations between nutrient loading and the dominant vegetation group. The model predicts a 'critical' loading value or 'critical' input concentration, above which a shift from submerged plants to duckweed dominance is likely. The 'critical' loading decreases with decreasing water supply or with decreasing water depth. In an 'average' clayish ditch, a 'critical' input concentration of several tenths of a mg P per liter was derived; the in-ditch concentration is lower, because of plant nutrient uptake. At this stage, the derived dose-effect-relations are only preliminary.

It is recommended to continue the calibration on the experimental ditches, combined with sensitivity analysis and assessment of the uncertainty in the results. Secondly, it is recommended to validate the model, as a one-dimensional version, in one or several field areas (hydrological units), where detailed hydrological and GIS data and concomitant observations on water quality and vegetation are available. After validation, the model will be apt for use in scenario analyses and for the derivation of water type dependent nutrient loading standards. Other recommendations are the use of *PCDitch* in watershed studies, to calculate the nutrient retention in polder areas, and coupling of *PCDitch* with descriptive-statistical models for the prediction of species composition of aquatic organisms.

1. INLEIDING

1.1. Beleidskader en doel van het project

Voor het beleid ten aanzien van de eutrofiëringsbestrijding is er behoefte aan een kwantitatief inzicht in de relatie tussen de nutriëntenbelasting van oppervlaktewateren (sloten, vaarten, meren) en de ongewenste effecten die daarvan het gevolg zijn. Deze vraag is met name actueel voor het beleid ten aanzien van de overbemesting in de landbouw (Tweede Kamer, 1995). In twee 'Desk-studies' (Oenema & van Dijk, 1994; van Eck, 1995) zijn relaties gelegd tussen het bemestingsniveau en de P- en N-verliezen naar het oppervlaktewater (van der Molen & Breeuwsma, 1995). Deze studies hebben geleid tot de zgn. Milieukundige Normen voor het acceptabel nutriëntenverlies uit landbouwgronden. Bij de genoemde studies is als grenswaarde voor de oppervlaktewaterkwaliteit voorlopig uitgegaan van de grenswaarden uit de Evaluatienota Water (Tweede Kamer, 1994): 0.15 mg/l totaal-P en 2.2 mg/l totaal-N gemiddeld voor het zomerhalfjaar.

Deze normen zijn echter afgeleid voor meren (CUWVO, 1987; Lijklema et al., 1988), en staan overigens ook daar ter discussie, en zijn niet zonder meer toepasbaar op andere watertypen zoals sloten. Er is behoefte aan een betere *ecologische onderbouwing* van deze normen via een koppeling met 'echte' ecologische doelvariabelen, zoals de algen- of plantenbiomassa of de samenstelling van de levensgemeenschap. Ten tweede is er behoefte aan een nadere uitwerking en *differentiatie* van de normen voor verschillende watertypen en verschillende regio's in ons land. Deze differentiatie omvat minimaal de verschillende hoofdwatertypen zoals gedefinieerd door CUWVO en STOWA. Dit zijn (CUWVO, 1988):

- stromende wateren (rivieren en beken)
- ondiepe meren en plassen
- sloten
- kanalen en vaarten
- zand-, grind- en kleigaten (diepe putten).

Dit project richt zich op het watertype *sloten*. **Het heeft tot doel om relaties te leggen tussen de externe nutriëntenbelasting en een aantal functioneel-ecologische kenmerken van sloten, te weten de nutriëntenhuishouding en de biomassa van waterplanten, algen en kroos.** Het doel is om de 'kritische belasting' aan te geven waarboven de kans op ongewenste effecten groot is. Daarmee kan het model een bijdrage leveren aan een samenhangend stelsel van emissie- en waterkwaliteitsnormen, en kan het worden gebruikt bij scenario-analyses. In een later stadium zal ook de (hydrologische) samenhang met andere watertypen in de normering worden betrokken. De relatie tussen landgebruik (bijvoorbeeld bemesting) en emissies vallen buiten het model; hiervoor zijn invoergegevens van elders (bijvoorbeeld uit andere modellen) nodig. De doelgroep voor het gebruik van de modelresultaten is primair rijks- en regionale overheden, waterbeheerders en mogelijk milieu- en landbouworganisaties. De concrete modeltoepassing ligt momenteel bij het RIVM, maar zal in de toekomst ook mogelijk zijn door technisch-wetenschappelijke medewerkers van genoemde instanties. Dit rapport geeft een beschrijving van het model en van enkele eerste toepassingen.

1.2. Het watertype sloten

Sloten zijn met een totale lengte van ongeveer 300.000 km het meest algemene watertype in Nederland. Ook in laaggelegen gebieden in andere landen komen zij voor. Het zijn gegraven wateren, in het algemeen < 1,5 m diep en < 10 m breed, met als taak het afvoeren van overtollig water. De hoogste slotendichtheid vindt men in gebieden die niet van nature afstromen (poldergebieden). In perioden van watertekort vindt via de sloten ook aanvoer van water plaats.

Sloten vormen een wijdvertakt netwerk, veelal uitmondend in een hoofdwatrgang die aangesloten is op een gemaal en een of meer inlaatwerken. Deze vormen de schakel tussen het polderwater en het hoofdwaternetwerk (in laag-Nederland veelal het boezemwater), bestaande uit kanalen en meren, die weer de schakel vormen met de rivieren en de zee. Hun functie brengt met zich mee dat sloten een zeer dynamisch watertype zijn, met een grote tijdsvariatie in debiet, waterdiepte, nutriëntenbelasting en watersamenstelling. Zij hebben vaak een verschillende stroomrichting en soms een verschillend peil in zomer en winter. Ter behoud van hun functie is meestal periodiek onderhoud nodig in de vorm van schonen (waterplantenverwijdering) en baggeren. Behalve een watertransportfunctie kunnen (netwerken van) sloten ook een belangrijke natuurfunctie hebben.

Door de geringe waterdiepte van sloten wordt de primaire produktie er in het algemeen gedomineerd door hogere waterplanten (makrofyten). Vele tientallen plantesoorten kunnen voorkomen, die - functioneel-ecologisch gezien - bijvoorbeeld kunnen worden verdeeld naar groeivorm: submerse, drijvende en emerse soorten. Daarnaast zijn benthische en epifytische algen en soms draadalg (flab) van belang; fytoplankton speelt meestal een ondergeschikte rol. Door de geringe afmetingen zijn de relaties tussen water, bodem en oever intensief. Er kan een grote verscheidenheid aan makrofauna-organismen voorkomen. Het slootecosysteem kan worden opgevat als een combinatie van het vrij-water-subsysteem, het makrofyten-subsysteem en het bodem-subsysteem (Veeningen, 1985).

De meeste sloten in het agrarisch gebied worden sterk belast met nutriënten (evenals plaatselijk met bestrijdingsmiddelen). Eutrofiëring uit zich in sloten vooral in een sterke toename van de hoeveelheid waterplanten, en in een verschuiving van soorten met een verticale naar die met een horizontale groeistrategie (Bloemendaal & Roelofs, 1988). De extreme vorm daarvan is een gesloten kroosvegetatie, die nadelige gevolgen heeft voor veel andere organismen doordat het binnendringen van licht en zuurstof in het water wordt belemmerd. Het optreden hiervan wordt behalve door de mate van nutriëntenbelasting mede bepaald door tal van andere factoren zoals waterdiepte, hydrologie, sloottype en beheer.

Op grond van een combinatie van biotische en abiotische kenmerken is het watertype sloten door de STOWA verdeeld in zes subtypen (STOWA, 1993). Naar de dominante abiotische factor worden deze typen als volgt aangeduid:

- zandsloten
- kleislotten
- veensloten
- zure sloten
- brakke sloten
- zwak-brakke sloten

Met het ecologisch beoordelingssysteem (STOWA, 1993) kan aan een sloot, op grond van de aangetroffen soortensamenstelling, een beoordeling worden toegekend voor een aantal aspecten, waaronder trofie. De beoordelingscriteria kunnen daarbij per sloottype verschillen. Op basis van hetzelfde gegevensbestand leidden Peeters & Gardeniers (1997) per sloottype 'natuurlijke achtergrondgehalten' van nutriënten af. Eerder leidde Claassen (1987) normen af voor sloten in Friesland, op basis van de gevonden spreiding in abiotische variabelen in ecologisch 'betere' sloten (middelste ecologisch niveau), eveneens uitgesplitst naar bodemtype. Ook in Noord-Holland is een systeem van typegerichte normstelling in ontwikkeling in het kader van het Provinciaal Waterhuishoudingsplan. Het type 'sloten' wordt hier deels nog iets verder opgesplitst in subtypen.

1.3. Benaderingswijze

Het model PCDitch beschrijft, zoals gezegd, de vegetatieontwikkeling in slootecosystemen als functie van de nutriëntenbelasting en een aantal abiotische kenmerken. Het model is gebaseerd op een functioneel-ecologische benadering, hetgeen onder andere betekent dat het niet op soorten maar op functionele groepen is gericht, en dat de relaties tussen invoer- en uitvoervariabelen zo veel mogelijk functioneel zijn beschreven. Deze benadering sluit aan op die van het merenmodel PCLake (Janse et al., 1992; Janse & Aldenberg, 1990; Janse, 1997). De belangrijkste functionele kenmerken die in PCDitch worden beschreven zijn de nutriëntenhuishouding en de biomassa's van de verschillende vegetatiegroepen: submerse, drijvende en emerse planten. De belangrijkste doelvariabelen zijn de dichtheden van kroos, submerse vegetatie, totale vegetatie en draadalg en de gehalten stikstof en fosfaat. Er kan ook een koppeling worden gelegd met het zuurstofgehalte. De bedoeling is om ecologische normen of gewenste situaties voor deze variabelen terug te vertalen naar 'kritische waarden' voor N- en P-belasting c.q. N- en P-concentraties in het water dat naar de sloot vloeit (vanuit het aangrenzende land of via aanvoer vanuit de boezem). Het model kan tevens een bijdrage leveren aan de ontwikkeling van een samenhangend stelsel van normen voor de genoemde variabelen. Daarnaast kan het gebruikt worden voor scenario-analyses.

De modelinvoer bestaat uit de P- en N-belasting en een aantal abiotische factoren die de reactie van het systeem mede bepalen: sloottype, diepte en hydrologische kenmerken, met name de verblijftijd/stroomsnelheid. Ook het slootbeheer wordt als faktor meegenomen. Voorzover nodig en zinvol worden de resultaten gedifferentieerd naar deze abiotische en typekenmerken. De (van nature bestaande) spreiding in parameterwaarden en eigenschappen wordt hierbij zo veel mogelijk meegenomen. Het is uiteindelijk de bedoeling om de resultaten eveneens in de vorm van kansverdelingen te presenteren, inclusief spreiding en onzekerheden. Het instrumentarium hiervoor was echter binnen deze projectperiode nog niet gereed.

Het model verschilt van beschrijvend-statistische methoden, zoals gegevensanalyse met behulp van regressie- en ordinatietechnieken (bijvoorbeeld De Groot et al., 1987), in het feit dat het gebaseerd is op een aantal verklarende processen, zoals groei, nutriëntenopname en competitie tussen planten. Er kan gesproken worden van een 'grey box'- in plaats van een 'black box'-benadering. Beide benaderingen sluiten elkaar echter niet uit, maar moeten gezien worden als elkaar aanvullend.

Het model is tevens aanvullend op beoordelingssystemen en modellen die zich baseren op structurele kenmerken zoals de soortensamenstelling van de planten- en dierengemeenschappen in sloten. Hiertoe behoren het reeds genoemde STOWA-beoordelingssysteem (STOWA, 1993) en de beschrijvend-statistische modellen ICHORS (Barendrecht & Wassen, 1989) en RISTORI (in ontwikkeling) (Anoniem, 1997). Deze modellen geven een voorspelling van de soortensamenstelling van organismen bij bepaalde combinaties van milieufactoren, op grond van de optimumcurves van de soorten. Behalve planten worden hierbij ook makrofauna-organismen meegenomen. Er wordt gestreefd naar aansluiting tussen beide benaderingen, met name doordat PCDitch invoervariabelen zal kunnen genereren voor RISTORI.

1.4. Werkwijze en indeling van het rapport

Eerst is een selectie gemaakt van die variabelen en processen die geacht worden van belang te zijn voor een goede beschrijving van de relatie tussen de gewenste invoer- en doelvariabelen. Op deze basis is het model gemaakt, met behulp van beschikbare ecologische kennis over deze processen. Het model is vervolgens gecalibreerd (geijkt) op een situatie waar zowel de invoer- als de doelvariabelen bekend waren, waarvoor de gegevens van de proefsloten op de Sinderhoeve werden gekozen (hoofdstuk 4). De volgende fase was een validatie van het model

op veldgegevens; hiervoor is de stap gewaagd naar modellering van de sloten in de kop van Noord-Holland (hoofdstuk 5). De invoergegevens zijn hierbij deels uit gegevensbestanden van het Hoogheemraadschap afgeleid, deels berekend met behulp van andere modellen. Een ander gegevensbestand, dat van de STOWA (STOWA, 1993), is in deze studie niet gebruikt, vanwege de grote heterogeniteit in methodiek waarmee de vegetatiegegevens zijn verzameld. In hoofdstuk 6 wordt een verkennende modeltoepassing op een hypothetische 'gemiddelde sloot' beschreven. Hierin is het verband tussen nutriëntenbelasting en vegetatie berekend, waarbij de waarden voor een aantal type-eigenschappen zijn gevarieerd. De resultaten hiervan zijn teruggerekend naar 'kritische belastingsniveaus voor kroosdominantie'. In hoofdstuk 7 worden de conclusies samengevat en aanbevelingen gedaan voor het vervolg van het project.

2. MODELBESCHRIJVING

2.1. Structuur en processen

In dit hoofdstuk worden de hoofdlijnen van het model en de opgenomen processen beknopt beschreven. Fig. 1a biedt een overzicht van de modelstructuur en fig. 1b toont de netto in- en uitgaande fluxen. Een volledige beschrijving van de processen is te vinden in Bijlage C. De beschrijving is gebaseerd op de gebruikte modelversie 1.15. De modelconfiguratie is echter ten dele flexibel, terwijl op een aantal onderdelen nog ontwikkeling en kalibratie plaatsvindt.

2.1.1. Modelstructuur

Het model is opgezet als een geïntegreerd ecosysteemmodel op basis van functionele groepen, met sluitende nutriëntenkringlopen. Mathematisch gezien bestaat het uit een stelsel gekoppelde differentiaalvergelijkingen, één voor elke component. Het model omvat twee lagen: de waterlaag en de sedimenttoplaag, die beide als gemengd worden beschouwd. Ruimtelijk gezien is het een 0-dimensionaal model ('gemengde bak'). De modelcomponenten zijn (tabel 1): anorganisch materiaal, detritus, anorganische nutriënten (zowel in water als sediment), zuurstof, algen en zes groepen waterplanten.

Tabel 1. Modelcomponenten in PCDitch

Omschrijving	Eenheid	Als (bio)massa	Als fosfor	Als stikstof	Als zuurstof
<i>Abiotische comp. in waterkolom:</i>					
(Anorganisch mat.)	[g m ⁻³]	(D-IM)	-	-	-
Detritus (dood org. materiaal)	[g m ⁻³]	D-Det	P-Det	N-Det	-
Anorg. nutriënt	[g m ⁻³]	-	PO ₄ , P-geads.(IM), P-geads.(Det)	NH ₄ , NO ₃	-
Zuurstof	[g m ⁻³]	-	-	-	O ₂
<i>Abiotische comp. in sediment:</i>					
(Anorganisch mat.)	[g m ⁻²]	(D-IM)	-	-	-
Detritus (dood org. materiaal)	[g m ⁻²]	D-Det	P-Det	N-Det	-
Anorg. nutriënt	[g m ⁻²]	-	PO ₄ , P-geads.(IM), P-geads.(Det)	NH ₄ , NO ₃	-
<i>Biotische componenten:</i>					
Algen (totaal)	[g m ⁻³]	D-Phyt	P-Phyt	N-Phyt	-
<i>Vegetatie:</i>					
Submers wort.	[g m ⁻²]	D-Elod	P-Elod	N-Elod	-
Kranswieren	[g m ⁻²]	D-Char	P-Char	N-Char	-
Submers niet-wort	[g m ⁻²]	D-Cera	P-Cera	N-Cera	-
Kroos	[g m ⁻²]	D-Lernn	P-Lernn	N-Lernn	-
Drijfbladplanten	[g m ⁻²]	D-Nymp	P-Nymp	N-Nymp	-
Helofyten	[g m ⁻²]	D-Helo	P-Helo	N-Helo	-

Het anorganisch materiaal in bodem en water wordt in de huidige modelversie niet dynamisch beschreven, maar als constante waarden.

De gemodelleerde stoffen zijn: drooggewicht (aangeduid als D), fosfor (P), stikstof (N) en zuurstof (O_2). Om te voldoen aan de eis van gesloten kringlopen, en ook om verschillen en variatie in P- en N-gehalten te kunnen beschrijven, zijn alle biotische componenten en het detritus in drie eenheden gemodelleerd: drooggewicht, fosfor en stikstof, analoog aan de opzet van het merenmodel *PCLake* (Janse et al., 1992; Janse & Aldenberg, 1990; Janse, 1997). Ter controle van de massabalansen bevat het model verder een viertal differentiaalvergelijkingen voor de totaal in- en uitgaande hoeveelheid van elke stof.

Voor de hogere planten is een onderscheid gemaakt in een aantal functioneel-ecologische groepen (zie tabel 1 en paragraaf 2.2.4). Terwille van de eenvoud is er slechts één soort detritus en één groep algen opgenomen (zie paragraaf 2.2.5). Grazers zoals zoöplankton zijn niet in het model opgenomen (als optie is dit wel mogelijk). Ook de makrofauna en visstand zijn buiten beschouwing gelaten, omdat de vraagstelling van het model vooral op de primaire producenten is gericht. Als hun invloed op de nutriëntenkringloop van belang geacht wordt, is er de optie om ook deze groepen mee te nemen.

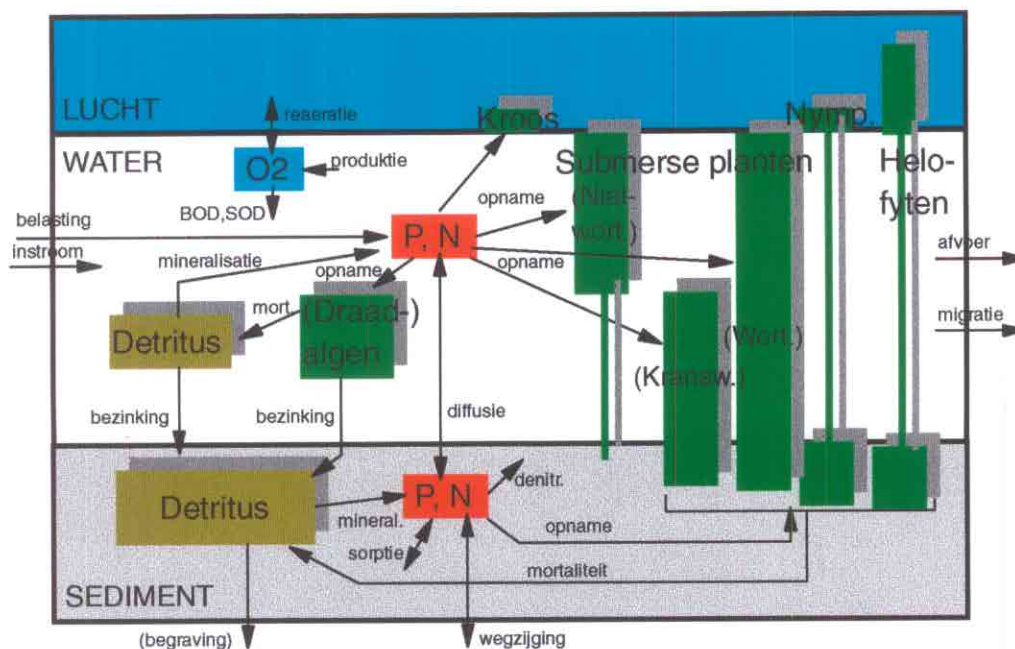


Fig. 1.a. Modelstructuur van PCDitch

2.2.2. Hydrologie en nutriëntentoevoer

Toevoer van water en nutriënten kan vanuit drie bronnen plaatsvinden (Fig. 1b):

- lokaal, d.w.z. uit- en afspoeling vanaf het land ('gebiedseigen water') en eventuele lokale lozingen
- via neerslag direct op het water
- via inlaat (gebiedsvreemd water).

Uit- en afspoeling vanaf het land moet worden omgerekend naar belasting van de sloot door middel van een oppervlaktecorrectie. Wat betreft de afvoer kan onderscheid worden gemaakt tussen oppervlakte-afvoer en wegzijging via de slootbodem. Er is zo veel mogelijk gerekend met de invoer voor een gemiddeld hydrologisch jaar (dynamische *steady state* berekeningen).

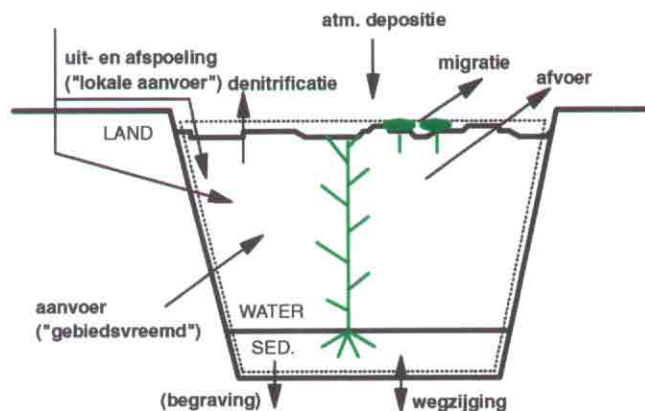


Fig. 1.b. Externe water- en stofstromen. De stippellijn geeft de systeemgrens van PCDitch aan.

2.2.3. Fysische en chemische processen

Een aantal basale fysische, chemische en microbiële processen die voor vrijwel elk watersysteem gelden, zijn ook in PCDitch opgenomen. Deze hebben betrekking op de anorganische nutriënten en detritus (niet-levende organische stof). De meeste van deze procesbeschrijvingen zijn gelijk aan die in PCLake.

Aan het begin wordt de dikte van de beschouwde sedimentlaag gekozen, bijvoorbeeld 5 cm. In de loop van de berekening kan de dikte van de bodemlaag veranderen als gevolg van sedimentatie of van ingrepen als schonen of baggeren. De dichtheid en porositeit (watergehalte) van het sediment hangt af van de actuele verhouding tussen anorganisch materiaal en detritus. Het anorganisch materiaal wordt als gegeven ingevoerd; als optie kan het ook dynamisch worden meegenomen.

Er wordt slechts één type detritus beschreven, dat al het niet-levende organische materiaal omvat. Opgeloste organische stof wordt verwaarloosd. Het detritus, gevormd onder invloed van allerlei biologische processen, is onderhevig aan sedimentatie van de waterlaag naar het sediment. Resuspensie is niet apart gemodelleerd, aangezien die in sloten slechts een geringe rol speelt. In beide lagen kan microbiële afbraak / mineralisatie optreden, waarbij het detritus verdwijnt en de nutriënten vrijkomen als SRP en NH_4 . De snelheden kunnen per laag verschillen en zijn temperatuurafhankelijk.

Voor anorganisch P is zowel in het water als in het poriënwater een chemisch evenwicht aangenomen tussen de opgeloste fase (SRP) en twee geadsorbeerde fasen, resp. aan organisch en anorganisch materiaal. Het proces wordt beschreven op basis van een Langmuir-isotherm, met als parameters de affiniteit en de maximale adsorptiecapaciteit, die bepaald wordt door de eigenschappen van het sedimentmateriaal (met name het ijzer- en aluminiumgehalte). De opgeloste fase is direct biologisch beschikbaar. Via diffusie is uitwisseling van SRP mogelijk tussen water en poriënwater (in het algemeen is de richting van het transport naar de waterkolom toe). Anorganisch N is, eveneens in beide lagen, verdeeld over twee vormen, ammonium en nitraat. Beide zijn biologisch beschikbaar. Ook hier is diffusie mogelijk tussen water en poriënwater, voor ammonium in het algemeen naar boven en voor nitraat naar beneden. Adsorptie van ammonium is verwaarloosd, evenals stikstoffsfixatie. In aanwezigheid van zuurstof wordt ammonium via nitrificatie omgezet in nitraat, dat via denitrificatie (omzetting tot N_2) uit het systeem kan verdwijnen. Dit gebeurt juist bij lage zuurstofgehalten, die in het algemeen in het sediment en soms ook in het water optreden.

2.2.4. Waterplanten

De makrofyten (waterplanten) zijn ingedeeld in een aantal groepen, gebaseerd op groeivorm/vegetatiestructuur (Den Hartog & Segal, 1964; Den Hartog & Van der Velde, 1988). De 16 door hen onderscheiden groepen zijn in PCDitch geaggregeerd tot 6 functionele groepen (Fig. 1a):

A. Submerse planten:

- 1) Wortelende, submerse hogere planten
- 2) Kranswieren
- 3) Niet-wortelende, submerse planten

B. Drijvende planten:

- 4) Drijvende, niet-wortelende planten (kroos)
- 5) Wortelende planten met drijfbladeren (Nymphaeiden)

C. Emerse planten:

- 6) Helofyten

Kriteria bij deze indeling zijn:

- de mate van voorkomen van een groep in sloten;
- hun belang voor de in de inleiding genoemde beleidsvragen;
- de laag (of lagen) waarin de planten groeien of waaruit zij hun voedingsstoffen betrekken.

Daar het project zich primair richt op nutriënten, en kroos een van de centrale doelvariabelen is, ligt het voor de hand om deze groep in ieder geval in het model op te nemen. De groep omvat alle soorten drijvende, niet-wortelende planten, met inbegrip van kroosvaren. Kroos is voor zijn nutriënten aangewezen op de waterkolom en moet daar om concurreren met submerse planten. Deze zijn op hun beurt afhankelijk van het lichtklimaat onder water, dat weer door kroos wordt beïnvloed. Opname van submerse planten in het model is daarom essentieel. Binnen die groep is het voor de nutriëntenhuishouding van belang of zij al dan niet ook nutriënten uit de bodem opnemen. De kranswieren (eveneens submers wortelend zijn apart opgenomen vanwege hun speciale aard als makro-algen in plaats van hogere planten. De helofyten zijn opgenomen omdat zij een belangrijke rol kunnen spelen in de nutriëntenhuishouding van de sloot en zij, bij afwezigheid van beheersmatige ingrepen, op den duur dominant worden. (In de praktijk wordt in de meeste sloten de successie door beheersmaatregelen als schonen en baggeren onderbroken). De drijfbladplanten spelen ongeveer dezelfde rol in de nutriëntenhuishouding, en remmen bovendien de groei van submerse planten via lichtafscherming en die van kroos door hun ruimtebeslag. Een meer pragmatische reden om drijfbladplanten en emergenten te onderscheiden is dat bij veldopnamen de bedekking veelal per laag (submerse, drijvende en emerse laag) wordt bepaald. Overigens is de indeling in het model flexibel en kan zonodig eenvoudig worden aangepast. De uitkomst van de competitie tussen de groepen wordt aldus vooral bepaald door hun intrinsieke groeisnelheid en door concurrentie om licht, ruimte en nutriënten. Verder kan, voor kroos en algen, uitspoeling van belang zijn. Andere factoren die mogelijk een rol spelen zijn niet gemodelleerd.

Om twee redenen is wel gekozen voor het meenemen van seizoensdynamiek: ten eerste omdat met name bij de ontwikkeling van makrofyten het seizoensaspect en het temperatuurverloop bepalend kan zijn voor de vraag welke groep dominant wordt, ten tweede vanwege het grote verschil in hydrologie en belasting tussen zomer en winter. Desgewenst kunnen uiteraard ook *steady state* berekeningen worden gedaan op basis van zomer- of jaargemiddelden.

Voor elke plantengroep zijn de volgende processen beschreven: nutriëntenopname, productie, respiratie en sterfte, voor kroos nog aangevuld met migratie door uitspoeling. Per plantengroep worden de frakties ondergrondse, submerse, drijvende en emerse biomassa gedefinieerd (één of meer frakties kunnen nul zijn). Deze frakties worden constant verondersteld. De biomassamodellering is gebaseerd op de gemiddelde levenscyclus van de betreffende groep, analoog aan bestaande modellen (onder andere Scheffer et al., 1993; Wortelboer, 1990; Van Dijk

& Janse, 1993). Voor kroos is veel informatie ontleend aan de modelstudie uitgevoerd door BKH (STOWA, 1992).

Opname van nutriënten en productie van biomassa zijn los van elkaar gemodelleerd, teneinde variaties in de interne P/DW- en N/DW-verhoudingen te kunnen beschrijven. Algemeen is gevonden dat deze ratio's sterk kunnen variëren, onder andere naar gelang de nutriëntenbelasting van het systeem. Nutriënten worden opgenomen vanuit het water, het poriënwater of beide, afhankelijk van de plantengroep. In het laatste geval wordt de relatieve opname uit beide bronnen bepaald door de beschikbaarheid. De opnamesnelheid is afhankelijk van de SRP-of SRN-concentratie in het betreffende water en van de interne gehalten in de vegetatie (Janse & Aldenberg, 1990). Voor stikstof is aangenomen dat de planten een voorkeur hebben voor ammonium boven nitraat. De interne gehalten zijn vervolgens bepalend voor de groeisnelheid, volgens het Droop-model en de minimumwet van Liebig. Het nutriënt dat - naar behoefte gerekend - het minst aanwezig is bepaalt dus de mate van groeilimitering.

De productie is afhankelijk van de maximale groeisnelheid, de watertemperatuur, de lichtbeschikbaarheid, de interne N- of P-gehalten en de reeds aanwezige biomassa. Laatstgenoemde faktor is ingebracht door toepassing van een logistische groeicurve, enigszins aangepast met het oog op sluitende massabalansen (Traas & Aldenberg, 1992). Voor elke groep wordt een maximale dichtheid ('carrying capacity') gedefinieerd, die bepaald wordt door alle niet-meegemodelleerde factoren, zoals bijvoorbeeld ruimteconcurrentie. Hiervoor wordt een waarde gekozen, gelijk aan maximaal in het veld waargenomen dichtheden. De groeisnelheid neemt af wanneer een groep zijn maximum nadert. De vegetatiedichtheid per laag kan niet hoger zijn dan de maximale dichtheid van een van de aanwezige groepen. De groepen die in dezelfde laag voorkomen (submerse, emerse of drijfslag) moeten dus concurreren. Aangenomen is dat de ondergrondse fraktie niet meedoet aan de productie. De productie door de drijvende of emerse delen wordt verondersteld niet-lichtgelimiteerd of -geremd te zijn. De submerse productie is afhankelijk van het onderwaterlichtklimaat volgens een fotosynthetische integraalvergelijking over de laag waarin de groep voorkomt. Lichtafscherming door drijvende planten remt de productie naar gelang het percentage bedekt wateroppervlak. De temperatuurinvloed tenslotte is gebaseerd op Q_{10} -waarden, waarbij de waarden voor groei en respiratie van elkaar kunnen verschillen, hetgeen een optimum-temperatuurcurve voor de netto-groeisnelheid oplevert.

Met respiratie is alleen de onderhoudsrespiratie (donkerrespiratie) bedoeld; groeirespiratie (of fotorespiratie) is reeds begrepen in de productie. Excretie van nutriënten treedt op parallel aan de respiratie; alleen bij een zeer lage ratio wordt een correctie toegepast. De mortaliteit is in het groeiseizoen laag verondersteld, en hoger vanaf een in te stellen moment in het najaar. De najaarsafsterving en voorjaarskieming zijn niet 'causaal' gemodelleerd, maar zijn gecombineerd in een 'overwinterende fraktie': het deel van de biomassa aan het eind van het groeiseizoen dat het volgende voorjaar weer beschikbaar is. Hierin kan ook eventuele verwijdering door maaibeheer worden meegenomen. Migratie is uitsluitend beschreven als uitstroom, die alleen optreedt voor los drijvende planten zoals kroos. De snelheid hiervan is in het model gekoppeld aan de waterverdunningsnelheid; de invloed van wind is niet meegenomen. Ook mogelijke *aanvoer* van kroos van elders is niet in het model opgenomen, daar hiervoor een netwerkmodel (1-dimensionaal model) nodig is.

2.2.5. Algen

Zoals reeds vermeld is er in het model slechts één groep 'algen' opgenomen, die zowel draadalgen (flab), epifytische, bentische als planktonische algen omvat. Dit is uiteraard een sterke vereenvoudiging van de realiteit. Het model biedt echter de mogelijkheid om desgewenst op eenvoudige wijze een onderscheid te maken in subgroepen. Aangenomen is dat de groep 'algen' als geheel homogeen verdeeld is over de waterkolom en zijn nutriënten opneemt uit het water. De

algenmodellering is analoog aan die in het merenmodel PCLake (Janse et al., 1992; Janse & Aldenberg, 1990). De gemodelleerde processen zijn: nutriëntenopname, groei, respiratie, sedimentatie, natuurlijke sterfte en uitspoeling. De modellering van opname, groei en respiratie lijkt sterk op die van de niet-wortelende submerse planten. Sedimentatie en mortaliteit zijn beschreven als eerste-orde-verliesprocessen.

2.2.6. Zuurstof

De laatste modelcomponent is het zuurstofgehalte in het water. De beschreven processen zijn: reëratie, zuurstofproductie door makrofyten en algen, en zuurstofconsumptie door afbraak van detritus, nitrificatie en bodemverbruik. Het zuurstofgehalte in het sediment is op nul gesteld en wordt niet meegemodelleerd. Aangezien de primaire produktie gemiddeld over het etmaal wordt berekend, geldt dit ook voor het zuurstofgehalte. Indien naast de gemiddelde concentratie ook het dag/nacht-verloop en bijvoorbeeld de minimale zuurstofgehalten dienen te worden berekend, dan moet ook de primaire produktie op deze tijdschaal worden gemodelleerd.

2.2. Invoer en uitvoer van het model

De modelinvoer die door de gebruiker moet worden verstrekt bestaat uit:

1) Doel-invoervariabelen:

- P-belasting [$\text{gP m}^{-2} \text{d}^{-1}$], verloop over het jaar
- N-belasting [$\text{gN m}^{-2} \text{d}^{-1}$], verloop over het jaar

2) Intervenierende variabelen:

- Watertoevoer [mm/d], verloop over het jaar
- Diepte [m]
- Enkele sedimenteigenschappen, of het sloottype volgens STOWA
- Beheersregime (schonen, baggeren): frequentie, en hoeveelheid/percentage verwijderd
- Watertemperatuur [$^{\circ}\text{C}$], verloop over het jaar
- Daglicht [W m^{-2}], verloop over het jaar

3) Beginwaarden voor alle toestandsvariabelen

Verder moeten alle procesparameters bekend zijn, maar hiervoor zijn standaard reeds waarden ingevuld.

Als uitvoer geeft het model de waarden van alle toestandsvariabelen en een aantal afgeleide variabelen. De belangrijkste zijn:

- Concentraties P-totaal en opgelost P
- Concentraties N-totaal, NH_4 en NO_3
- (Draad)algenbiomassa, chlorofyl-*a*, doorzicht
- Biomassa, bedekkingspercentage en N- en P-gehalte van de verschillende plantengroepen (onder andere kroos en submerse vegetatie)
- Zuurstofgehalte

Figuur 2 geeft hiervan een schematisch beeld.

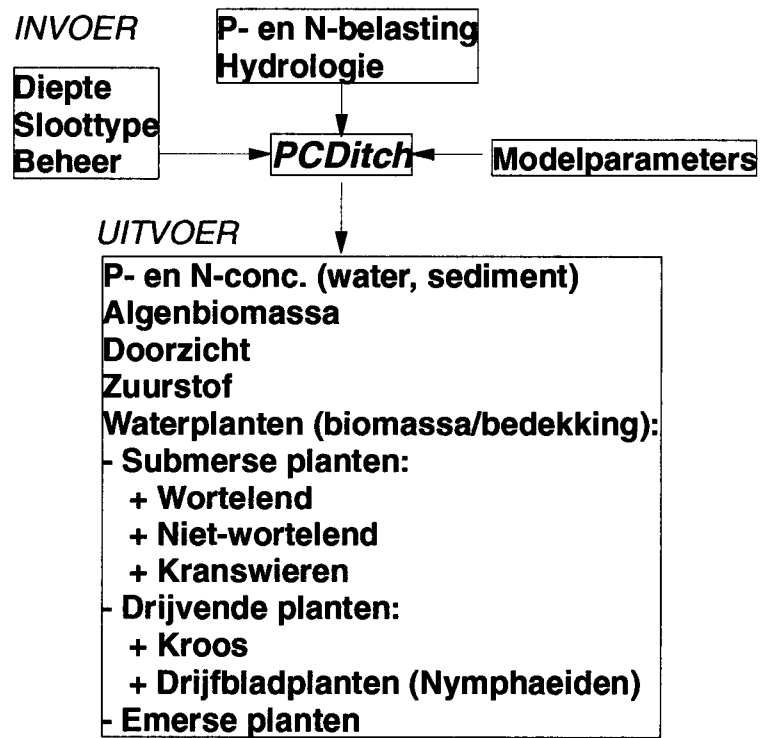


Fig. 2. In- en uitvoer van het model

3. METHODIEK

3.1. Simulatie en aansturing

Het model is geïmplementeerd in het simulatiepakket ACSL, versie 11, zowel op een PC als op een HP-UNIX-werkstation. Door een juiste keuze van integratie-algoritme en foutenkriteria kunnen processen met sterk verschillende tijdsconstanten gemakkelijk gecombineerd worden doorgerekend. De standaard-tijdstap is één dag, maar meestal wordt er met een variabele stapgrootte gerekend volgens het Runge-Kutta-Fehlberg-algoritme.

Het eigenlijke model wordt aangestuurd door een 'schil' (of stuurfile), zodat het mogelijk is om behalve 'losse' modelberekeningen ook multi-case-berekeningen, gevoeligheidsanalyse, Monte Carlo-berekeningen en optimalisatiestudies uit te voeren. Hiertoe bevat de stuurfile een aantal Fortran-routines, grotendeels gebaseerd op die van Kramer et al. (1997) en Traas et al. (1993). De 'samples' met parameterwaarden, invoervariabelen en/of meetwaarden worden hierbij als ASCII-bestanden ingelezen. Een gedetailleerde gebruiksaanwijzing voor deze analyses is beschikbaar. In de toekomst zal voor deze technische aspecten worden overgestapt op het programma MATLAB, vanwege de uitgebreidere mogelijkheden die dit programma biedt.

3.2. Optimalisatie

Modelcalibratie is het bijstellen van parameterwaarden zodanig dat het modelresultaat zo goed mogelijk overeenkomt met de meetgegevens. De in hoofdstuk 4 beschreven calibratiemethode is gebaseerd op twee uitgangspunten:

- 1) Het criterium voor de beste parametercombinatie is het principe van de Grootste Aannemelijkheid of 'Maximum Likelihood'. In de praktijk betekent dit dat de som der kwadratische afwijkingen tussen model- en meetwaarden zo klein mogelijk is.
- 2) Het optimum wordt benaderd d.m.v. de optimalisatiemethode (zoekmethode) 'Simulated Annealing'.

De natuurlijke logaritme van de 'likelihood' wordt als volgt berekend:

$$LOG(Lik) = \sum_{nMet} \sum_{nVar} \left[-LOG(\sigma) - 0.5 \cdot \left(\frac{m_i - y_i}{\sigma} \right)^2 \right]$$

ofwel het kwadraat van het verschil tussen model (m) en meting (y), gecorrigeerd voor de standaardafwijking (σ) en gesommeerd over alle metingen ($nMet$) van alle ijkvariabelen ($nVar$). Het resultaat is een negatief getal, dat des te sterker negatief is naarmate de overeenkomst tussen model en metingen geringer is of het aantal metingen groter is. De 'likelihood' is de exponent hiervan en is een maat voor de relatieve waarschijnlijkheid van de betreffende parametercombinatie, gegeven de waarnemingen. De standaardafwijking is de modelafwijking die *a priori* verwacht of als 'redelijk' verondersteld wordt.

Het zoeken is nu naar die parametercombinatie die de kleinste kwadratensom ofwel de hoogste 'likelihood' geeft. Een mogelijkheid is om een 'grid' van alle parametercombinaties door te rekenen en vervolgens daaruit de combinatie die de kleinste afwijking geeft te selecteren, maar dit leidt al snel tot een ondoenlijk groot aantal berekeningen. Bij bijvoorbeeld 10 parameters en 5 waarden per parameter moeten al $5^{10} =$ bijna 10^7 berekeningen worden uitgevoerd. Bij de meetreeks voor de proefsloten, bestaande uit 8 sloten gedurende 7 jaar (zie hoofdstuk 4), kunnen slechts zo'n 10^3 à 10^4 berekeningen per dag worden verricht. Een 'random' trekking of andere trekkingsmethoden bieden in het algemeen geen oplossing, daar er

dan te veel 'gaten' tussen de combinaties zitten waardoor de kans groot is dat het optimum wordt gemist.

Zoek- of optimalisatiemethoden bieden een efficiëntere wijze om het optimum te vinden. Er bestaan vele methoden, elk met bepaalde voor- en nadelen (Press et al., 1992, hst. 10). Een moeilijkheid bij een sterk niet-lineair model als PCDitch is dat er naast het globale optimum vele lokale optima bestaan. Dit is te vergelijken met een berglandschap waarin behalve het hoofdmassief, dat de hoogste top bevat, vele lagere heuveltoppen voorkomen. Een veel gebruikte methode, de Nelder-Mead methode, heeft het nadeel vaak op een lokaal optimum uit te komen. De hier gebruikte Simulated Annealing-methode (Aarts & van Laarhoven, 1989) heeft dit nadeel veel minder, doordat de zoekmethode wat voorzichtiger is. Het algoritme kijkt als het ware gedurende langere tijd nog wat breder om zich heen, waardoor een aanvankelijk gekozen lokaal optimum weer kan worden verlaten wanneer later verderop toch nog een hogere top wordt ontdekt.

De zoekmethode werkt als volgt. De gebruiker definieert de *a priori* boven- en ondergrenzen van de parameters. Binnen deze ruimte wordt eerst lukraak ('random') een aantal combinaties getrokken en doorgerekend (dit aantal kan door de gebruiker worden opgegeven). Vervolgens wordt de parameterruimte verkleind tot een bepaald gebied rond het in de eerste ronde gevonden voorlopig optimum. Een deel van de trekkingen in de tweede ronde strekt zich echter uit tot een ruimer gebied. Deze procedure wordt een aantal malen herhaald, waarbij de zoekruimte in elke ronde smaller wordt, maar nog wel kan verschuiven. Het aantal ronden en de criteria voor het optimum kunnen eveneens worden opgegeven. In de praktijk is in dit voorbeeld, bij 10 parameters, in de orde van 10^4 berekeningen nodig om de beste combinatie te vinden.

Aan alle bekende optimalisatiemethoden kleeft echter het bezwaar dat zij uiteindelijk altijd op een exakt optimum en dus op een beste parametercombinatie uitkomen, terwijl de gebruiker wellicht meer geïnteresseerd is in de gehele verzameling van parametercombinaties met een score boven een bepaalde waarde (bijvoorbeeld, in de vergelijking, de gehele 'hoofdkam' van het berggebied). Deze 'ruimte' is achteraf niet altijd meer goed uit de resultaten af te leiden.

Een bezwaar van de formule voor de 'likelijkheid' is dat de uitkomst zeer gevoelig is voor het aantal metingen. De consequentie hiervan is dat er zeer nauwkeurig bepaalde parameterwaarden uit de bus komen, terwijl een licht afwijkende waarde al een 'likelijkheid' van bijna nul heeft. Dit geeft uiteraard geen reëel beeld van de onzekerheden in de parameters en in de voorspelling. Daarom zijn in dit project deze onzekerheden nog niet weergegeven. Aanbevolen wordt om in een vervolgproject aan dit aspect nader aandacht te besteden.

4. TOEPASSING OP DE PROEFSLOTEN SINDERHOEVE

4.1 Doel

Dit hoofdstuk beschrijft de toepassing van het model op een systeem van acht proefsloten (mesocosms), waar gedurende zeven jaar een eutrofiëringsexperiment is verricht. Het doel van deze toepassing is het calibreren (ijken) van de procesparameters van het model. Hiervoor zijn de gegevens van de proefsloten gebruikt, omdat van dit systeem zowel de invoergegevens (zoals diepte, bodemeigenschappen, nutriëntentoevoer) als de response van de vegetatie goed bekend zijn, in tegenstelling tot de meeste veldsituaties. Bovendien omvatte het experiment een ruime *range* wat betreft belasting en resulterende vegetatie, en bood de mogelijkheid om het effect van verschillen in bodemtype mee te nemen. Aldus kan het gedrag van het model worden bestudeerd onder uiteenlopende condities. Een nadeel is het feit dat de sloten slechts ten dele representatief zijn voor de veldsituatie, vanwege hun vrijwel stagnante karakter en door het ontbreken van slootbeheer.

4.2. Systeemdefinitie en invoergegevens

De proefsloten zijn gelegen op de Sinderhoeve bij Renkum en worden beheerd door het DLO-StaringCentrum te Wageningen. Het complex is aangelegd in 1987-88 en bestaat uit 20 sloten, waarvan er acht zijn bestemd voor het eutrofiëringsonderzoek. Dit project wordt gezamenlijk uitgevoerd door het StaringCentrum en de Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Ecologie van de L.U. Wageningen. De systeembeschrijving is ontleend aan Portielje (1994).

Alle sloten zijn in het midden 0.5 m diep, op de bodem 1.6 m breed en 40 m lang. De oever is met grind bedekt en heeft een helling van 30°. Omdat het model uitgaat van een rechthoekige bak, is als oppervlakte 98 m² genomen, het gemiddelde van het wateroppervlak (132 m²) en het bodemoppervlak (64 m²). Vier sloten hebben een bodem bestaande uit lichte klei, de andere hebben een zandige bodem. Van elk bodemtype fungeerde één sloot als controle, terwijl de andere drie verschillende hoeveelheden nutriënten kregen toegediend. De proefopzet is samengevat in tabel 2.

Tabel 2. Overzicht van de proefsloten

Behandelings-niveau	Kleisloten [nr.] [*]	Zandsloten [nr.] [*]	P-dosering [gP m ⁻²]	N-dosering [gN m ⁻²]
Controle	1 (16)	5 (17)	0	0
Laag	2 (15)	6 (18)	8 maal 0.26	0
Middel	3 (14)	7 (19)	8 maal 0.82	8 maal 3.1
Hoog	4 (13)	8 (20)	45 maal 1.42	45 maal 8.54

^{*} Slootnummer in het model, met tussen haakjes het slootnummer tijdens het experiment.

De doseringen startten in mei 1989, na een 'ongestoorde' periode van ongeveer een jaar. De sloten 'laag' en 'middel' ontvingen in totaal 8 maal een dosis nutriënten, in mei en oktober van de jaren 1989 t/m 1992. De beide hoogbelaste sloten ontvingen 10 doses per jaar tussen mei 1989 en april 1993. Fosfor werd toegediend in de vorm van K₂HPO₄ en stikstof als NH₄NO₃. Behalve deze toegevoegde nutriënten ontvingen alle sloten een belasting via atmosferische depositie, geschat op 0.0003 gP m⁻² d⁻¹ en 0.009 gN m⁻² d⁻¹ (RIVM, 1996). Vooral de stikstofbelasting uit deze bron is hoog. De doseringen zijn zo gekozen dat zij in de laagbelaste sloten tot een totaal-P-concentratie gelijk aan de ENW-grenswaarde van 0.15 mgP/l zouden leiden, in de middelbelaste sloten tot 3 maal deze waarde en in de hoogbelaste tot 25 maal. In de middel- en hoogbelaste sloten is de N-

belasting ongeveer 6 maal de P-belasting; in de laagbelaste en de controle-sloten is die verhouding hoger vanwege de hoge atmosferische depositie.

De eigenschappen van het sediment aan het begin van het experiment zijn ontleend aan Portielje (1994), zie tabel 3.

Tabel 3. Sedimenteigenschappen van de proefsloten

Variabele	Eenheid	Kleislotten	Zandsloten
Lutum (<2 µm)	[%]	10.3 ± 0.4	1.2 ± 0.1
Porositeit (dieper dan 1 cm)	[-]	0.4	0.3
Tot. dichtheid (dieper dan 1 cm)	[g m ⁻³ sed.]	1.5·10 ⁶	1.7·10 ⁶
Organische stof	[% van d.s.]	0.75 (0.7-0.8)	0.13 (0.1-0.2)
Extraheerbaar P	[mgP g d.s. ⁻¹]	0.25 (0.22-0.29)	0.10 (0.10-0.11)
Totaal N	[mgN g d.s. ⁻¹]	0.50 (0.41-0.60)	0.05 (0.04-0.07)
Totaal Fe	[mgFe g d.s. ⁻¹]	11 (10-12)	1.7 (1.6-1.8)
Oxalaat-extraheerbaar Fe	[mgFe g d.s. ⁻¹]	3.0	0.07
Extraheerbaar Al	[mgAl g d.s. ⁻¹]	0.001	0.00032
CaCO ₃	[% van d.s.]	0.4 (0.3-0.6)	< 0.1

Voor het model is een relevante sedimentdikte aan het begin van 5 cm aangenomen, en een maximale sedimentdikte van 6 cm. De nutriënten in deze laag worden verondersteld actief deel te (kunnen) nemen aan de biologische cyclus. Bij eventuele verdere aangroei wordt aangenomen dat aan de onderkant materiaal uit het actieve systeem verdwijnt door 'begraving'. Deze situatie werd tijdens de proefslotensimulaties overigens niet bereikt. In werkelijkheid liggen deze grenzen uiteraard niet vast: er is waargenomen dat de penetratiediepte van fosfaat in de loop van het experiment toeneemt, en dat verschillende plantengroepen verschillende bewortelingsdiepten vertonen (A.H. Eugelink, pers. med.).

De hoeveelheid anorganisch materiaal (de sedimentmatrix: klei of zand) in deze laag is afgeleid uit de gemeten dichtheid en porositeit en is verder constant verondersteld. Ook de hoeveelheid organische materiaal (detritus) is gemeten; het is in alle sloten laag, in de zandsloten nog eens 6 maal lager dan in de kleislotten. Het percentage P in het organisch materiaal (niet gemeten) is gesteld op 0.75 %. Aangenomen is dat het gemeten totaal-N ook vooral een bestanddeel van het organisch materiaal is, hetgeen neerkomt op een N-gehalte van 6.7 % in de kleislotten en 5% in de zandsloten. Het extraheerbaar P (volgens de methode van Hieltjes & Lijklema, 1980) is gelijkgesteld aan het totaal anorganisch P, hetgeen in het model wordt verdeeld in een opgeloste en twee geadsorbeerde fracties. De verdeling is vooral afhankelijk van de adsorptiecapaciteit van het anorganisch materiaal, die weer vooral bepaald wordt door de gehalten aan geoxideerd ijzer en aluminium. In de kleislotten zijn beide metalen aanwezig en kan de maximale adsorptiecapaciteit in de bovenste 5 cm worden berekend als ca 36 gP m⁻², in de zandsloten speelt vrijwel alleen aluminium een rol en is de adsorptiecapaciteit beperkt tot ca 10 gP m⁻². (Dit geldt bij de parameterwaarden van 0.5 g P per g Fe en 0.1 g P per g Al.) De opgeloste P-fractie aan het begin wordt door het model hieruit berekend. De opgeloste nitraat- en ammoniumconcentraties zijn niet bekend; zij zijn arbitrair gesteld op resp. 0.002 en 0.1 gN m⁻² in de kleislotten en een factor 5 lager in de zandsloten.

Samengevat bevat het sediment in de kleislotten aan het begin van het experiment ca 2 maal zo veel organisch en anorganisch P en 6 maal zo veel N als dat in de zandsloten.

4.3. Veldgegevens

Veldgegevens over de vegetatie-ontwikkeling en de nutriëntengehalten zijn gedurende de looptijd van het project frequent verzameld door de vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Ecologie van de Landbouwuniversiteit Wageningen, in samenwerking met het DLO-StaringCentrum. De kleislotten zijn vanaf 1989 bemonsterd, de zandsloten vanaf 1992 (Portielje, 1994; Eugelink et al., in press). De belangrijkste gemeten variabelen zijn: bedekkingspercentages per soort (frequent), plantenbiomassa en -nutriëntgehalten (eens per jaar), P-gehalten in het water (frequent), idem in het sediment (eens per jaar) en zuurstofgehalte (continu). N-gegevens zijn ook verzameld, maar deze waren voor deze studie nog niet beschikbaar. Chlorofyl-a en doorzicht zijn niet bepaald. Verder zijn aanvullende experimenten verricht naar onder andere de P-opnamekinetiek van de waterplanten.

De vegetatiesuccessie in de acht proefsloten is beschreven door Portielje (1994) en Eugelink et al. (in press). De gemeten bedekkingspercentages, opgeteld per functionele groep, zijn weergegeven in Fig. 3, a-h. Hun resultaten worden hier kort herhaald. In de kleislotten had zich begin 1989 een kranswierenvegetatie ontwikkeld, die in de jaren daarna geleidelijk verdween, het eerst in de hoogbelaste sloot, het laatst in de controle. Deze werd opgevolgd door een vegetatie van submerse wortelende hogere planten, voornamelijk *Elodea nuttallii* (Smalle waterpest), maar ook *Ranunculus circinatus* (Stijve waterranonkel) en *Potamogeton gramineus* (Ongelijkbladig fonteinkruid). De biomassa was positief gerelateerd aan de nutriëntenbelasting. Geregeld traden ook bloeien van draadwieren op en ontwikkeling van epifytische algen. Met name in de controlesloot ontwikkelde zich ook de helofyt *Sagittaria sagittifolia* (Pijlkruid). In de hoogstbelaste sloot werd *Elodea* al snel opgevolgd door een dominantie van kroos (*Lemna minor*, Klein kroos). Vanaf medio 1993 trad in deze sloot een verstoring op, doordat een groot deel van het kroos vanaf juni verdween ten gevolge van vraat door de larve van het Kroosvlindertje (*Cataclysta lemnata*). Begin zomer 1994 herstelde de populatie zich, waarna het verschijnsel zich herhaalde. Voor de modellering is hiervoor een correctie op de kroosgegevens toegepast voor deze periode (zie paragraaf 4.4 en Fig. 3d).

In de zandsloten had zich bij het begin van het experiment in 1989 nog vrijwel geen vegetatie ontwikkeld, waarschijnlijk door het ontbreken van een zaadbank in de bodem. In de controle, laag- en middelbelaste sloot groeiden in de eerste vier jaar nog nauwelijks planten. Wel traden er bloeien van draadalgen of fytoplankton op; gegevens hierover betreffen echter slechts grove schattingen. De schattingen voor de zandsloten t/m 1992 waren nog niet beschikbaar en zijn nog niet in figuur 3 weergegeven. Pas na 4-6 jaar (dus pas ná het stopzetten van de nutriëntenaddities) ontwikkelden zich in de laag- en middelbelaste sloot vegetaties van submerse wortelende planten, met name *Elodea canadensis* (Brede waterpest) en *Potamogeton gramineus* (Ongelijkbladig fonteinkruid), maar de planten deden het beduidend minder goed dan in de vergelijkbare kleislotten. In de hoogbelaste sloot ontwikkelde zich al vanaf een jaar na het begin van de belasting een kroosvegetatie met vooral *Lemna minor*, evenals in de hoogbelaste kleislote. Vraat door *Cataclysta* trad hier niet op.

4.4. Simulatie en optimalisatie

De simulaties werden gestart met de in mei 1989 gemeten dichtheden, d.w.z. een kranswierenvegetatie in de kleislotten en vrijwel niets in de zandsloten. Dit leek de meest redelijke startconditie, aangezien processen als kolonisatie en kiemingsecologie niet in het model zijn opgenomen. De beginconcentratie fosfaat in de waterkolom is arbitrair gesteld op de lage waarde van 0.01 mgP l^{-1} en de detritusconcentratie op 1.0 mgD l^{-1} . De concentratie anorganische stof is eveneens gesteld op 1.0 mgD l^{-1} .

Op basis van de gemeten bedekkingspercentages is een optimalisatiestudie uitgevoerd voor een 20-tal parameters (tabel 4). Dit is gedaan door het model te draaien met de invoergegevens van de proefsloten, en vervolgens de berekende vegetatiedichtheden te vergelijken met de meetwaarden. Door de waarden van de modelparameters te variëren wordt getracht het verschil tussen beide zo klein mogelijk te maken. Hiervoor zijn zeer veel berekeningen met het model nodig. Essentieel is dat bij de ijking de gegevens van alle acht proefsloten worden gebruikt, zodat die parametercombinatie uit de bus komt die 'door de bank genomen' het beste resultaat geeft. Een waarde die een 'redelijk' resultaat geeft voor alle sloten is dus beter dan een die een perfecte overeenkomst geeft voor één sloot maar een povere voor alle andere. De optimalisatiemethode is beschreven in hoofdstuk 3.

Bij de optimalisatie zijn de algengegevens buiten beschouwing gebleven, omdat deze nog slechts gedeeltelijk beschikbaar waren. Voor de hoogbelaste kleisloot is een correctie op de kroosgegevens toegepast voor de periode waarin de larve van het kroosvlindertje optrad, vanaf medio 1993 (zie paragraaf 4.3). Omdat redelijkerwijs verondersteld mag worden dat zonder dit organisme het kroos zich wél het gehele seizoen gehandhaafd zou hebben, zijn voor de betreffende periode de bedekkingspercentages gehanteerd van de hoogbelaste zandsloot, waarin geen vraat optrad. De alternatieven, meemodelleren van de begrazer of weglaten van een flink deel van de gegevens, waren geen van beide aantrekkelijk.

Tabel 4. Parameters gehanteerd voor de optimalisatiestudie

Parameter	Eenheid	Omschrijving	Grenzen	Waarde
μ_{MaxElod}	$[\text{d}^{-1}]$	max. groeisnelh. v. submerse wortelende planten	0.2 - 0.5 (0.8)	0.29
μ_{MaxChar}	$[\text{d}^{-1}]$	max. groeisnelh. v. kranswieren	0.2 - 0.5	0.20
μ_{MaxCera}	$[\text{d}^{-1}]$	max. groeisnelh. v. niet-wort. submerse planten	0.2 - 0.4	0.21
μ_{MaxLemn}	$[\text{d}^{-1}]$	max. groeisnelh. v. kroos	0.2 - 0.4	0.40
μ_{MaxNymp}	$[\text{d}^{-1}]$	max. groeisnelh. v. drijfbladplanten	0.03 - 0.10	0.033
μ_{MaxHelo}	$[\text{d}^{-1}]$	max. groeisnelh. v. helofyten	0.03 - 0.10	0.043
μ_{MaxPhyt}	$[\text{d}^{-1}]$	max. groeisnelh. v. algen	1.0 - 2.0	1.90
h_{LRefElod}	$[\text{W m}^{-2}]$	Monod-constante licht	20 - 50	31.6
h_{LRefChar}	$[\text{W m}^{-2}]$	Monod-constante licht	10 - 50	18.6
h_{LRefCera}	$[\text{W m}^{-2}]$	Monod-constante licht	20 - 50	39.1
h_{LRefPhyt}	$[\text{W m}^{-2}]$	Monod-constante licht	10 - 30	10.2
$c_{\text{PDElodMin}}$	$[\text{mgP mgD}^{-1}]$	min. P-gehalte	0.0005 - 0.002	0.0008
$c_{\text{PDCharMin}}$	$[\text{mgP mgD}^{-1}]$	min. P-gehalte	0.0005 - 0.002	0.0012
$c_{\text{PDCeraMin}}$	$[\text{mgP mgD}^{-1}]$	min. P-gehalte	0.0005 - 0.002	0.0012
$c_{\text{PDLemnMin}}$	$[\text{mgP mgD}^{-1}]$	min. P-gehalte	0.004 - 0.006	0.0041
$c_{\text{PDPhytMin}}$	$[\text{mgP mgD}^{-1}]$	min. P-gehalte	0.001 - 0.005	0.0020
$f_{\text{HiberElod}}$	[-]	overwinterende fraktie	0.2 - 0.8	0.21
$f_{\text{HiberChar}}$	[-]	overwinterende fraktie	0.6 - 1.0	0.91
$f_{\text{HiberCera}}$	[-]	overwinterende fraktie	0.2 - 0.8	0.71
$f_{\text{HiberLemn}}$	[-]	overwinterende fraktie	0.1 - 0.4	0.13
$f_{\text{HiberHelo}}$	[-]	overwinterende fraktie	0.2 - 0.5	0.43
$k_{\text{DPA}}/i_{\text{MS}}$	$[\text{m}^3 \text{gD}^{-1}]$	P-affiniteitsconstante v. adsorptie aan anorg. sediment	0.001 - 0.015	0.0074

De standaardafwijkingen (σ) tussen model- en meetwaarden van de bedekkingspercentages zijn constant genomen op 20 % bedekking. Er is een poging ondernomen om ook deze parameters mee te kalibreren, maar dit aspect behoeft nog nadere uitwerking.

4.5. Resultaten

De gevonden optimumwaarden voor de geanalyseerde parameters zijn reeds in tabel 4 vermeld. De overige parameters zijn op de standaardwaarden gesteld.

Het gesimuleerde verloop van de bedekking met de zes groepen makrofyten en algen in de proefsloten is, samen met de veldopnamen, weergegeven in Fig. 3, a-h. De tijdstippen of periode van externe belasting zijn op de x-as aangegeven.

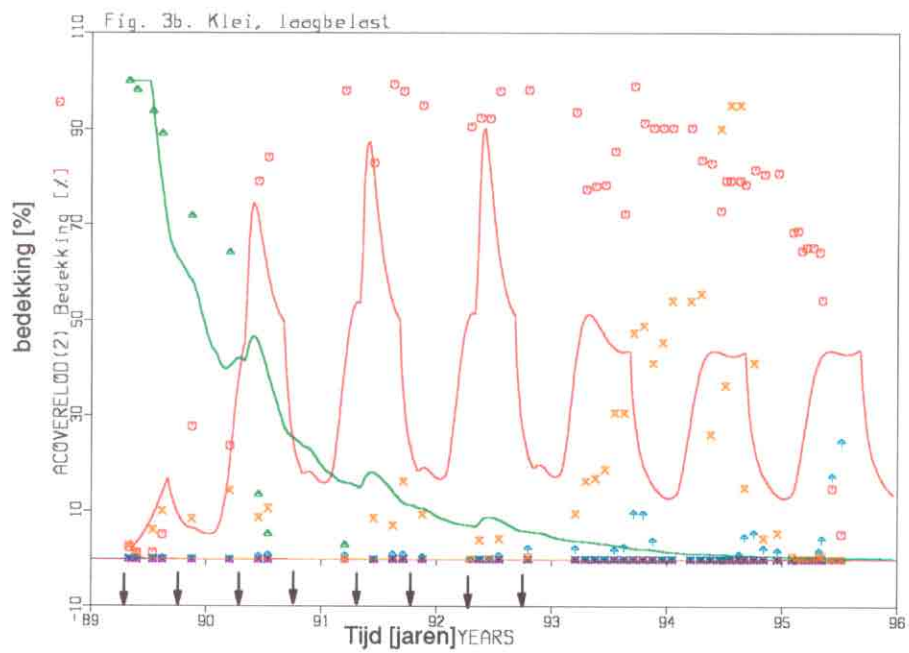
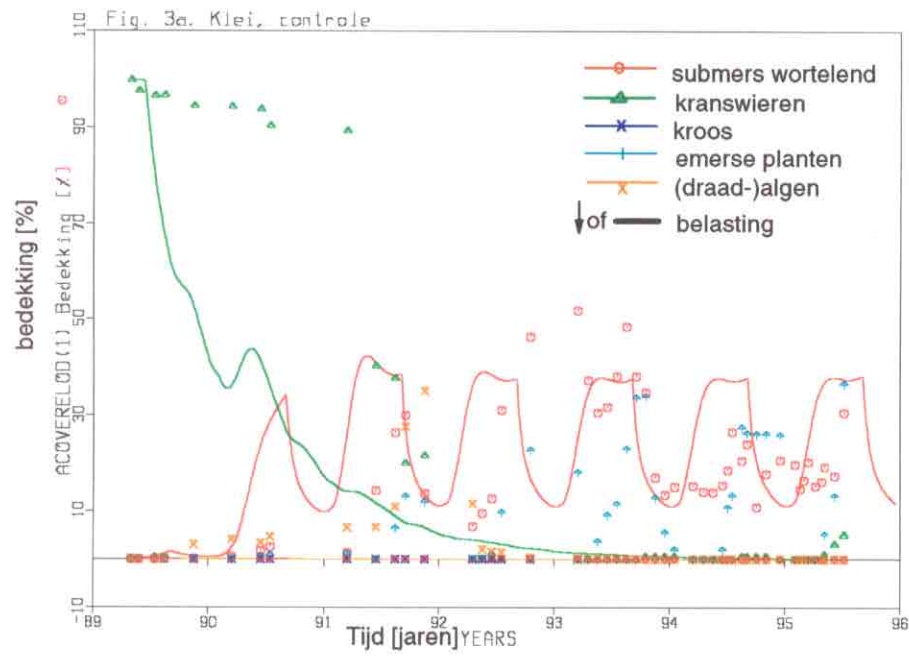
In de simulaties voor alle vier kleisloten verdwijnen de in het begin aanwezige kranswieren in de loop van de eerste jaren, zoals ook is waargenomen (Fig. 3,a-d). In de controle-sloot wordt de verdwijnsnelheid echter overschat en in de middelbelaste sloot onderschat. Na het verdwijnen van de kranswieren berekent het model in alle drie de sloten een dominantie van submerse wortelende hogere planten, hetgeen overeenkomt met de waarnemingen. De periodieke algenontwikkeling in de laag- en middelbelaste sloot en de geleidelijke opkomst van helofyten in de controle- en de laagbelaste sloot worden door het model niet gereproduceerd. Het ontbreken van niet-wortelende planten en van drijfbladplanten wordt wel juist gereproduceerd. Uitsluitend in de hoogbelaste sloot (Fig. 3d) wordt, twee jaar na de start van de belasting, een overgang naar een dominantie van kroos gesimuleerd. Dit komt overeen met de waarnemingen. In de simulaties blijft deze dominantie in de daarop volgende jaren bestaan.

In de controle-zandsloot (Fig. 3e) wordt een slechts zeer geringe vegetatie-ontwikkeling gesimuleerd, hetgeen ongeveer klopt met de opnamen, waar vrijwel niets werd gevonden. In de laag- en middelbelaste sloot (Fig. 3,f-g) worden submerse wortelende planten voorspeld, echter op een lager niveau dan in de overeenkomstige kleisloten, terwijl in werkelijkheid daarnaast veelal sprake was van algenontwikkeling (in fig. 3 t/m 1992 nog niet opgenomen). In de hoogbelaste zandsloot (Fig. 3h) wordt de dominantie van kroos correct gesimuleerd. Deze wordt in de simulaties voorafgegaan door enkele algenbloeien.

4.6. Conclusies en discussie

Geconcludeerd kan worden dat het model goed in staat om het ontstaan van een kroosdominantie bij zeer hoge belasting, en een dominantie van submerse vegetatie bij lagere belasting, correct weer te geven. Er komt ook een positief verband uit tussen submerse vegetatiedichtheid en nutriënteniveau, zoals waargenomen, waarbij de planten het op een kleibodem beter doen dan op een zandbodem. De verdeling over de verschillende groepen submersen (wortelende hogere planten, kranswieren, algen) wordt echter nog niet goed gesimuleerd, in die zin dat de algen en de kranswieren veelal ondervoorspeld worden. Uit het oogpunt van ecologische waardering en waterkwaliteit is dit onderscheid echter wel van belang. Ook de helofyten worden in de simulaties systematisch onderschat.

Hoewel het model dus in grote lijnen een redelijk resultaat geeft, is de verwachting is dat met een voortgezette kalibratie van parameters, en met gebruikmaking van inmiddels beschikbare aanvullende meetgegevens over algenbloeien en over nutriënten (zowel N als P), de overeenkomst tussen model en realiteit nog aanmerkelijk verbeterd kan worden. Daarmee zal het model ook winnen aan voorspellende kracht in andere situaties.



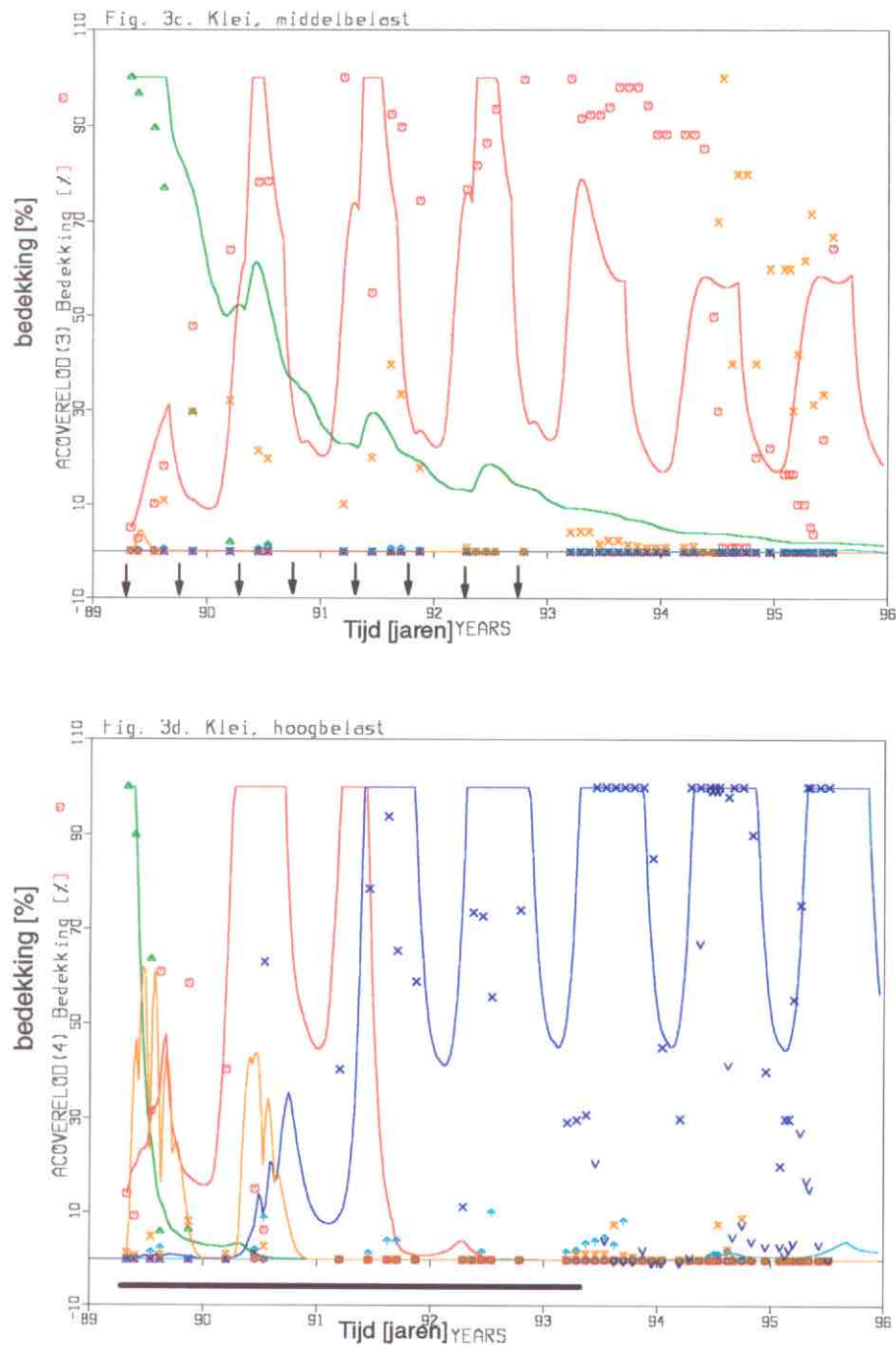
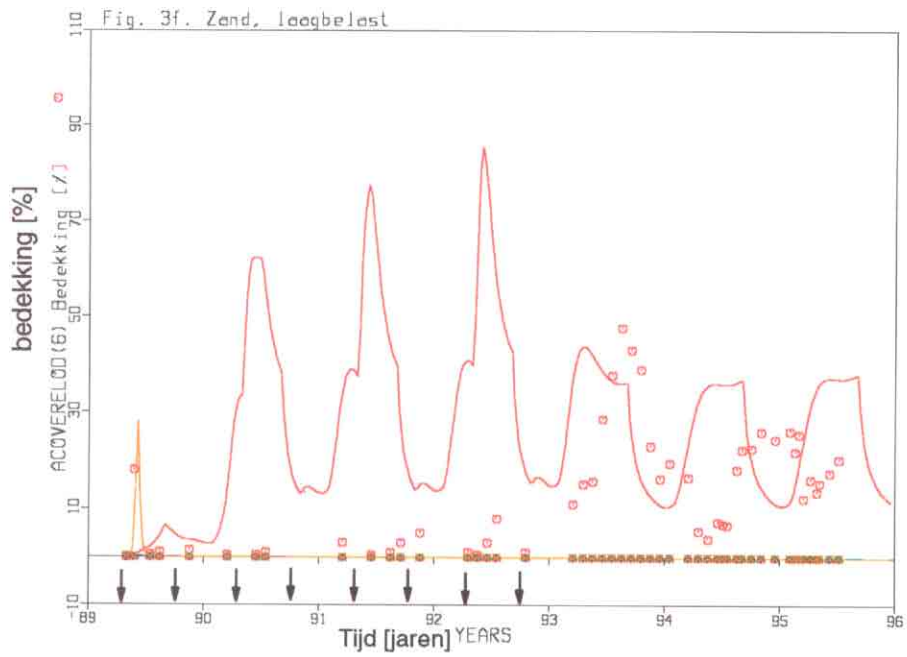
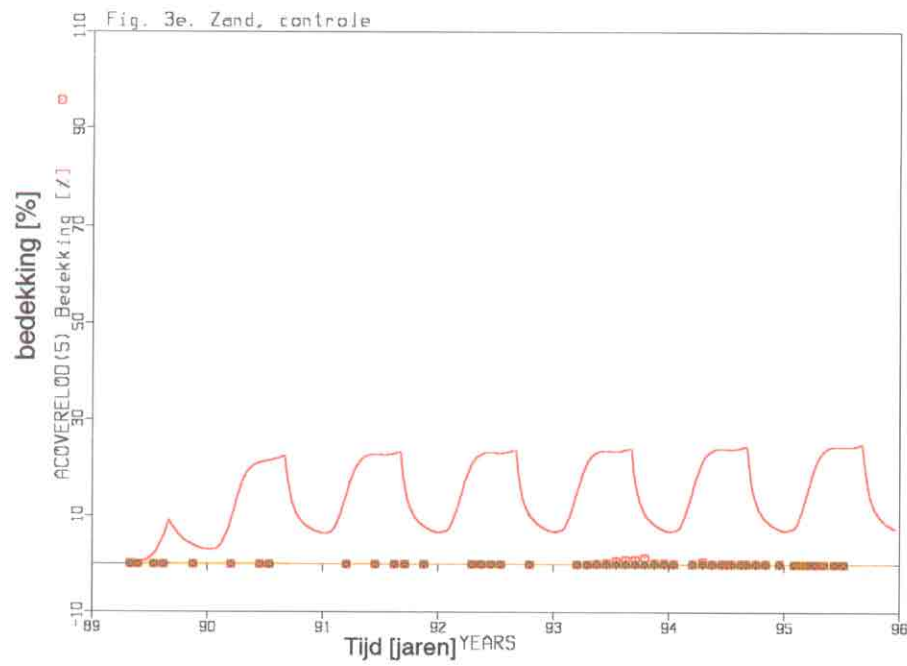
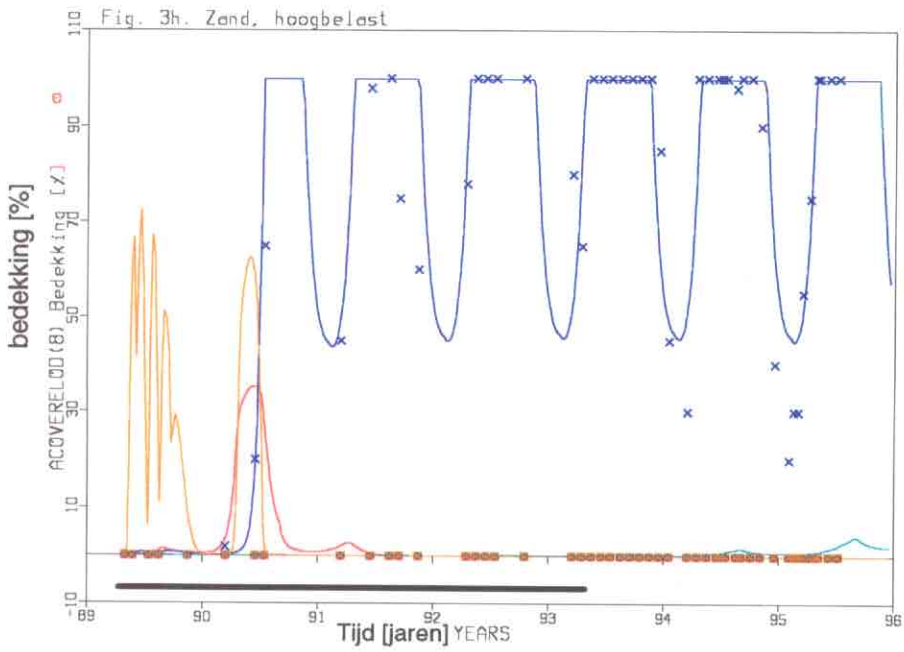
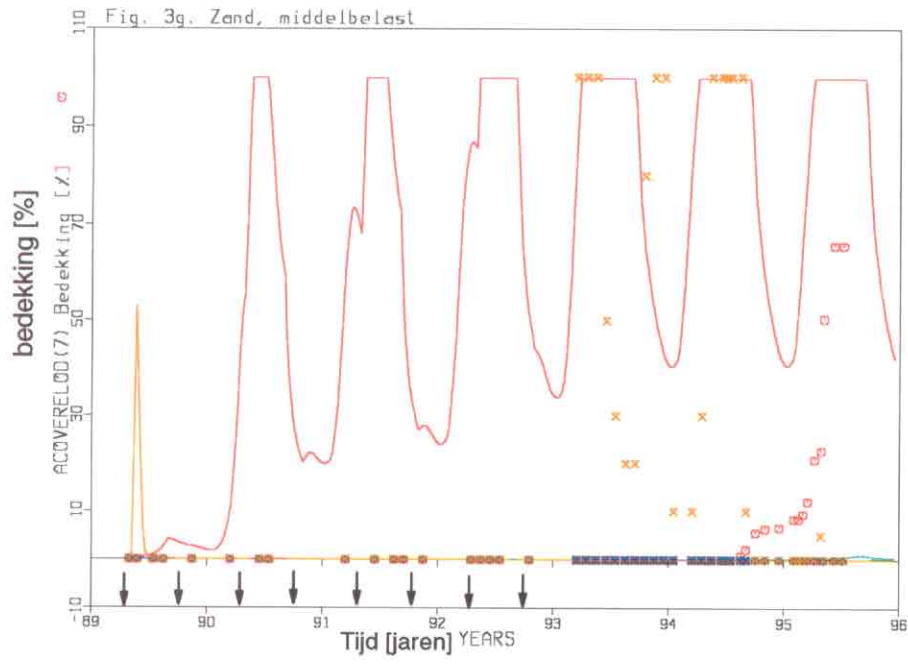


Fig. 3, a-h (op pagina 20-23).

Simulaties (lijnen) en waarnemingen (symbolen) van de bedekkingsgraad van de verschillende plantengroepen in de proefsloten. Op de x-as de tijd in jaren, op de y-as de bedekkingspercentages. a-d: kleisloten, e-h: zandsloten. a, e: controles (onbelast); b, f: laagbelast; c, g: middelbelast; d, h: hoogbelast. Legenda in fig. 3a. De groepen 'submers niet-wortelend' en 'wortelende drijfbladplanten' zijn weggelaten, omdat zij zowel in de simulaties als in de waarnemingen niet voorkomen. Waarnemingen van algen in de zandsloten t/m 1992 zijn niet weergegeven. In fig. 3d zijn voor de periode vanaf medio 1993 naast de voor het kroosvlindertje gecorrigeerde kroosmetingen (x) ook de originele metingen (v) weergegeven. De tijdstippen of de periode van nutriëntendosering is aangeduid met pijlen of een balk boven de x-as.





5. TOEPASSING IN HOLLANDS NOORDERKWARTIER

5.1. Inleiding

Om te zien hoe het model zich gedraagt in een veldsituatie is het toegepast in de kop van Noord-Holland. Bij de stap van de proefsloten naar een veldsituatie wordt een aantal extra factoren geïntroduceerd die (mede) sturend kunnen zijn voor de uitkomsten, zoals:

- hydrologische verschillen tussen de bemonsterde sloten;
- migratie van kroos van/naar de bemonsterde sloten;
- het feit dat de meeste sloten jaarlijks worden geschoond, soms ook gebaggerd, terwijl in de proefsloten een ongestoorde successie plaatsvond.

Een moeilijkheid is dat de genoemde factoren, evenals de nutriëntenbelasting, veelal slechts bij benadering bekend zijn. Desalniettemin werd deze actie nuttig geacht, om in beeld te krijgen welke aspecten speciaal aandacht verdienen bij 'opschaling' van het model naar veldsituaties. *A priori* mag verwacht worden dat het model relatief het beste zal scoren in situaties met geringe doorstroming en weinig onderhoud.

Invoergegevens voor het model waren afkomstig van verschillende bestanden en van andere modellen (zie paragraaf 5.2). Aan het model *PCDitch* is verder niets gewijzigd, en calibratie op de veldgegevens heeft niet plaatsgevonden.

Terwille van de leesbaarheid is een aantal minder essentiële figuren, behorende bij de paragrafen 5.3 en 5.4, opgenomen in een bijlage (Bijlage A); deze figuren zijn apart genummerd als A1 t/m A11.

5.2. Systeembeschrijving en invoergegevens

Het model is toegepast op de meetpunten van het vegetatiekundig onderzoek van het Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier (USHN). Dit gebied betreft Noord-Holland ten noorden van het Noordzeekanaal en Texel. Voor de invoergegevens is informatie uit verschillende (geografische) bestanden gebruikt. De resultaten van de modelberekeningen zijn vergeleken met de resultaten van het meetnet. Hiervoor is een selectie gemaakt van de meetpunten en een omrekening naar bedekkingspercentage per functionele groep, waarna voor elk meetpunt uit verschillende bestanden invoergegevens betrokken zijn.

Meetnet Uitwaterende Sluizen

Bij het Hoogheemraadschap USHN is een fysisch-chemisch meetnet en een vegetatiekundig meetnet. Bij beide wordt onder andere de kroosbedekking gemeten. Bij het fysisch-chemische meetnet heeft de kroosbedekking betrekking op de eerste meters sloot bij het bemonsteringspunt langs de weg. Bij het vegetatieonderzoek wordt van elke plantensoort de bedekking opgenomen, waarbij de opname een traject van enige tientallen meters betreft. Voor dit onderzoek zijn de gegevens van het vegetatiemeetnet gebruikt. In het algemeen is elk punt tweemaal bemonsterd, resp. in de voorzomer en in de nazomer. Elk jaar is een deel van het gebied onderzocht, sommige gebieden zijn tweemaal aan bod gekomen. De opnamejaren zijn: De Waterlanden 1991, Het Lange Rond 1990, Westfriesland 1992, Groot Geestmerambacht 1995, Aangedijkte Landen en Wieringen 1988 en 1994, Texel 1988 en 1993, naast enkele verspreide bemonsteringspunten in andere jaren. De bedekkingspercentages per plantensoort zijn gesommeerd naar de bedekking per functionele groep (mond. med. P. v.d. Schaaf). De concentraties stikstof, fosfor en chlorofyl-*a* zijn ontleend aan het fysisch-chemisch meetnet. De set van meetpunten is verder beperkt omdat van sommige meetpunten geen informatie uit de

andere bestanden beschikbaar was (zie navolgende aspecten). Dit leidde tot een bestand van 353 meetpunten.

Diepte van de sloten

De diepte van de sloten is een belangrijke parameter voor de vegetatie-ontwikkeling. De bemonsteringspunten verschillen sterk in diepte, variërend van 0.10 tot 2.50 m. Voor de meeste meetpunten is de diepte bekend uit het fysisch-chemisch meetnet. Door peilvariaties en dergelijke kan deze variëren. Uit de gegevens is de gemiddelde diepte per meetpunt bepaald voor die jaren waarvan vegetatieopnames aanwezig zijn. Voor de meetpunten waarvan geen informatie over de diepte aanwezig is, is een diepte van 0.75 m verondersteld.

Relatieve slootoppervlakte

De relatieve slootoppervlakte is voor elk meetpunt berekend uit het Waterstaatkundig Informatiesysteem (de WIS-kaart) (Rijkswaterstaat, 1995). Met behulp van GIS-techniek is van elk meetpunt het afwateringselement bepaald waarin het meetpunt ligt. Het afwateringselement of peilgebied is het kleinste gebied waarin het peil (zomer- en/of winterpeil) kan worden beheerst. Alle peilgebieden groter dan 25 ha zijn opgenomen in de WIS-kaart. De schouwbare waterlopen en overige waterlopen, die voor de afwatering van belang zijn, zijn gedigitaliseerd en ingedeeld in breedteklassen: 3-6 m, 6-25 m of breder dan 25 m. Bovendien is van elk afwateringselement de gemiddelde slootafstand tussen de kavelsloten (de sloten smaller dan 3 m) bekend. Hieruit kan ook de totale oppervlakte aan kavelsloten worden geschat (uitgaande van een gemiddelde breedte van 1.5 m). Door per afwateringselement de oppervlaktes van de waterlopen en/of de kavelsloten bij elkaar op te tellen, is de relatieve slootoppervlakte per afwateringselement berekend. Deze wordt gebruikt bij de berekening van de verblijftijd, waarbij wordt aangenomen dat het bemonsteringspunt wat dit betreft representatief is voor het gehele peilgebied. Het percentage varieert ongeveer tussen 0.5 en meer dan 15 %, gemiddeld 3.5 %.

Uit- en afspoeling

De hydrologische input en de uit- en afspoelingsgegevens van NH_4 , NO_3 , organisch-N, PO_4 en organisch-P zijn betrokken uit de Animo-Demgen modeloutput. Demgen berekent de volgende waterfluxen van en naar het land: de oppervlakkige waterafvoer, de waterafvoer naar het ondiepe grondwater, de wateraanvoer vanuit het ondiepe grondwater en het transport van en naar het diepere grondwater. Animo berekent voor al deze fluxen het transport van stikstof en fosfor. Voor PCDitch is de belasting van het oppervlaktewater gelijkgesteld aan de som van de eerste drie fluxen, plus de atmosferische depositie direct op het water (J. Kroes, SC-DLO, ongepubl. gegevens). De gebieden van Animo/Demgen betreffen plotgebieden: dit zijn gebieden met overeenkomstige kenmerken met betrekking tot hydrologie, bodem en landbouwkundig gebruik. Voor heel Nederland zijn er ongeveer 3600 plotgebieden, terwijl het studiegebied er zo'n 270 telt. Stedelijke gebieden zijn buiten beschouwing gelaten. De fluxen worden gegeven in 10-daagse perioden, maar binnen het model wordt vooralsnog gerekend met jaargemiddelden. Voor de PCDitch-berekeningen voor de huidige situatie is gebruik gemaakt van het zgn. Z-scenario: de mestgift van 1993 gecombineerd met de meteorologische gegevens van het gemiddelde weerjaar 1985. Elk bemonsteringspunt van USHN is vervolgens gerelateerd aan het bijbehorende plotgebied (Fig. 4).

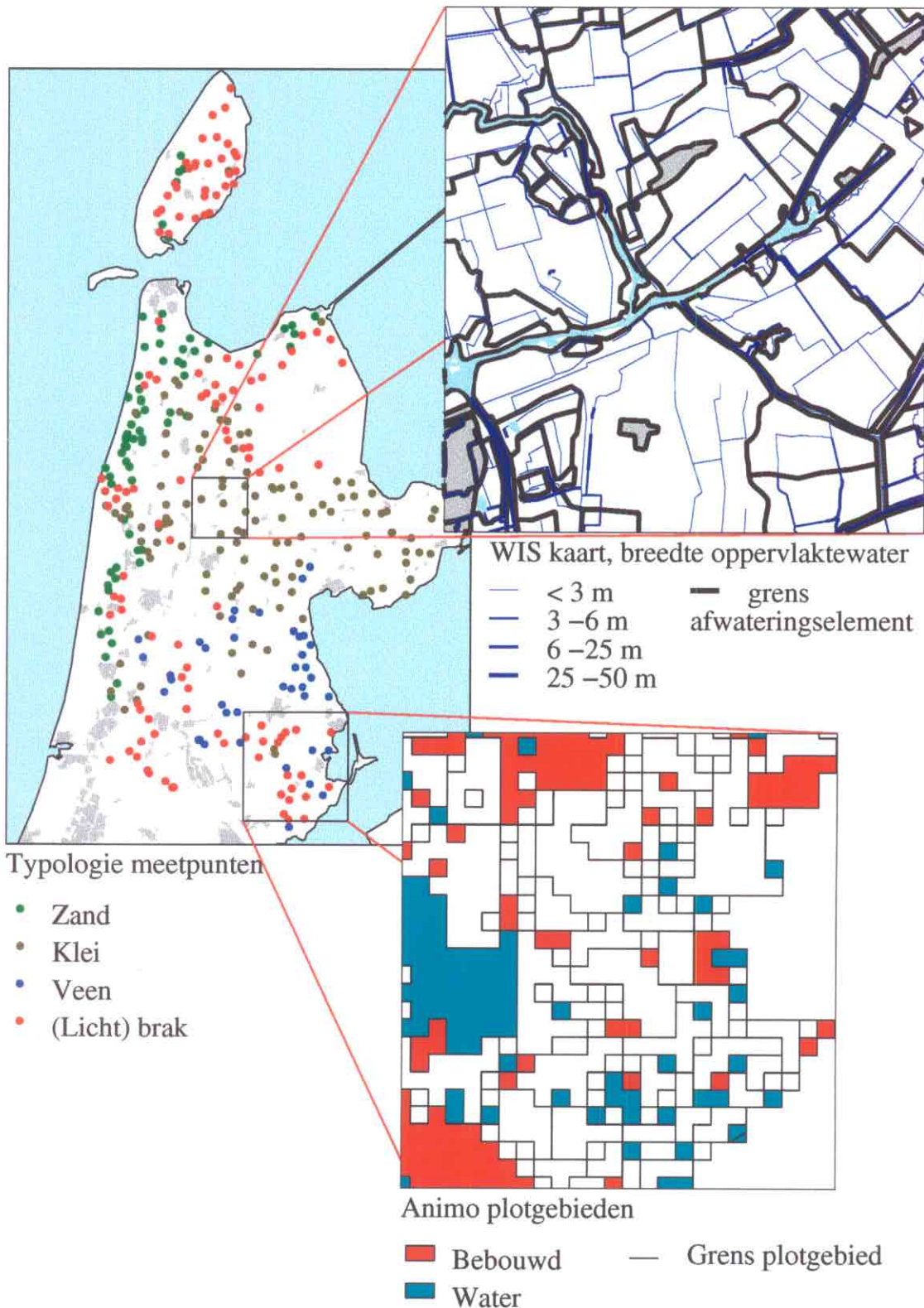


Fig. 4. Ruimtelijke componenten PCDitch. Per meetpunt zijn de uit- en afvoergegevens uit Animo en de oppervlaktewatergegevens uit het WIS-bestand gebruikt. In het WIS-bestand is per polder de gemiddelde (kavel)slootafstand in 5 klassen bekend. Samen met de gedigitaliseerde watergangen levert dit de wateroppervlakte per hectare. Deze informatie is gecombineerd met de Animo-gegevens om de waterversingssnelheid te berekenen.

Sloottype

De sloten zijn door het Hoogheemraadschap ingedeeld in zes typen, volgens de door de STOWA ontwikkelde typologie (STOWA, 1993). De typologie is gebaseerd op een combinatie van biotische en abiotische kenmerken. De zes typen zijn: 1) zandsloten, 2) kleislotten, 3) veensloten, 4) zure sloten, 5) brakke sloten, 6) zwak-brakke sloten. Het zure type (4) komt in de dataset niet voor.

In dit onderzoek zijn aan deze typen bepaalde eigenschappen gekoppeld die in het model een rol spelen. Het betreft voornamelijk bodemeigenschappen zoals porositeit, ijzergehalte en organische-stofgehalte. Omdat de invloed van chloride op het systeem, bijvoorbeeld op het fosfaatevenwicht in de bodem of op de produktiviteit, nog niet in het model is opgenomen, zijn alle brakke en zwak-brakke sloten voorlopig als kleislott aangemerkt. Zure sloten zouden, indien ze in de dataset voorkwamen, de eigenschappen van zandsloten zijn toegekend. Daar de waarden van de bodemkarakteristieken nog niet per bemonsteringspunt beschikbaar of verwerkt waren, zijn de typegemiddelden gebruikt die in het gebied voorkomen, naar gegevens van R. Kampf van het Hoogheemraadschap, geciteerd in Kramer et al. (1996); zie tabel 5.

Tabel 5. Organische-stof- en lutumgehalten in slootbodems in Hollands Noorderkwartier
De getallen betreffen de gemiddelden, minima en maxima.

Type	Organische stof [% van d.s.]	Lutum [% van d.s.]
Zandsloten (n=40)	6.8 (1.8 - 15.3)	11.8 (1.2 - 32.1)
Kleislotten (n=51)	7.4 (1.8 - 24.3)	16.6 (3.3 - 36.2)
Veensloten (n=162)	29.3 (8.1 - 56.7)	18.7 (1.1 - 41.7)

Hierin valt allereerst de grote spreiding op, maar bovendien lijkt, voor een deel van de bemonsteringspunten, de opgegeven classificatie niet in overeenstemming met het lutumgehalte (= de bodemdeeltjes < 2 um). Van der Heij & Peerlkamp (1975) bijvoorbeeld classificeren gronden met 0-8 % lutum als 'zand', met 8-25 % als 'zavel' en met 25-100 % als 'klei'. Overigens bleken de waarden vaak redelijk overeen te komen met die van de omringende landbodems, zoals afgeleid uit de gedigitaliseerde Bodemkaart (Kramer et al., 1996). Verder mag worden aangenomen dat het hoge percentage organische stof in de veensloten voor een belangrijk deel uit niet- of moeilijk afbreekbaar materiaal bestaat. Het dode organisch materiaal (detritus) dat in het model wordt beschreven betreft uitsluitend het afbreekbare deel. Het hoge percentage veen heeft wel invloed op de dichtheid en porositeit: 1% organische stof betekent ongeveer 2% poriënvolume (Van der Heij & Peerlkamp, 1975).

In het model is gerekend met 5% lutum in de zandsloten en 20% in de klei- en veensloten. Met behulp van de ijzer/lutum- en aluminium/lutum-verhoudingen van de proefsloten is dit omgerekend naar ijzer- en aluminiumgehalten. De beginwaarden van detritus en nutriënten zijn overgenomen van die voor de overeenkomstige proefsloten (voor de veensloten dezelfde waarden als voor de kleislotten), met een dikte van de sedimenttoplaag van ca 5 cm. De gebruikte waarden staan in tabel 6.

Tabel 6. Bodemeigenschappen per sloottype, gebruikt in PCDitch

Variabele	Eenheid	Zandsloten	Kleislotten	Veensloten
Porositeit	[-]	0.3	0.4	0.6
Dichtheid (totaal)	[g m ⁻³ sed.]	1.5·10 ⁶	1.5·10 ⁶	1.2·10 ⁶
Dikte sedimenttoplaag	[m]	ca 0.05	ca 0.05	ca 0.05
Lutum (<2 µm)	[%]	ca 3.5	ca 20	ca 20
Organische stof	[g m ⁻²]	80	340	340
Anorganisch P	[gP m ⁻²]	6.0	11.3	11.3
Totaal Fe	[mgFe g d.s. ⁻¹]	4.0	20	20
Fractie beschikbaar Fe	[-]	0.05	0.25	0.25
Beschikbaar Al	[mgAl g d.s. ⁻¹]	0.5	2.0	2.0

Migratie van kroos

De verdwijnsnelheid van kroos door migratie is in het model gelijkgesteld aan een percentage van de waterverversingssnelheid. De gedachte hierachter is dat het kroos voor een deel met de waterstroom meegevoerd wordt, het gebied uit, maar dat een groot deel zal 'blijven steken' ten gevolge van stuwen, kroosbalken, e.d. Migratie door wind is hierbij nog buiten beschouwing gelaten; het netto-effekt hiervan kan zowel positief als negatief zijn. *Aanvoer* van kroos vanuit aangrenzende wateren is verwaarloosd, daar transport van kroos binnen een poldergebied met het huidige 0-dimensionale model niet gemodelleerd kan worden. In feite is de migratiesnelheid van kroos een parameter die per bemonsteringspunt verschilt, maar bij gebrek aan informatie is deze constant verondersteld. Er is gerekend met twee, arbitrair gekozen, waarden van respectievelijk 25 en 50 % van de waterverversingssnelheid, teneinde enig inzicht te krijgen in de gevoeligheid van de modeluitkomst voor deze parameter.

Schoning

Slootbeheer is meegenomen door te veronderstellen dat van de vegetatie op het eind van het groeiseizoen slechts 20 % in het volgende voorjaar weer beschikbaar is.

5.3. Veldgegevens

De veldgegevens laten een grote spreiding zien in de abundantie van de verschillende plantengroepen. De bedekkingspercentages van alle planten die tot dezelfde groep behoren (zie Appendix B) zijn gesommeerd, in overeenstemming met de opnamemethode (mond. med. P. v.d. Schaaf, USHN). De figuren geven de resultaten weer voor de nazomeropnamen (tussen juli en september). Meestal betreft het één jaar, voor enkele gebieden de gemiddelden over twee jaren. Over het geheel genomen heeft 30% van de bemonsterde punten een kroosbedekking van meer dan 25%, wordt 40% gedomineerd door submerse vegetatie, ruim 10% door flab en zo'n 7% door helofyten (figuur 5). Kranswieren en drijfbladplanten komen in het gebied weinig voor.

De geografische verdeling is weergegeven in figuur A1,a-e, in bijlage A. De kroosbedekking (Fig. A1,a) varieert van 0 - 100 %; Texel, een deel van Westfriesland en enkele grote droogmakerijen zijn gebieden met weinig kroos. Emerse planten (Fig. A1,b) komen veelal niet boven de 10%, maar op Texel en langs de duinrand komen ook hogere waarden voor. De bedekking met submerse planten varieert sterk, de wortelende groep (Fig. A1,c) is in het algemeen talrijker dan de niet-wortelende (Fig. A1,d). Kranswieren (niet weergegeven) komen slechts sporadisch voor. Dominantie van flab (Fig. A1,e) wordt verspreid gevonden in Waterland en langs

de duinrand. Veel sloten worden gedomineerd door één groep. Er zijn ook lokaties bij waar ten tijde van de opname in het geheel niets groeide.

De kroosbedekking in de nazomer vertoont geen verband met de gemeten nutriëntenconcentraties (Fig. 6,a-d).

De invoergegevens voor de huidige situatie, zoals berekend met Demgen/Animo, zijn weergegeven in figuur A2. De uit- en afspoeling van stikstof (Fig. A2,a) en fosfor (Fig. A2,b) zijn uitgedrukt als de gemiddelde concentraties in het toevoerende water [mg l^{-1}], die als volgt berekend worden:

$$\begin{aligned} \text{N-concentratie } [\text{mgN l}^{-1}] &= \text{N-flux } [\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}] / \text{Waterflux } [\text{m d}^{-1}] \\ \text{P-concentratie } [\text{mgP l}^{-1}] &= \text{P-flux } [\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}] / \text{Waterflux } [\text{m d}^{-1}] \end{aligned}$$

Voor fosfor vallen de hoge gehalten op langs de kuststrook en in de grote droogmakerijen, en de lage gehalten op Texel. De stikstofgehalten zijn vooral hoog op Texel en Wieringen en ook langs de kuststrook. De gemiddelde waterverversingssnelheid (Fig. A2,c) is berekend als:

$$kDil [\text{d}^{-1}] = \text{Waterflux } [\text{m d}^{-1}] / \text{Rel.SlootOppervlak } [-] / \text{Waterdiepte } [\text{m}]$$

Het Rel.SlootOppervlak is hierbij gebaseerd op de som van de brede en de smalle sloten in de polder. Het omgekeerde van de waterverversingssnelheid (dus $1/kDil$) is de verblijftijd in dagen. Veel polders hebben een waterverversingssnelheid rond de $0.1 [\text{d}^{-1}]$, ofwel een verblijftijd van 10 dagen. Langere verblijftijden komen vooral voor in de Waterlanden en in Westfriesland.

Zowel voor stikstof (Fig. A3,a) als voor fosfor (Fig. A3,b) blijkt er weinig verband te bestaan tussen de jaargemiddelde invoerconcentraties en de concentraties die in de nazomer worden gemeten. Ook de kroosbedekking in de nazomer vertoont geen relatie met de invoerconcentraties nutriënten (Fig. A3,c-d). Zelfs het verband tussen kroosbedekking en waterverversingssnelheid (Fig. A3,e) is zwak; uit de figuur blijkt slechts dat bij snelheden hoger dan $0.25 [\text{d}^{-1}]$ de kroosbedekking snel afneemt.

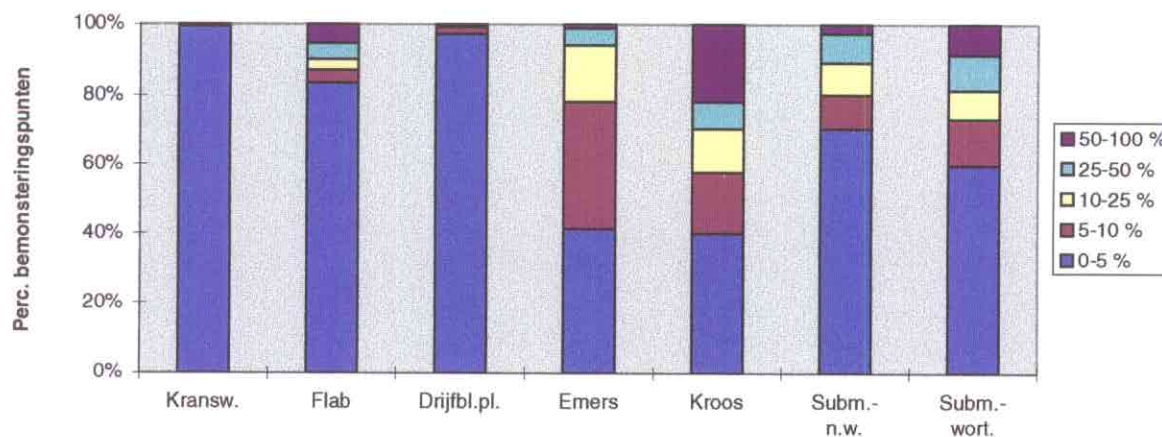


Fig. 5. Frequentie van de bedekkingsgraden per plantengroep in de sloten in Hollands Noorderkwartier

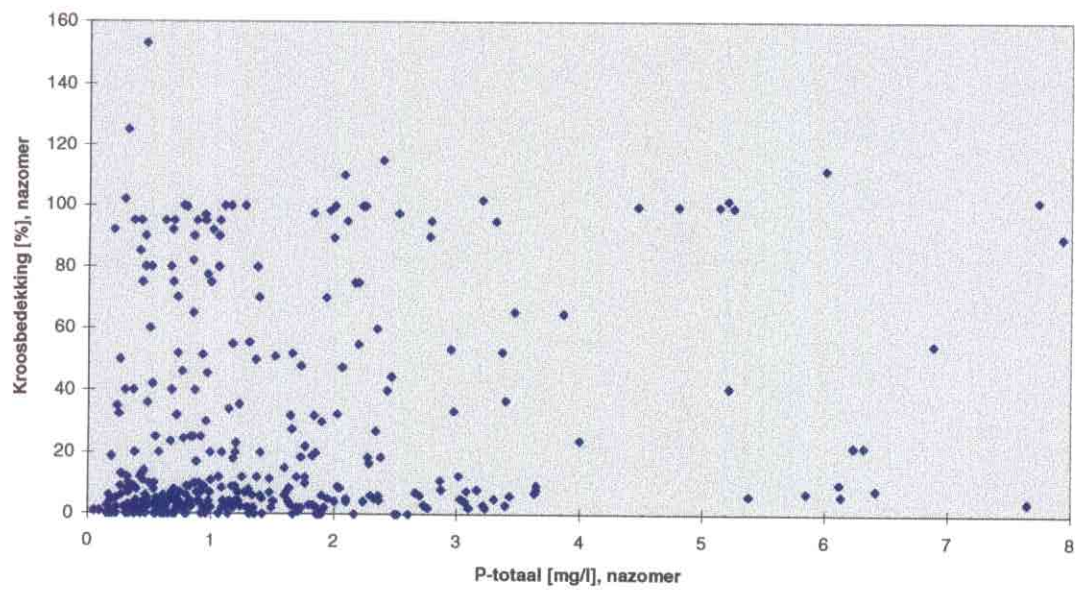


Fig. 6a. Relatie tussen gemeten P-totaal en kroosbedekking, gemiddelden juli - september

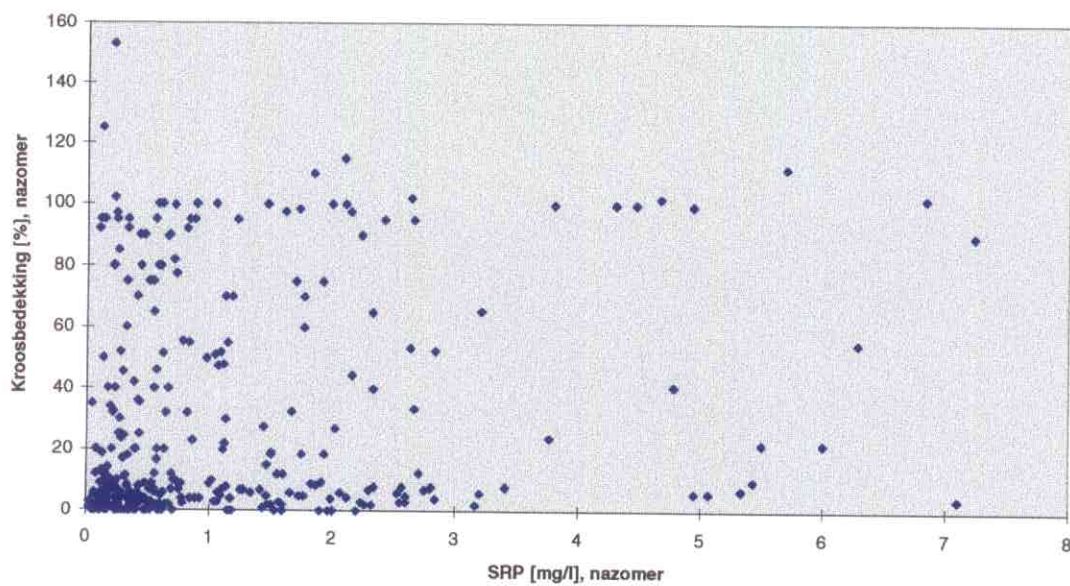


Fig. 6b. Relatie tussen gemeten SRP en kroosbedekking, gemiddelden juli - september

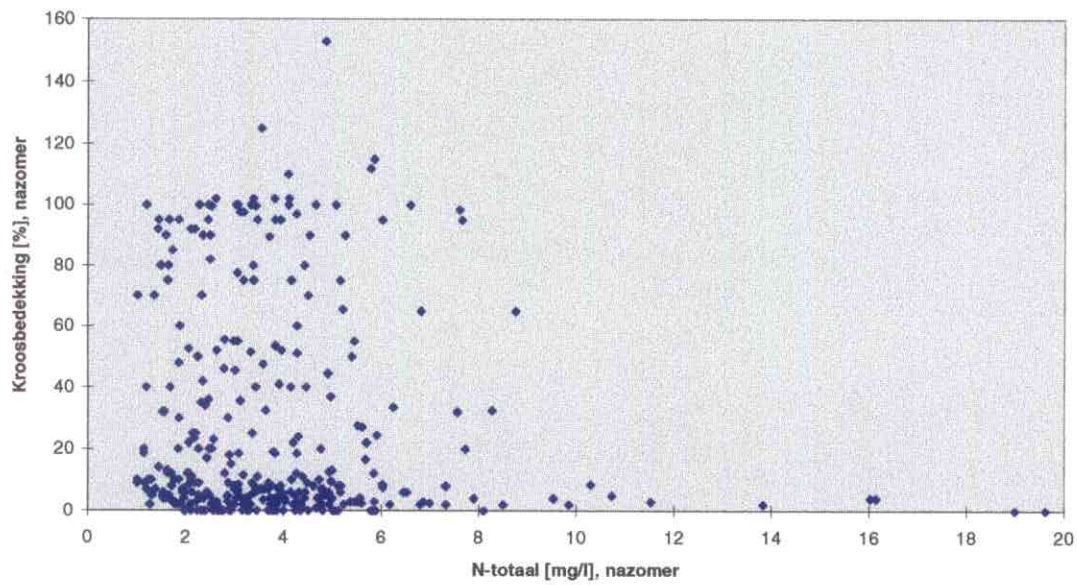


Fig. 6c. Relatie tussen gemeten N-totaal en kroosbedekking, gemiddelden juli - september

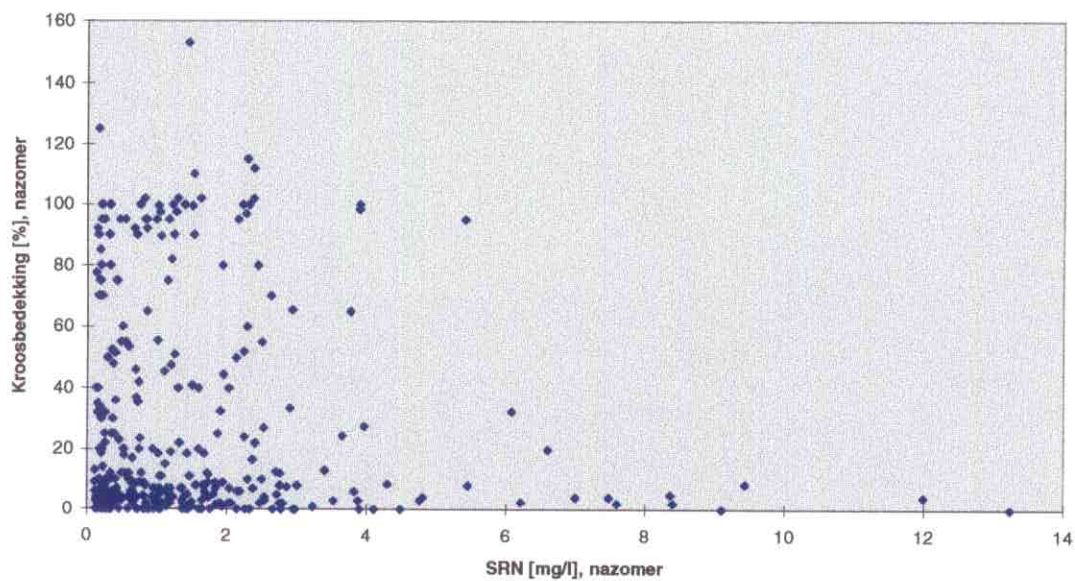


Fig. 6d. Relatie tussen gemeten opgelost-N en kroosbedekking, gemiddelden juli - september

5.4. Resultaten huidige toestand

Alle 353 lokaties werden doorgerekend gedurende 15 jaar, uitgaande van een fictieve beginsituatie vrijwel zonder planten. Een steekproef leerde dat verwacht mag worden dat de meeste gesimuleerde sloten dan een dynamische evenwichtssituatie hebben bereikt. De modeluitvoer betrof, voor alle lokaties, de nazomergemiddelden (juli t/m september) in het 15e jaar van de simulatie, van de bedekkingspercentages voor de verschillende plantengroepen, het doorzicht en de concentraties P, N en chlorofyl-*a*.

Om enig inzicht te krijgen in de gevoeligheid van de uitkomsten voor enkele veldparameters, zijn er verschillende varianten doorgerekend:

0) Relatieve slootoppervlakte gebaseerd op de sloten breder dan 3 m, kroosmigratiesnelheid = 25 % van de waterversingsnelheid.

Het idee hierachter is dat de meeste bemonsteringspunten gelegen zijn in deze categorie sloten, die in het algemeen een kortere verblijftijd hebben dan de kavelsloten. In het gegevensbestand is de slootbreedte echter niet opgenomen.

1) Relatieve slootoppervlakte gebaseerd op alle sloten, kroosmigratiesnelheid = 25 % van de waterversingsnelheid

2) Relatieve slootoppervlakte gebaseerd op de sloten breder dan 3 m, kroosmigratiesnelheid = 50 % van de waterversingsnelheid

3) Relatieve slootoppervlakte gebaseerd op alle sloten, kroosmigratiesnelheid = 50 % van de waterversingsnelheid

De gepresenteerde resultaten zijn, tenzij anders vermeld, berekend met *variant 1*.

De simulaties geven voor ongeveer 40% van de lokaties een kroosbedekking > 25% en in ruim de helft van de gevallen een bedekking < 5% (Fig. 7b). Intermediaire waarden komen weinig voor. Een submerse bedekking > 25% wordt voorspeld in 79% van de gevallen, terwijl 10% van de sloten een hoge algenbedekking wordt gesimuleerd. (Dit betreft gemiddelden van juli-september; door opeenvolging van dominanties gedurende het jaar kan het voorkomen dat een sloot voor twee plantengroepen hoog scoort). Voor modelvariant 0 (Fig. 7a) is het aantal sloten met kroosdominantie iets lager, en het aantal sloten met veel submerse planten iets hoger dan in variant 1. Dit kan verklaard worden door de gemiddeld kortere verblijftijden indien alleen de bredere sloten als uitgangspunt voor de Relatieve Slootoppervlakte in een gebied worden genomen. Voor de belangrijkste plantengroepen, t.w. kroos, submerse wortelende vegetatie en algen, is de gesimuleerde bedekking ook geografisch weergegeven (Fig. A4, a-c, in bijlage A). Fig. A5 geeft, voor kroosbedekking, per lokatie de afwijking tussen simulatie en meting (= het verschil tussen de figuren A4,a en A1,a). Uit de kaartjes blijkt een grote spreiding in kroosbedekking (tussen 0 en 100 %). De vrijwel afwezigheid van kroos op Texel wordt juist gesimuleerd, voor het overige komen juiste voorspellingen, onder- en overvoorspellingen verspreid voor. Submerse planten worden in veel gevallen overvoorspeld.

Er is geen duidelijk verband tussen de kroosbedekking die met het model - op basis van de in paragraaf 5.2 genoemde invoergegevens - berekend wordt, en de kroosbedekking zoals die op de meetpunten is waargenomen (Fig. 8). Er is sprake van een verspreide puntenwolk, met relatief veel punten in de hoeken. In figuur 9 is het verschil tussen gesimuleerde en gemeten waarden weergegeven als frequentiediagram. In ruim 40% van de gevallen is sprake van een goede overeenstemming tussen model en meting en in ruim de helft van de sloten van een afwijking kleiner dan 30 %. Er is echter ook een groep sloten (ruim 10 %) die meer dan 70 % ondervoorspeld worden (d.w.z.: geen kroos voorspeld, maar wel waargenomen) en een groep (ca 15%) waarvoor het omgekeerde geldt. De figuren A6, a-d en A7, a-d, in bijlage A, tonen de resultaten voor de vier genoemde modelvarianten. Wijziging van de berekeningsbasis voor het relatief slootoppervlak

(vergelijk Fig. A6,b met A6,a en A7,b met A7,a) doet het beeld iets verschuiven in de richting van 'overschatting'. Verhoging van de kroosmigratiesnelheid (vergelijk Fig. A6,c met A6,a en A7,c met A7,a) levert een lager percentage overschatte punten op, maar eveneens geen substantiële verbetering van de 'modelfit' over de hele linie. Het resultaat is overigens wel verbeterd t.o.v. eerdere berekeningen waar het relatief slootoppervlak overal gelijk werd gekozen. Er bestaat geen duidelijk verband tussen de grootte van de afwijking en variabelen als diepte, watertoevoer, sloottype of de ligging van het gebied. In bijlage A zijn ook de gemeten en berekende waarden van submerse planten (Fig. A8), totaal-P (Fig. A9,a) en totaal-N (Fig. A9,b) per bemonsteringspunt tegen elkaar uitgezet. Submerse planten (Fig. A8) worden of juist, of overvoerspeld, terwijl er voor nutriënten weinig verband tussen simulaties en metingen bestaat (Fig. A9, a-b).

Er is wel een duidelijk verband tussen de N- en P-concentraties en de *invoer*concentraties van deze nutriënten (Fig. A10, a-b, in bijlage A). Meestal is de gesimuleerde concentratie gelijk aan, of lager dan, de *invoer*concentratie; een lager gehalte betekent dat er in het systeem een hoeveelheid nutriënt wordt vastgelegd. Voor P is dit vaker het geval dan voor N. Soms is het gesimuleerde gehalte hoger, hetgeen verklaard kan worden door de 'pompwerking' van in de bodem wortelende waterplanten.

Voor de gesimuleerde kroosbedekking is sprake van een duidelijk verband met de gesimuleerde concentratie opgeloste nutriënten (Fig. 10,a-b, in de tekst): een hoge kroosbedekking gaat alleen samen met een SRP-concentratie hoger dan $0,4 \text{ mg l}^{-1}$ (Fig. 9a) of een opgelost-N-gehalte boven 2 mg l^{-1} (Fig. 9b). Afgezet tegen de *invoer*concentraties blijkt dat het model geen kroosdominantie voorspelt beneden ongeveer $0,5 \text{ mgP l}^{-1}$ en ruim 2 mgN l^{-1} . De *gemeten* kroosbedekkingsgraden vertonen hiermee geen verband (Fig. A11, a-b, in bijlage A). Verder voorspelt het model een afname van de kroosbedekking bij een waterversingsnelheid boven $0,15 \text{ d}^{-1}$, d.w.z. een verblijftijd korter dan een week. Boven de $0,3 \text{ d}^{-1}$ (verblijftijd korter dan 3 dagen) wordt de kans op kroos tot nul gereduceerd. Volgens de veldgegevens zou kroos het nog iets langer volhouden (Fig. A11,c).

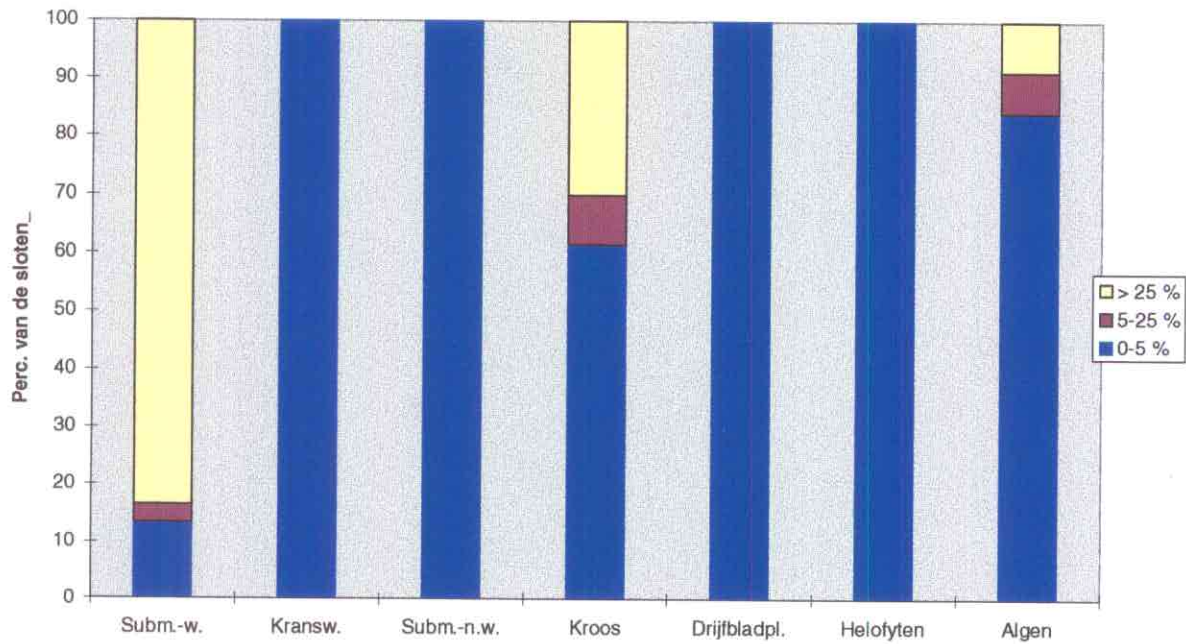


Fig. 7a. Frequentie van gesimuleerde bedekkingsgraden per plantengroep, variant 0.

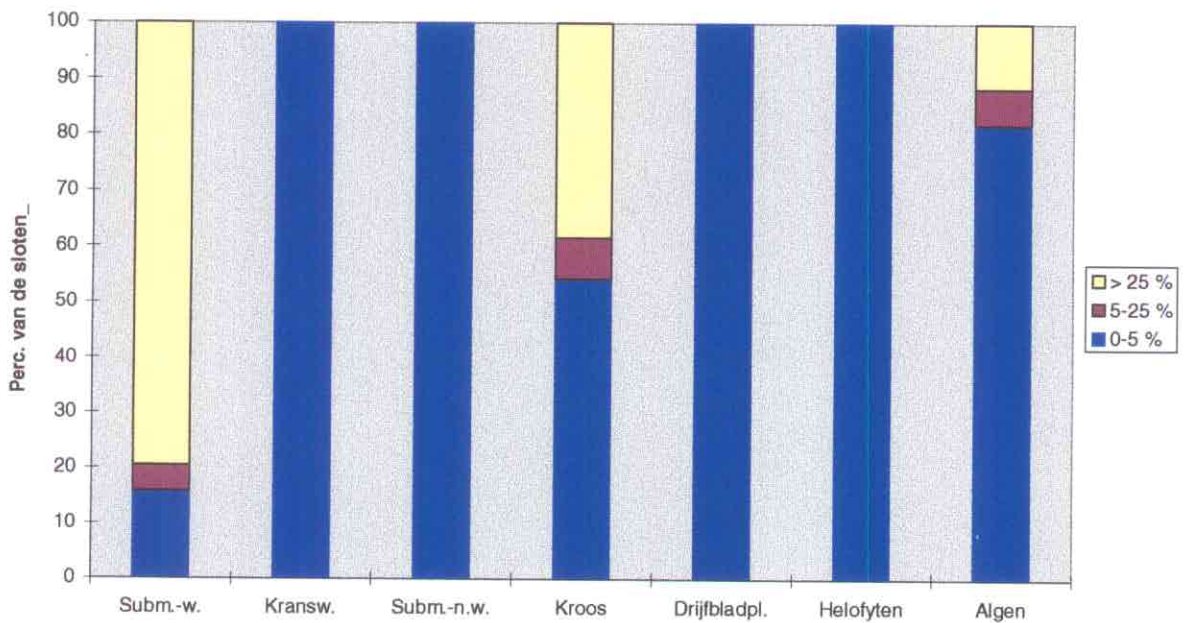


Fig. 7b. Frequentie van gesimuleerde bedekkingsgraden per plantengroep, variant 1.

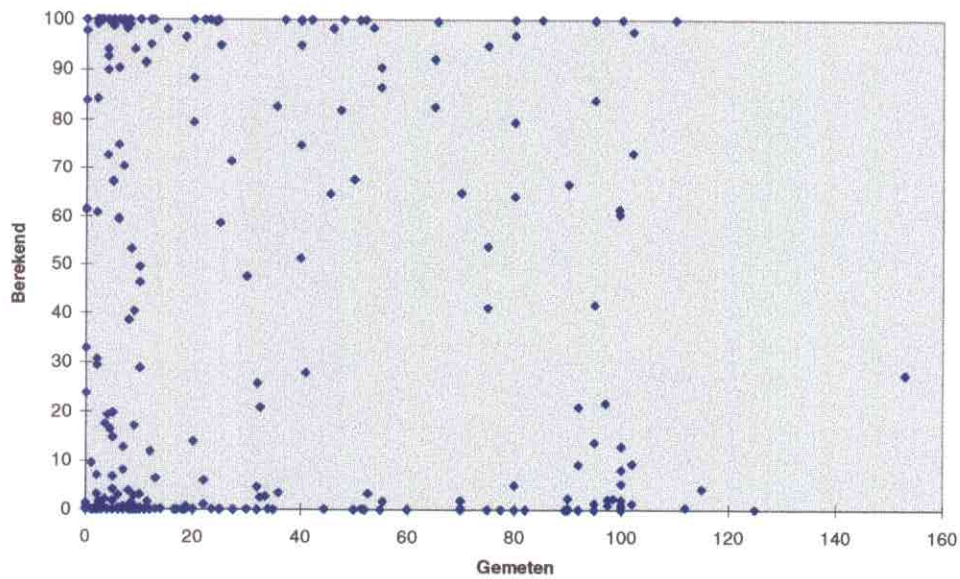


Fig. 8. Vergelijking gesimuleerde (variant 1) en gemeten kroosbedekking.

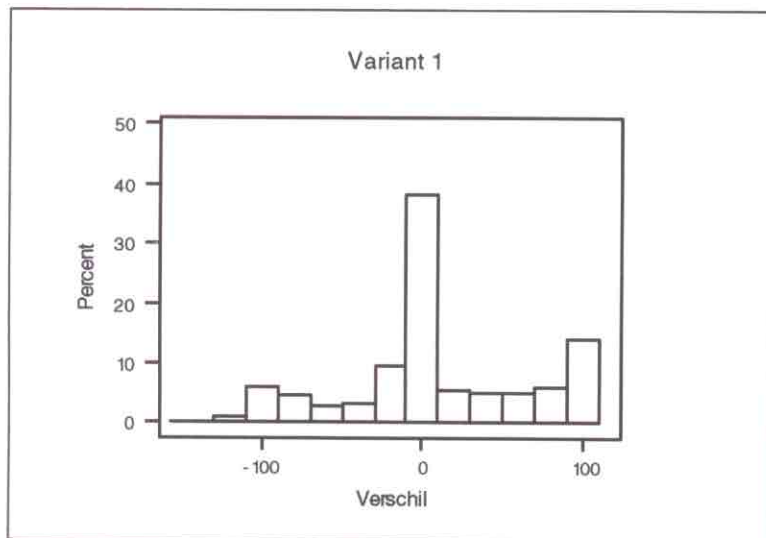


Fig. 9. Frequentiediagram van de verschillen tussen gesimuleerde (variant 1) en gemeten kroosbedekking. Op de x-as staat het verschil tussen gesimuleerde en gemeten kroosbedekking [% bedekking], op de y-as het percentage van de meetpunten waar een dergelijk verschil optreedt.

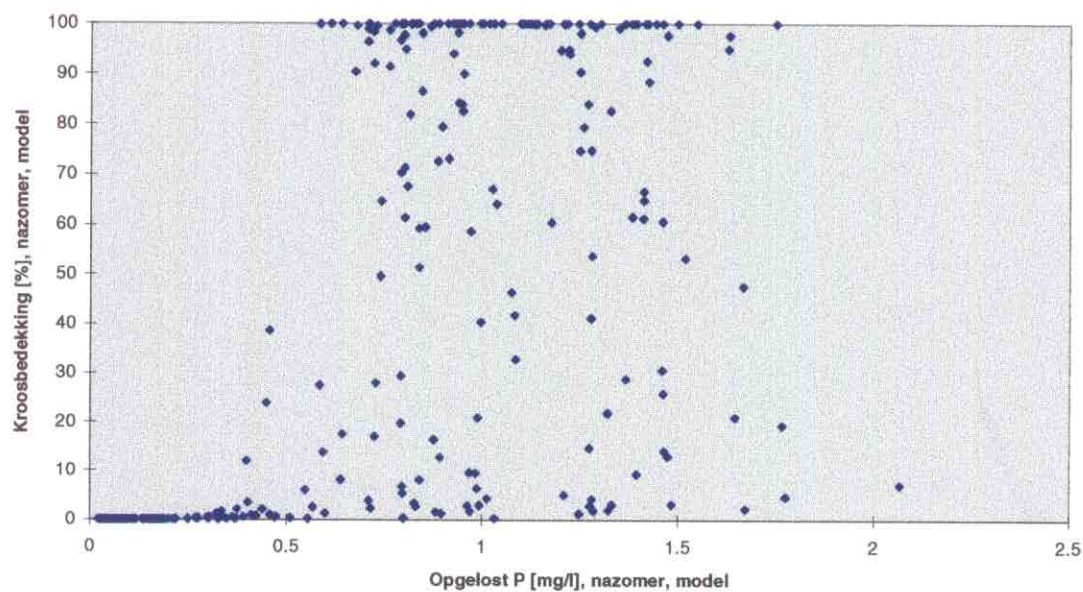


Fig. 10a. Kroosbedekking in relatie tot opgelost P, gesimuleerd (variant 1), gem. juli-sept.

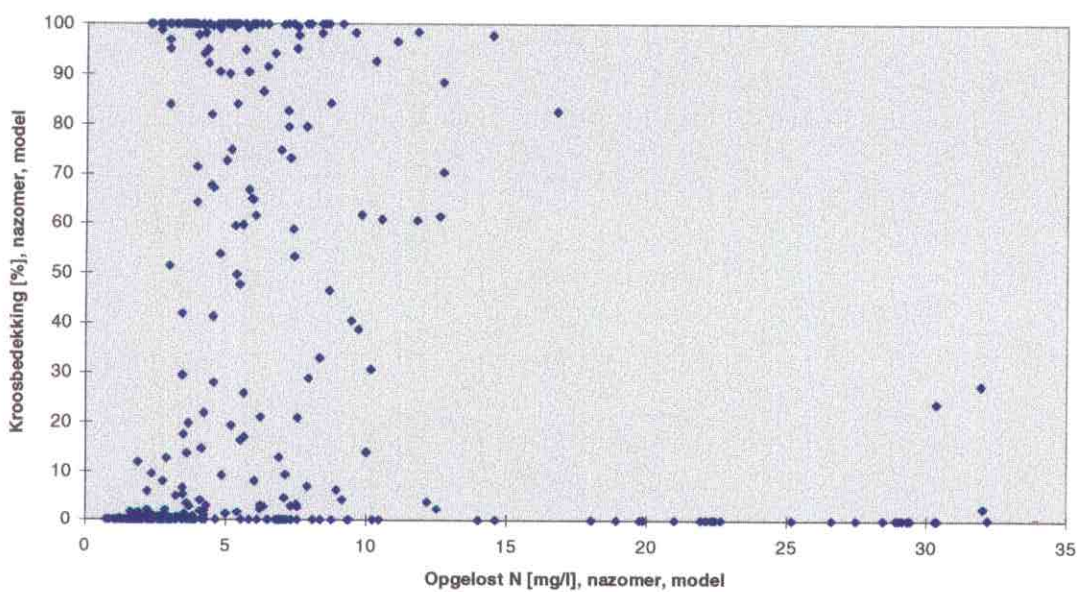


Fig. 10b. Kroosbedekking in relatie tot opgelost N, gesimuleerd (variant 1), gem. juli-sept.

5.5. Scenario's

Dezelfde verzameling sloten is ook doorgerekend voor twee WSV-mestscenario's (Rijkswaterstaat, 1996), t.w. de varianten 'HUIDIG BELEID' en 'SYSTEEM'. 'HUIDIG BELEID' (scenario M) wil zeggen uitvoering van de door de Tweede Kamer aanvaarde Nota Derde Fase Mest-en Ammoniakbeleid (Tweede Kamer, 1996), waarin een verliesnorm van 20 kgP ha⁻¹ is opgenomen. De variant 'SYSTEEM' betekent in dit geval het scenario 'NDF-laag' (scenario R), met een P-verliesnorm van 5 kgP ha⁻¹.

De scenario's verschillen niet qua hydrologie, maar uiteraard wel in de N- en P-fluxen. De uit- en afspoeling, externe aanvoer en atmosferische depositie voor N en P, gemiddeld over alle lokaties, zijn voor de drie scenario's samengevat in tabel 7. Het peiljaar voor 'huidige situatie' is 1993, voor de beleidsscenario's 2015.

Tabel 7. Gemiddelde N- en P-belasting van de sloten in Hollands Noorderkwartier in verschillende scenario's

		Huidige situatie (Scen. Z)	HUIDIG BELEID (Scen. M)	SYSTEEM (NDF-laag) (Scen. R)
N-uitspoeling naar het oppervlaktewater	[gN m ⁻² j ⁻¹]	2.65	1.73	1.30
N-aanvoer vanuit boezem	[gN m ⁻² j ⁻¹]	0.07	0.07	0.07
N-depositie	[gN m ⁻² j ⁻¹]	3.3	1.9	1.6
P-uitspoeling naar het oppervlaktewater	[gP m ⁻² j ⁻¹]	0.38	0.37	0.36
P-aanvoer vanuit boezem	[gP m ⁻² j ⁻¹]	0.004	0.002	0.002
P-depositie	[gP m ⁻² j ⁻¹]	0.06	0.06	0.06

De depositiecijfers voor N zijn de som van droge en natte depositie; de droge depositie is hiervan ruim 60%. Voor P is er uitsluitend sprake van natte depositie.

Hieruit blijkt dat het vastgestelde beleid de stikstofbelasting van het oppervlaktewater in het studiegebied met ca 35% doet verminderen. De P-belasting daalt slechts met 3%. De variant 'systeem' leidt tot een totale reductie van de N-belasting met 50% en van de P-belasting met 5%.

Volgens de PCDitch-berekeningen leiden beide scenario's slechts tot een marginale vermindering van het percentage kroosgedomineerde sloten in het studiegebied (Fig. 11). Dit kan komen omdat de N-afname niet sterk genoeg is, omdat de kroosgroei P- in plaats van N-beperkt is, en/of omdat andere factoren (bijvoorbeeld hydrologie) dominant zijn.

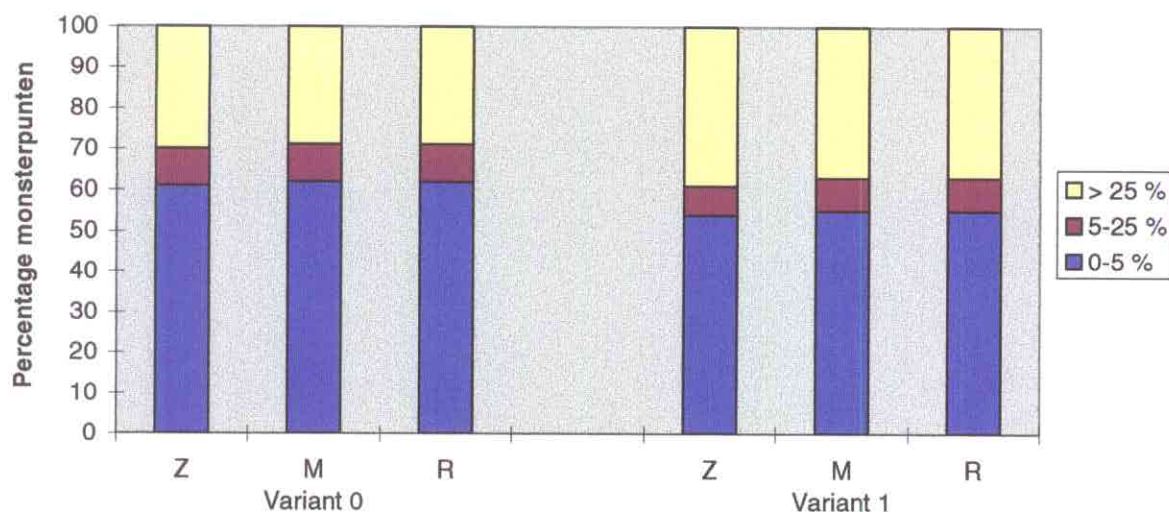


Fig. 11. Gesimuleerde kroosbedekking in de sloten in Hollands Noorderkwartier in drie scenario's: huidige situatie (Z), huidig beleid (M) en systeem (R), elk bij twee modelvarianten.

5.6. Discussie

De geringe overeenkomst tussen de nutriëntengehalten in het toevoerende water, zoals berekend met Demgen/Animo, en de gehalten die in het veld gemeten worden, doet twijfel rijzen of beide soorten gegevens wel op elkaar betrokken kunnen worden. Met name het grote aantal meetwaarden dat *hoger* is dan de invoerconcentraties kan moeilijk worden verklaard. De betrouwbaarheid / representativiteit van deze getallen is zonder nadere informatie niet aan te geven. Ook de relatie met kroosbedekking is moeilijk te interpreteren. Wellicht dat er met behulp van multivariate analyse nog iets meer uit te halen zou zijn. Een extra complicerende factor is dat de kroosbedekking zeer gevoelig is voor de verblijftijd *in de betreffende sloot* en de migratiemogelijkheden in en uit de betreffende sloot. Beide gegevens zijn onbekend.

De verbanden tussen de simulaties en de gebruikte invoergegevens (nutriëntenbelasting en watertoevoer), en die tussen de gesimuleerde variabelen onderling, zijn interpreteerbaar en onderling consistent. De overeenstemming met de meetwaarden is echter zeer matig: voor kroos bijvoorbeeld is in ongeveer de helft van de gevallen sprake van een goede tot redelijke overeenstemming. Het resultaat is verbeterd door de gebiedsspecifieke waarden van het relatief slootoppervlak te gebruiken. Het feit dat zowel 100 % over- als ondervoorspellingen voorkomen, betekent dat de afwijkingen tussen model en veldopnamen niet op een enkele factor zijn terug te voeren. Er blijkt geen verband tussen de mate van overeenkomst en systeemvariabelen als diepte, watertoevoer, belasting, sloottype of de ligging van het gebied. Voor een deel zal dit komen doordat de representativiteit van de hydrologische en belastingsgegevens niet duidelijk is.

Voor de afwijkingen zijn verschillende oorzaken aan te wijzen. Deze hebben te maken met de geschiktheid van de invoergegevens (A), met temporele (B) of ruimtelijke (C) variatie in de gegevens, of met onvolkomenheden in het model (D).

A. Geschiktheid van de invoergegevens:

1. De hydrologische invoer, zoals berekend met Demgen, is mogelijk verouderd (F. Leus, RIZA, pers. med.)
2. Er is een versie van Animo gebruikt die als verouderd geldt (C. Roest, SC-DLO, pers. med.)

B. Temporele variatie :

3. Het gebruikte scenario voor de 'huidige situatie' (scenario Z) gaat uit van de neerslag- en verdampingsgegevens van het 'gemiddelde jaar' 1985 met de bemestingsgetallen voor 1993. De veldgegevens (vegetatie-opnamen en waterkwaliteitsmetingen) zijn echter verzameld in andere jaren, verspreid over de periode 1987-1995. In een nat jaar is, bij gelijke mestgift, de uit- en afspoeling zo'n 20-35 % hoger dan in een gemiddeld weerjaar (RIVM, 1996, p. 178), terwijl zij in een droog jaar lager is. Ongeveer dezelfde verbanden gelden voor de waterafvoer naar de sloten; in een nat jaar mag dus minder kroosontwikkeling worden verwacht. Waarschijnlijk is ook de mestgift niet constant geweest in de genoemde periode.
4. Voor de PCDitch-berekeningen is een gemiddeld, sinusoid jaarverloop voor licht en temperatuur gebruikt, terwijl er ook wat dit betreft verschillen bestaan tussen de bemonsteringsjaren. In warme jaren verloopt de vegetatie-ontwikkeling in het algemeen sneller.
5. Er is gerekend met jaargemiddelde afvoer- en belastingcijfers in plaats van de dekadegemiddelde, zodat de grote seizoensfluctuaties, met globaal de meeste uit- en afspoeling in de maanden september tot mei, en belasting vanuit de boezem in de zomer, worden weggemiddeld. Dit was nodig omdat de aansturingsmodule niet anders toeliet.

C. Ruimtelijke variatie:

6. De per lokatie berekende verblijftijd en belastingen zijn in feite waarden die gelden voor het peilgebied (polder) waarin het bemonsteringspunt gelegen is. Individuele bemonsteringspunten zullen vaak niet representatief zijn voor deze gemiddelde situatie. De meer 'afgelegen' sloten in een peilgebied kennen bijvoorbeeld een langere verblijftijd dan de hoofdafvoersloten, waardoor de kans op kroos er hoger is. Aan de andere kant zal de nutriëntenbelasting in de 'kleine' sloten lager zijn. De 'rol' van de bemonsterde sloten binnen hun peilgebied is echter niet opgenomen in het gegevensbestand (de exakte ligging in de vorm van xy-coördinaten is wél opgenomen).
7. De verdwijnsnelheid van kroos door migratie is arbitrair gesteld op 25 % van de waterverduunningssnelheid. Dit doet uiteraard geen recht aan de lokale hydrologische situatie die hierbij een rol speelt, maar waarover geen informatie beschikbaar was. Het genoemde percentage kan per punt variëren tussen 0 en 100 %, afhankelijk van de aanwezigheid van migratiebelemmerende constructies, zoals dammetjes en duikers. De invloed van de wind op de migratie is hierbij nog buiten beschouwing gelaten.
8. Voor de bodemeigenschappen (porositeit, adsorptiecapaciteit, organische-stofgehalte e.d.) zijn de gemiddelde waarden per sloottype (bodemtype) gehanteerd, daar de individuele waarden per bemonsteringspunt nog niet verwerkt, of niet beschikbaar waren. Ook voor de achtergrondextinctie en de concentratie anorganisch materiaal in het water is steeds dezelfde waarde gehanteerd; mogelijk is dit in een aantal sloten een onderschatting, hetgeen een overvoorspelling van submerse vegetatie kan geven.
9. Verder is ook het schoningsregime mogelijk niet voor alle sloten gelijk, zoals bij de berekeningen verondersteld is.

D. Modelfouten:

10. Het model PCDitch is nog onvolledig geijkt.
11. Er zitten wellicht nog structurele fouten in de modelaannames.
12. Andere factoren dan de gemodelleerde zijn (mede) bepalend voor de vegetatiestructuur.

De geschiktheid van de invoermodellen (A) is door ons niet te beoordelen. De onder B genoemde punten (temporele variatie) zijn oplosbaar door als invoer steeds de getallen te gebruiken voor hetzelfde jaar als dat van de vegetatie- en waterkwaliteitsmetingen. Voor de water- en

nutriëntentoevoer zijn hiervoor extra berekeningen met Demgen/Animo nodig. Punt 5 kan worden opgelost met een verbeterde modelaansturing, zodat seizoensvariatie in de hydrologie en belasting kan worden meegenomen. Een aanzet hiervoor is reeds gemaakt.

De punten onder C (ruimtelijke variatie) zijn deels oplosbaar door aanvullende gegevensverwerking. Voor de bodemeigenschappen is het mogelijk om aan de hand van de bodemkaart waarden per bemonsteringspunt af te leiden in plaats van per sloottype (punt 8). Voor andere relevante eigenschappen, zoals de slootbreedte, de mogelijkheden voor kroosmigratie en het schoningsregime, kan wellicht worden teruggevallen op de veldkennis die aanwezig is bij het Hoogheemraadschap. Punt 6 echter, de sterke spreiding van hydrologische condities binnen een peilgebied, is met de huidige modelversie moeilijk oplosbaar, omdat dit samenhangt met het 0-dimensionale karakter van het model. Het model dient hiervoor te worden omgebouwd tot een 1-dimensionale versie en gekoppeld te worden aan een hydrologisch model en een gedetailleerde gebiedsschematisatie, zodat de waterstroming binnen een peilgebied meegenomen kan worden. Dit zou wellicht het beste eerst in een kleiner proefgebied kunnen worden uitgeprobeerd. Na succesvolle validatie in een proefgebied kan dan bij toekomstige toepassingen worden teruggevallen op probabilistische simulaties.

De punten onder D kunnen worden opgelost door een verdere calibratie van het model, in eerste instantie op de proefsloten, en vervolgens ook op de gegevens van een of meer te kiezen proefgebieden in het veld. Er moet daarbij gekeken worden of het domein waarbinnen de invoergegevens gelegen zijn overeenkomt met het gewenste geldigheidsdomein van het model. Zonodig kunnen op grond hiervan ook modelvergelijkingen worden verbeterd. De grens tussen 'modelparameters' en 'modelstructuur' is immers arbitrair; bij een goede opzet voor de simulaties kunnen beide worden meegenomen. Eventuele uitbreiding van het model met aanvullende factoren moet worden afgezet tegen het doel van het model. Met het oog op toekomstige toepassingen is het aan te bevelen om het proces 'kwel' toe te voegen en wellicht de mogelijkheid van peilwisselingen. Verdere grote uitbreidingen lijken niet direct nodig. Ook hier biedt onzekerheids- of risicomodellering perspectieven.

6. TOEPASSING OP EEN 'GEMIDDELDE' SLOOT

In dit hoofdstuk wordt een methode gevolgd die toepasbaar is bij gebruik van het model voor normstelling. De uitkomst van het model wordt berekend voor verschillende waarden / combinaties van nutriëntenbelasting en watertoevoer, waarmee een soort dosis-effekt-curve wordt opgesteld. Als 'effekt' is de gemiddelde kroosbedekking in de periode juli-september gekozen in een fictieve, 'gemiddelde' sloot. De 'dosis' is de water- en nutriëntentoevoer naar het oppervlaktewater. De berekening is uitgevoerd voor verschillende dieptes en voor twee sloottypen: kleislotten en zandsloten. De P-belasting is gevarieerd van 0,005 tot 0,1 gP m⁻² d⁻¹ en de watertoevoer van 5 tot 100 mm d⁻¹. De N-belasting was steeds 10 maal de P-belasting. De berekeningen zijn verricht voor dieptes van 0,4, 0,6, 0,8, 1,0 en 1,2 m. Ter vergelijking: de mediane watertoevoer naar de sloten in Hollands Noorderkwartier bedraagt ongeveer 35 mm d⁻¹ en de mediane diepte 0,63 m. De resultaten zijn weergegeven voor het 15e jaar van de simulatie, zodat er vanuit mag worden gegaan dat in alle gevallen een evenwichtssituatie is bereikt.

De dosis-effekt-curves blijken veelal steil te verlopen: er is sprake van een kritische belasting, waarboven de kroosbedekking snel toeneemt tot 100% (Fig. 12, 13). Toename van de nutriëntentoevoer leidt tot een sterkere vegetatie-ontwikkeling, eerst van submerse planten. Wanneer de belasting zo hoog wordt dat er een overschot opgeloste nutriënten in het water optreedt, nemen drijvende planten (kroos) het over. Hoe sterker de doorstroming, des te vlakker verloopt de curve en des te hoger is de kritische belasting (Fig. 12; diepte = 0,6 m). Omgerekend naar invoerconcentratie (Fig. 13) neemt de kritische waarde af met toenemende doorstroming tot ongeveer 60 mm d⁻¹; het effect van toenemende nutriëntenbelasting (in grammen) weegt op tegen dat van toenemende kroosuitspoeling. Boven die waarde gaat de curve vlakker verlopen, doordat uitspoeling van kroos dan relatief belangrijker wordt. Bij een watertoevoer rond de 50-70 mm d⁻¹ ligt de kritische waarde in deze figuur rond een invoerconcentratie fosfor van 0,5 mgP l⁻¹. De fosforconcentratie in de sloot zelf is dan uiteraard lager, vanwege nutriëntenopname door planten, maar wel hoger dan de ENW-grenswaarde van 0,15 mgP l⁻¹ (zomergemiddeld) die voor meren wordt gehanteerd.

In een *diepere* sloot is, bij gelijke watertoevoer, de kritische invoerconcentratie *hoger*, althans tot een diepte van 1 m (Fig. 14a; watertoevoer = 35 mm d⁻¹). Dit effect kan geïnterpreteerd worden als een verdunningseffekt van de aangevoerde nutriënten; kennelijk is dit (bij deze watertoevoer) overheersend over het tegengestelde effect van een lagere kroosuitspoeling. Wordt in plaats van de watertoevoer de verblijftijd constant gehouden (d.w.z. dat de verdieping wordt gecompenseerd door navenant meer water door de sloot te voeren), dan is er geen verschil meer tussen de verschillende dieptes (Fig. 14b). Dit is uiteraard een theoretische redenering, daar er in de praktijk relaties zijn tussen aantal en breedte van de sloten in een gebied en de hoeveelheden water die per tijdseenheid afgevoerd moeten kunnen worden, gezien grondsoort, landgebruik, hydrologische situatie en dergelijke. Vergroting van de waterdiepte lijkt dus een gunstige beheersmaatregel met het oog op het tegengaan van kroosontwikkeling. Dit is in overeenstemming met de resultaten van een aantal veldexperimenten (Boeijen *et al.*, 1991).

Bij toekomstig gebruik van dergelijke relaties voor typegerichte normstelling dient wel te worden bedacht dat het optreden van kroosdominantie in veel gevallen als een extreme situatie moet worden aangemerkt. De 'natuurlijke achtergrondgehalten' in zoete sloten liggen een stuk lager, te weten 0,06 - 0,17 mgP l⁻¹, afhankelijk van het bodemtype, gemeten in de sloot zelf (Peeters & Gardeniers, 1997), dan de kritische waarden voor de invoerconcentratie die uit de hier gepresenteerde berekeningen volgen. Hierbij zij vermeld dat de berekeningen zijn verricht met een nog onvolledig getoetst model. De gepresenteerde resultaten moeten worden gezien als een voorbeeld van de aard van de uitkomsten. Aan de getalswaarden kunnen nog geen harde conclusies

worden verbonden, daar deze uiteraard afhangen van de waarden van de modelparameters. Deze kunnen in het verdere calibratieproces deels nog worden gewijzigd.

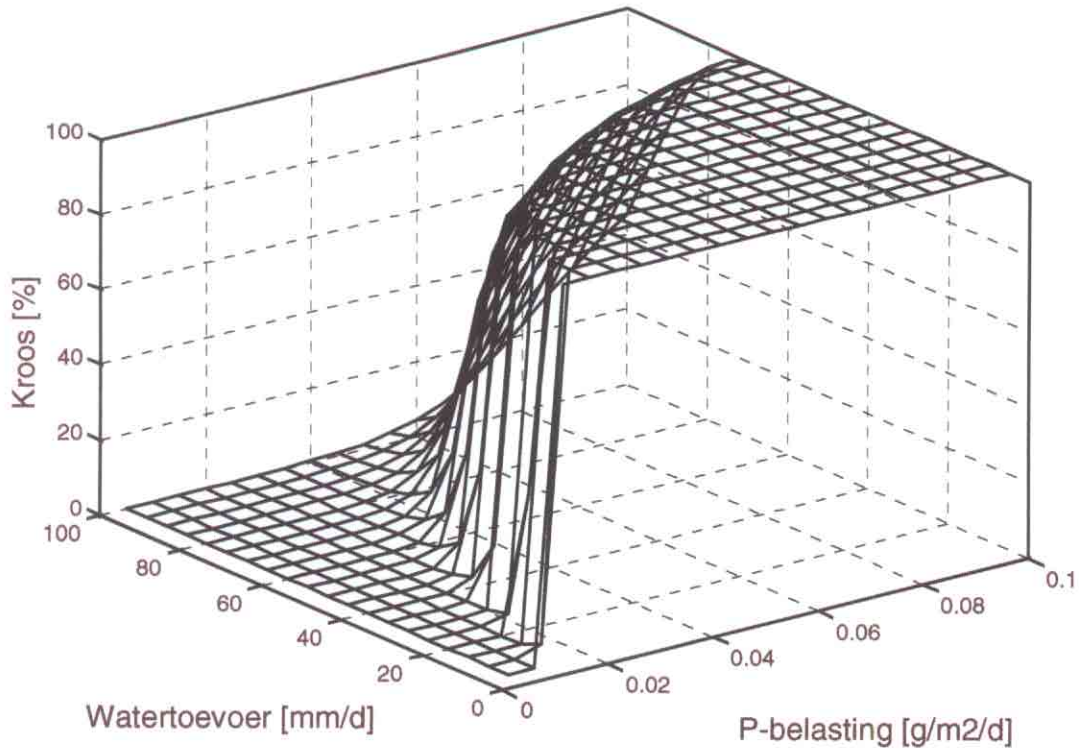


Fig. 12. Kroosbedekking (gem. juli-sept.) in een 'gemiddelde kleislote' met een diepte van 0,6 m als functie van P-belasting en watertoevoer

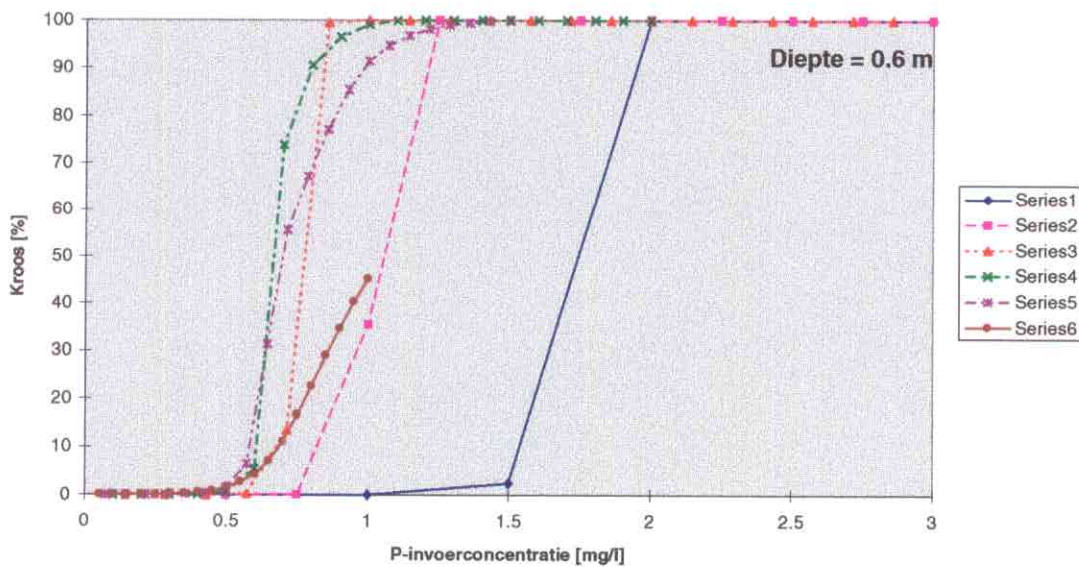


Fig. 13. Kroosbedekking (gem. juli-sept.) in een 'gemiddelde kleislote' met een diepte van 0,6 m als functie van de P-invoerconcentratie, voor verschillende waarden van de watertoevoer (aangeduid met 'Series1' t/m 'Series6'): 10, 20, 35, 50, 70 en 100 mm d⁻¹.

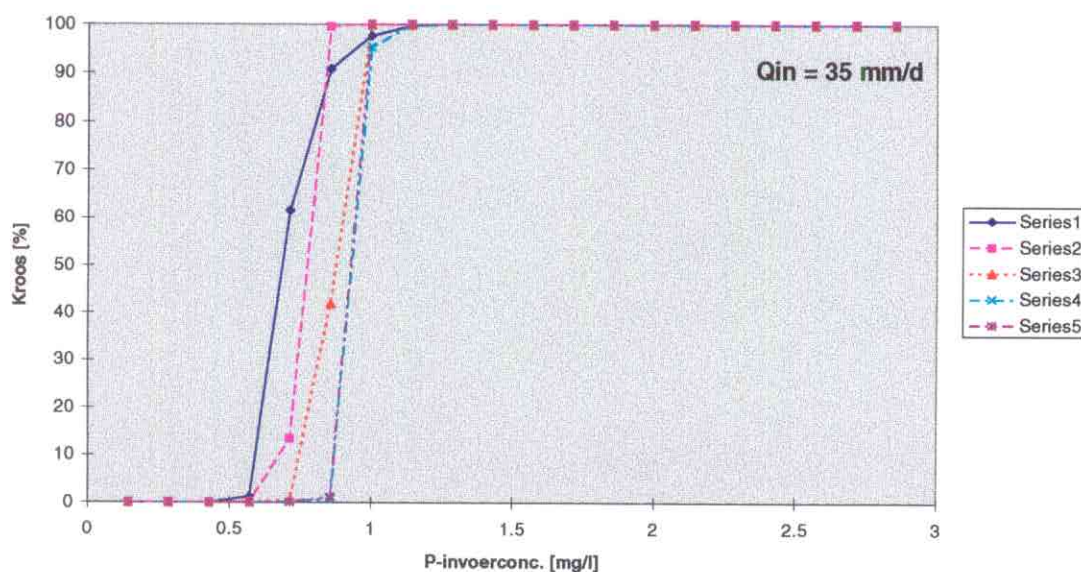


Fig. 14a. Kroosbedekking (gem. juli-sept.) als functie van de P-invoerconcentratie, voor fictieve kleislotten van verschillende diepte, maar met eenzelfde watertoevoer van 35 mm d^{-1} . De dieptes zijn achtereenvolgens (aangeduid met 'Series1' t/m 'Series5'): 0,4 m; 0,6 m; 0,8 m; 1 m en 1,2 m.

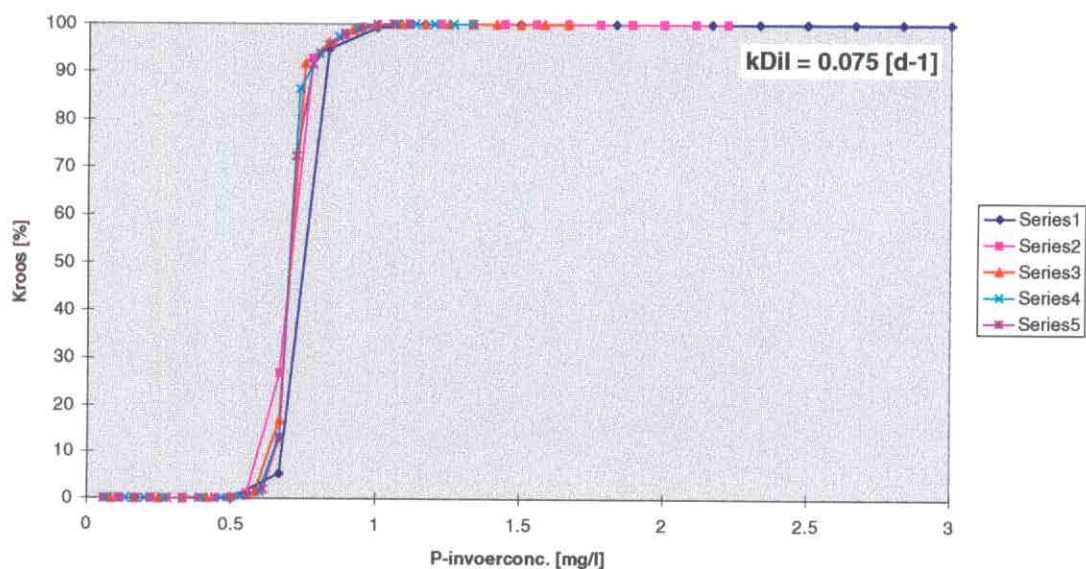


Fig. 14b. Kroosbedekking (gem. juli-sept.) als functie van de P-invoerconcentratie, voor fictieve kleislotten van verschillende diepte, maar met eenzelfde waterversingssnelheid van 0.075 d^{-1} . De dieptes zijn achtereenvolgens (aangeduid met 'Series1' t/m 'Series5'): 0,4 m; 0,6 m; 0,8 m; 1 m en 1,2 m.

7. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

7.1. Conclusies

Uit deze modelstudie kan het volgende worden geconcludeerd.

1. Het model *PCDitch* is redelijk in staat om de dominantie van hetzij submerse vegetatie, hetzij kroos, als functie van de nutriëntenbelasting te beschrijven voor stagnante sloten, zoals blijkt uit de simulaties van de experimentele sloten: submerse planten in de controles en de laag- (0,15 mgP/l) en middelbelaste (0,45 mgP/l) sloten, tegen kroosdominantie in de hoogbelaste (3,5 mgP/l) sloten. Het model bevestigt hiermee de hypothese van een verschuiving, als gevolg van eutrofiëring, van planten met een verticale groeistrategie naar die met een horizontale groeistrategie (Bloemendaal & Roelofs, 1988). De verdeling tussen de verschillende submerse groepen, zoals die tussen draadalgen en hogere planten, wordt nog niet goed voorspeld. De groep van de helofyten wordt in de modelberekeningen onderschat.
2. De modeluitkomsten verschillen per bodemtype: in kleislotten worden hogere submerse biomassa's gesimuleerd dan in zandsloten, hetgeen in overeenstemming is met waarnemingen.
3. De bruikbaarheid van het model in veldsituaties kan op basis van deze studie nog niet worden vastgesteld. In veldsituaties speelt een aantal extra factoren een rol, zoals hydrologische verschillen en de invloed van omringende watergangen. De toepassing in Hollands Noorderkwartier gaf problemen vanwege onvoldoende representativiteit van de invoergegevens. Met name het ontbreken van gedetailleerde hydrologische gegevens was hierbij van belang.
4. Het model voorspelt het bestaan van een 'kritische waarde' van de nutriëntenbelasting of nutriënteninvoerconcentratie, waarboven een omslag naar kroosdominantie waarschijnlijk is. De kritische belasting is lager naarmate de watertoevoer geringer en/of de sloot ondieper is. In een gemiddelde kleisloot wordt een kritische invoerconcentratie berekend in de orde van grootte van enkele tienden van een mgP l⁻¹; het gehalte in de sloot zelf ligt lager vanwege nutriëntenopname door planten. Behalve de reeds genoemde factoren zijn ook het bodemtype en de mogelijkheden voor kroosmigratie mede bepalend voor de waarde van het omslagpunt.

7.2. Aanbevelingen

Voor het vervolg van dit project gelden de volgende aanbevelingen:

1. Voortzetting van de ijking (calibratie) van de modelparameters, en zonodig verbetering van modelvergelijkingen, met behulp van de gegevens van de experimentele sloten, met inbegrip van gevoeligheidsanalyse van de parameters, en kwantificering van de restonzekerheid in de uitkomsten.
2. Verbetering van de aansturingmethodiek voor het model, zodat het inlezen van tijdsafhankelijke invoerbestanden mogelijk wordt, en optimalisatie, gevoeligheids- en betrouwbaarheidsanalyses gemakkelijker kunnen worden uitgevoerd.
3. Omzetting van het model in een ééndimensionale versie, zodat toepassing in netwerken van sloten en watergangen mogelijk wordt. Aanvulling van het model met de mogelijkheden van kwel en waterpeilvariëaties.

4. Toetsing van het model (in één-dimensionale vorm) in één of meer veldsituaties, bijvoorbeeld afvoergebieden (polders), en wellicht ook in een aanvullend experiment in de proefsloten met medeneming van de effecten van doorstroming. Voorwaarden bij een proefgebiedsstudie zijn dat de gebiedsschematisatie goed bekend is, dat er goede invoergegevens (onder andere hydrologie) beschikbaar zijn en dat er voor dezelfde periode gegevens over vegetatie en waterkwaliteit worden verzameld. De koppeling van PCDitch met een model voor uit- en afspoeling en bemesting, met een model voor oppervlaktewaterstroming, met GIS-informatie en met toetsingsgegevens moet daarbij plaatsvinden op vergelijkbare schaalniveaus.
5. Vervolgens hernieuwde vaststelling van dosis-effekt-relaties op basis van het gevalideerde model, voor verschillende sloottypen en slootkarakteristieken. Onzekerheidsanalyse van de modelresultaten, zoals de effecten van natuurlijke spreiding in parameterwaarden en slootkarakteristieken, vormt hiervan een onderdeel. Het model kan daarmee een rol spelen bij typegerichte normstelling.
6. PCDitch kan gebruikt worden in stroomgebiedsstudies, ter berekening van de nutriëntenretentie in afvoergebieden en het effect van een afvoergebied op de waterkwaliteit in grotere watersystemen.
7. Koppeling van PCDitch met beschrijvend-statistische modellen voor de soortensamenstelling van organismen.

LITERATUUR

- Aarts, E.H.L. & P.J.M. van Laarhoven (1989). Simulated Annealing: an introduction. *Stat. Neerl.* **43** (1): 31-52.
- Ambrose, R.B., T.A. Wool, J.P. Connolly & R.W. Schwanz (1988). WASP4, a hydrodynamic and water quality model - model theory, user's manual and programmer's guide. US EPA, report no EPA/600/3-87/039.
- Anoniem (1997). Dosis-effekt-model voor aquatische ecosystemen in de regionale wateren ten behoeve van (regionale) beleidsanalyses; projectplan. RIZA/RIVM/STOWA, mei 1997.
- Banks, R.B. & F.F. Herrera (1977). Effect of wind and rain on surface reaeration. *J. Env. Engin. Div.* **103**: 489-504.
- Barendrecht, A. & M.J. Wassen (1989). Het hydro-ecologisch model ICHORS, versie 2.0 en 3.0. Interfacultaire vakgroep Milieukunde, Universiteit Utrecht. 72 p. + 8 bijl.
- BKH Adviesbureau (1995). Onderzoek naar strategische maatregelen ter bestrijding van kroos in de Lopikerwaard. Provincie Utrecht, Dienst Water en Milieu.
- Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs, red. (1988). Waterplanten en waterkwaliteit. KNNV, Utrecht.
- Boers, P.C.M., W.E.M. Laane & L. van Liere (1995). Regionaal omgaan met landelijke normen. *Landschap* **12** (6): 15-21.
- Boers, P.C.M., P.A. Finke, J.J.M. van Grinsven & P. Groenendijk (1996). Definitie en haalbaarheid van een interdepartementaal model voor de berekening van de nutriëntenemissie naar grondwater en oppervlaktewater. RIVM/RIZA/SC-DLO.
- Boeyen, J.H., C.N. Beljaars, J.T.F. Heijs & R. van Gerve (1991). Baggeren in poldergebieden, relatie met waterkwaliteit, Rapportage lange-termijnonderzoek. Zuiveringschap Hollandse Eilanden en Waarden, Dordrecht.
- Boeyen, J.H., C.N. Beljaars & R. van Gerve (1992). Vergroten van waterdiepte in sloten heeft een positief effect op de waterkwaliteit. *H₂O* **25** (16): 432-437, 440.
- Bouwman, J.M.M. (1994). Problematiek, normen en knelpunten bij ontwerpen waterbeheersingsplannen (discussienota waterbeheersing). Landinrichtingsdienst.
- Claassen, T.H.L. (1987). Typologie en normstelling: een aquatisch-oecologisch onderzoek in Friesland. Krips repro, Meppel.
- CUWVO (1987). Eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen, resultaten van de derde eutrofiëringsequête. Rapport CUWVO / Landbouwuniversiteit Wageningen.
- CUWVO (1988). Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren. CIW-CUWVO, Den Haag.
- Di Toro, D.M. (1976). Combining chemical equilibrium and phytoplankton models - A general methodology. In: R.P. Canale, ed. *Modeling biochemical processes in aquatic ecosystems*. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Mich.: 233-255.
- Downing, A.L. & G.A. Truesdale (1955). Some factors affecting the rate of solution of oxygen in water. *J. Appl. Chem.* **5**: 570-581.
- Dijk, G.M. van & J.H. Janse (1993). Modelling resource allocation in *Potamogeton pectinatus* L. *J. Aquat. Plant Manage.* **31**: 128-134.
- Eck, G. van, red. (1995). Stikstofoverschotten en stikstofverliezen in de Nederlandse landbouw. Rapport van de technische werkgroep toelaatbaar stikstofoverschot. Min. van LNV, Min. van VROM, Min. van V&W, Landbouwschap, Centrale Landbouworganisaties.
- Eugelink, A.H., R.M.M. Roijackers & L. Lijklema (1997). Responses of vegetation on nutrient loading in shallow aquatic ecosystems. In press.
- Groot, W.T. de, F.M.W. de Jong & M.M.H.E. van den Berg (1987). *Arch. Hydrobiol.* **109**: 601-618.

- Hartog, C. den & S. Segal (1964). A new classification of the water-plant communities. *Acta Bot. Neerl.* 13: 367-393.
- Hartog, C. den & G. van der Velde (1988). Structural aspects of aquatic plant communities. In: Symoens, J.J. (red.). *Vegetation of inland waters. Handbook of Vegetation Science*, 113-153.
- Heij, D. van der & P.K. Peerlkamp (1975). *Kennis van grond en bodem. 7e druk.* Wolters-Noordhof, Groningen.
- Hieltjes, A. & L. Lijklema (1980). Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. *J. Envir. Qual.* 9: 405-407.
- Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier (1991-1995). *De kwaliteit van water, bodem en oevers (Reeks rapporten voor de verschillende delen van het beheersgebied).* Edam.
- ICIM (1992). DUFLOW, a micro-computer package for the simulation of one-dimensional unsteady flow and water quality in open channel systems., v. 2.0. ICIM, Rijswijk (ZH).
- Janse, J.H. (1997). A model of nutrient dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable states. *Hydrobiologia* 342/343: 1-8.
- Janse, J.H. & T. Aldenberg (1990). Modelling phosphorus fluxes in the hypertrophic Loosdrecht lakes. *Hydrobiol. Bull.* 24: 69-89.
- Janse, J.H. & T. Aldenberg (1991). Modelling the eutrophication of the shallow Loosdrecht Lakes. *Verh. int. Ver. Limnol.* 24: 751-757.
- Janse, J.H., T. Aldenberg & P.R.G. Kramer (1992). A mathematical model of the phosphorus cycle in Lake Loosdrecht and simulation of additional measures. *Hydrobiologia* 233: 119-136.
- Jørgensen, S.E. (1980). *Lake management. (Water development, supply and management, vol. 14.)* Pergamon Press, 167 pp.
- KNMI (1992). *Klimatologische gegevens van 15 Nederlandse stations; normalen en extreme waarden van 15 hoofdstations voor het tijdvak 1961-1990. Publicatie 150-27.*
- Kramer, P.R.G., A.M. Huiting, J.E.M. Beurskens & T. Aldenberg (1997). *Verkenning bodemkwaliteit regionale wateren; huidige en toekomstige gehalten van PAK in slootbodems. RIVM rapport nr. 733 007 001 en STOWA rapport nr. 96-28.*
- Kramer, P.R.G. et al. (1997). *Schatten van onzekere parameters: Simulated Annealing gebaseerd op Bayesiaanse statistiek. Rapport RIVM (in voorber.)*
- Lijklema, L. (1980). Interaction of orthophosphate with iron(III) and aluminium hydroxides. *Env. Sci. Tech.* 14: 537-541.
- Lijklema, L., J.H. Janse, R.M.M. Roijackers & M.-L. Meijer, 1988. *Eutrofiëring in Nederland. H₂O* 21: 462-467.
- Lijklema, L., J.H. Janse & R.M.M. Roijackers, 1989. *Eutrophication in The Netherlands. Wat. Sci. Tech.* 21: 1899-1902.
- Marshall, E.J.P. (1981). The ecology of a land drainage channel - I. Oxygen balance. *Water Research* 15: 1075-1085.
- Meinardi, C.R. & G.A.P.H. van den Eertwegh (1995). Nutrient flows from the soil to draining surface water. *Acta Universitatis Carolinae Geologica* 39: 337-350. Univerzita Karlova, Praha.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (1993). *Notitie mest- en ammoniakbeleid derde fase. Tweede Kamer, vergaderjaar 1992-1993, Den Haag.*
- Mitchell & Gauthier Associates Inc. (1995). *Advanced Continuous Simulation Language (ACSL), Reference Manual and User's Guide, version 11. MGA, Concord, Mass., USA.*
- Molen, D. van der & A. Breeuwsma (1995). Nutriëntenverliezen in de landbouw; kloof tussen onvermijdbare en acceptabele nutriëntenverliezen? *Landschap* 12 (6): 7-14.

- Oenema, O. & T.A. van Dijk (1994). Fosfaatverliezen en fosfaatoverschotten in de Nederlandse landbouw. Rapport van de technische projectgroep 'P-deskstudie'. Min. van LNV, Min. van VROM, Min. van V&W, Landbouwschap, Centrale Landbouworganisaties.
- Peeters, E.T.H.M. & J.J.P. Gardeniers (1997). Natuurlijke achtergrondgehalten van nutriënten in regionale wateren. LandbouwUniversiteit Wageningen, Vakgroep Waterkwaliteitsbeheer en Aquatische Oecologie, rapport nr. M277.
- Portielje, R. (1994). Response of shallow aquatic ecosystems to different nutrient loading levels. Proefschrift, LU Wageningen.
- Portielje, R. & L. Lijklema (1995). The effect of reaeration and benthic algae on the oxygen balance of an artificial ditch. *Ecol. Mod.* **79**: 35-48.
- Press, W.H., S.A. Teukolsky, W.T. Vetterling & B.F. Flannery (1992). Numerical recipes in C; the art of scientific computing. 2nd ed. Cambridge University Press. 994 pp.
- Riegman, R. & L.R. Mur (1984). Regulation of phosphate uptake kinetics in *Oscillatoria agardhii*. *Arch. Microbiol.* **139**: 28-32.
- RIVM (1996). Achtergronden bij: Milieubalans 1996. RIVM, Bilthoven.
- Rijkeboer, M., F. de Bles & H.J. Gons (1991). Role of sestonic detritus as a P-buffer. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.* **48**: 251-260.
- Rijkswaterstaat, Meetkundige Dienst (1995). Waterstaatkundig InformatieSysteem (WIS), mei 1995.
- Rijkswaterstaat (1996). Achtergrondnota Toekomst voor Water. Projekt Watersysteemverkenningen. RIZA-nota 96.058 en rapport RIKZ-96.030.
- Scheffer, M., A.H. Bakema & F.G. Wortelboer (1993). Megaplant, a simulation model for aquatic macrophyte dynamics. *Aquat. Bot.*
- STOWA (1992a). Ontstaan en bestrijden van deklagen van kroos. 1. Literatuur. Rapport nr. 92-09.
- STOWA (1992b). Ontstaan en bestrijden van deklagen van kroos. 2. Modelmatige benadering van de kroosontwikkeling en beoordeling van beheersbaarheid. Rapport nr. 92-10.
- STOWA (1993). Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor sloten op basis van macrofyten, macrofauna en epifytische diatomeeën, en Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor sloten. STOWA-rapporten 93-14 en 93-15.
- Traas, T.P. & T. Aldenberg (1992). CATS-1: a model for predicting contaminant accumulation in a meadow ecosystem. The case of cadmium. Report no. 719103 001, RIVM, Bilthoven, 125 pp.
- Traas, T.P., P.R.G. Kramer & F.G. Wortelboer (1993). Treatsam: Interface tussen Uncsam en ACSL-model. Interne LWD-notitie 93-7, RIVM, Bilthoven.
- Tweede Kamer der Staten-Generaal (1994). Evaluatienota Water, Regeringsbeslissing. Vergaderjaar 1993-1994, 21250, nrs. 27-28.
- Tweede Kamer der Staten-Generaal (1995). Integrale Notitie mest- en ammoniakbeleid. Vergaderjaar 1995-1996, 24445, nr. 1.
- Twisk, W., I. de Graaf Bierbrauwer & W.J. ter Keurs (1996). Landbouw en waterkwaliteit in veenweidegebieden. *H₂O* **29** (20): 602-606, 611).
- Van Dijk, G.M. and J.H. Janse, 1993. Modelling resource allocation in *Potamogeton pectinatus* L. *J. Aquat. Plant Manage.*, **31**: 128-134.
- Veeningen, R. (1985). Zuurstofhuishouding in poldersloten. Limnologisch Instituut, Nieuwersluis.
- Waterloopkundig Laboratorium (1995). SOBEK.
- Wetzel, R. (1983). *Limnology*. Second ed. Saunders College Publishing.
- Wortelboer, F.G. (1990). A model on the competition between two macrophyte species in acidifying shallow soft-water lakes in the Netherlands. *Hydrobiol. Bull.* **24**: 91-107.

LIJST VAN FIGUREN IN DE TEKST

In hoofdstuk 2:

- 1a. Modelstructuur van PCDitch
- 1b. In- en uitgaande fluxen en systeemgrens
2. In- en uitvoer van het model

In hoofdstuk 4:

- 3, a-h. Simulaties en waarnemingen van de bedekkingsgraden van de verschillende plantengroepen in de proefsloten van de Sinderhoeve

In hoofdstuk 5:

4. Ruimtelijke componenten PCDitch
5. Frequentie bedekkingsgraden per plantengroep in de sloten in Hollands Noorderkwartier
6. Relatie tussen gemeten kroosbedekking en nutriëntengehalten
 - a. Kroosbedekking tegen P-totaal
 - b. Kroosbedekking tegen SRP
 - c. Kroosbedekking tegen N-totaal
 - d. Kroosbedekking tegen SRN
7. Frequentie van gesimuleerde bedekkingsgraden per plantengroep
 - a. Modelvariant 0
 - b. Modelvariant 1
8. Vergelijking gesimuleerde en gemeten kroosbedekking voor modelvariant 1
9. Frequentiediagram van de verschillen tussen gesimuleerde en gemeten kroosbedekking, voor variant 1
10. Relatie tussen gesimuleerde kroosbedekking en nutriëntengehalten
 - a. Kroosbedekking tegen SRP
 - b. Kroosbedekking tegen SRN
11. Gesimuleerde kroosbedekking in de sloten in Hollands Noorderkwartier, in drie scenario's

In hoofdstuk 6:

12. Kroosbedekking in een 'gemiddelde kleisloot' van 0,6 m als functie van P-belasting en watertoevoer
13. Kroosbedekking in een 'gemiddelde kleisloot' van 0,6 m als functie van de P-invoerconcentratie, voor verschillende waarden van de watertoevoer
14. Kroosbedekking als functie van de P-invoerconcentratie, voor fictieve kleisloten van verschillende diepte
 - a. voor een watertoevoer van 35 mm d⁻¹
 - b. voor een waterversingssnelheid van 0.075 d⁻¹

BIJLAGEN:**A. AANVULLENDE FIGUREN BIJ HOOFDSTUK 5**Lijst van figuren in deze bijlage

- A1. Bedekkingsgraad per plantengroep, vegetatie-opnamen in de periode 1987-1995 in Hollands Noorderkwartier, geografisch
- Kroos
 - Emergenten
 - Submers wortelend
 - Submers niet-wortelend
 - Draadalg
- A2. Invoergegevens voor de bemonsteringspunten in Hollands Noorderkwartier, geografisch
- N-invoerconcentratie, jaargemiddelden, uit Demgen/Animo, huidige situatie (scenario Z).
 - P-invoerconcentratie, jaargemiddelden, uit Demgen/Animo, huidige situatie (scenario Z).
 - Waterverversingssnelheid, jaargemiddelden, uit Demgen, hydrologie 1985, op basis van de totale oppervlakte sloten per peilgebied
- A3. Relatie tussen invoer- en veldgegevens, scatterdiagrammen
- N-conc. tegen N-invoerconc.
 - P-conc. tegen P-invoerconc.
 - Kroosbedekking tegen N-invoerconc.
 - Kroosbedekking tegen P-invoerconc.
 - Kroosbedekking tegen kDil
- A4. Gesimuleerde bedekkingsgraad per plantengroep voor de bemonsteringspunten in Hollands Noorderkwartier, variant 1, geografisch
- Kroos
 - Submers wortelend
 - Algen
- A5. Verschil in kroosbedekking tussen model en meting, variant 1, geografisch
- A6, a-d. Vergelijking gesimuleerde en gemeten kroosbedekking voor vier modelvarianten, scatterdiagrammen
- A7, a-d. Frequentiediagrammen van de verschillen tussen gesimuleerde en gemeten kroosbedekking (voor vier modelvarianten)
- A8. Vergelijking gesimuleerde en gemeten bedekking submergenten, scatterdiagram
- A9. Vergelijking gesimuleerde en gemeten nutriëntconcentraties, scatterdiagrammen
- Totaal-N
 - Totaal-P
- A10. Relatie tussen gesimuleerde nutriëntconc. en invoerconcentraties, scatterdiagrammen
- N
 - P
- A11. Relatie tussen gesimuleerde kroosbedekking en invoerconcentraties, scatterdiagrammen
- Kroosbedekking tegen N-invoerconc. en kDil
 - Kroosbedekking tegen P-invoerconc. en kDil

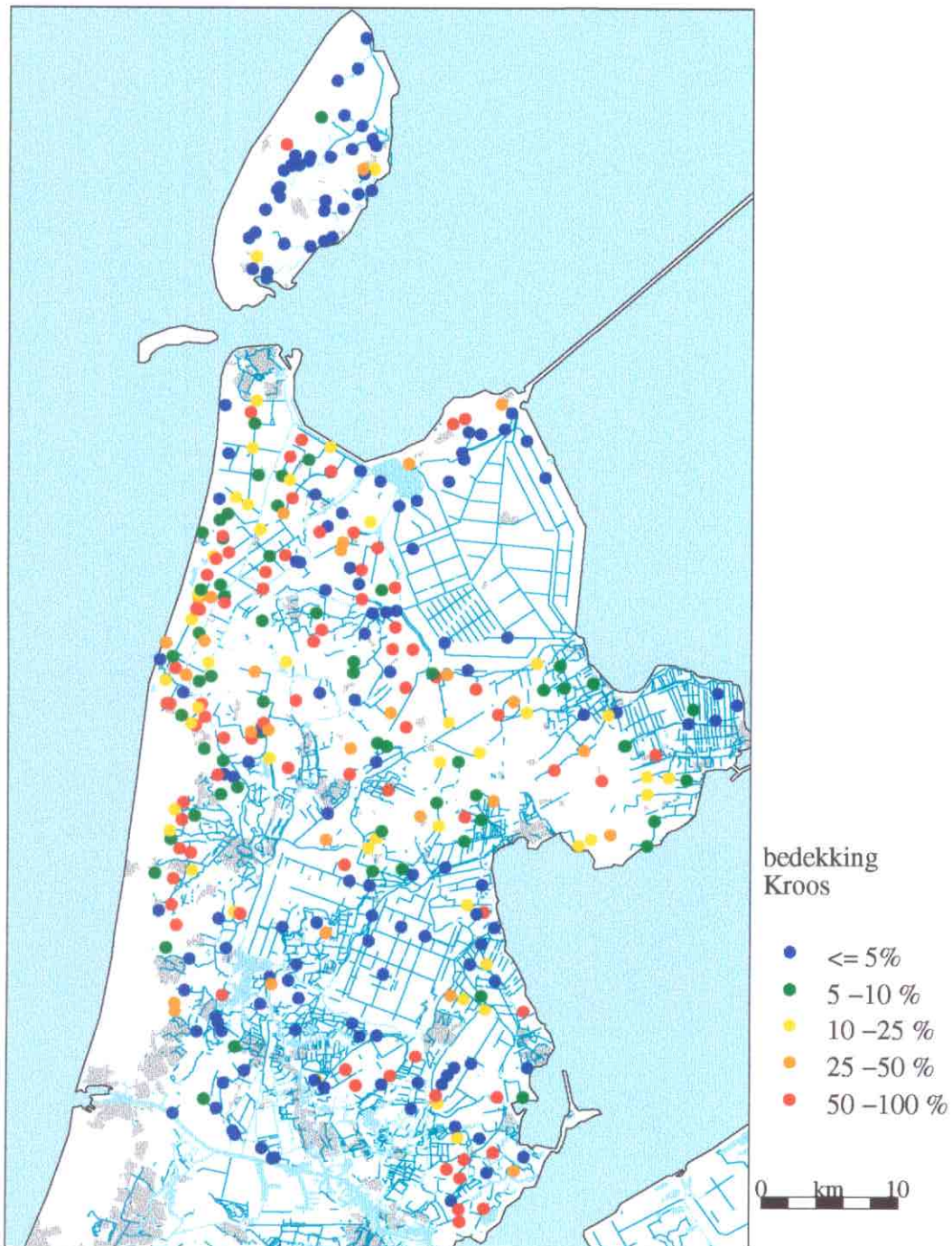


Fig. A.1.a Bedekking met kroos, maanden juli tot en met september, periode 1987 - 1995 (Bron: Hoogheemraadschap U.S.H.N.).

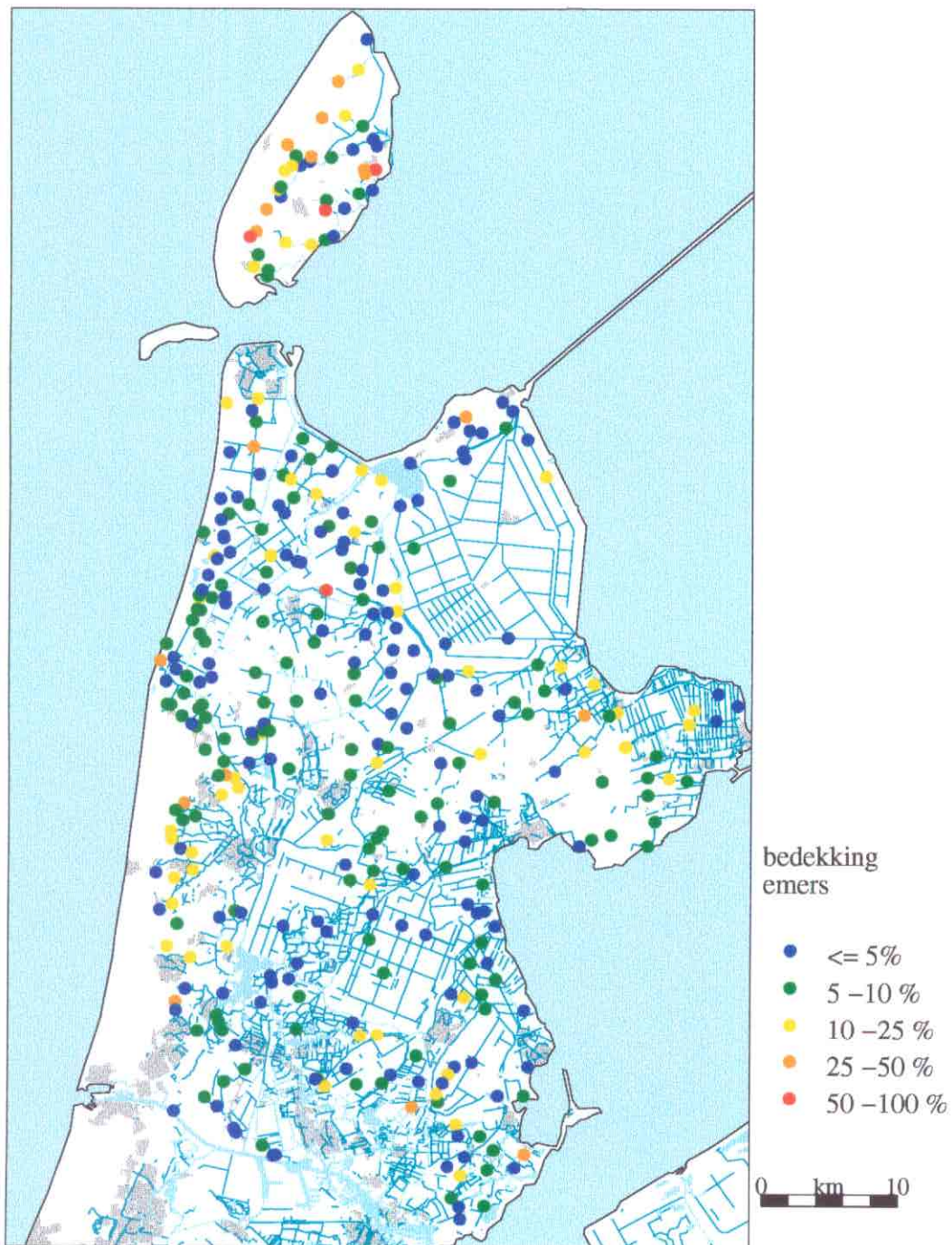


Fig. A.1.b Bedekking met emerse planten, maanden juli tot en met september, periode 1987-1995 (Bron: Hoogheemraadschap U.S.H.N.).

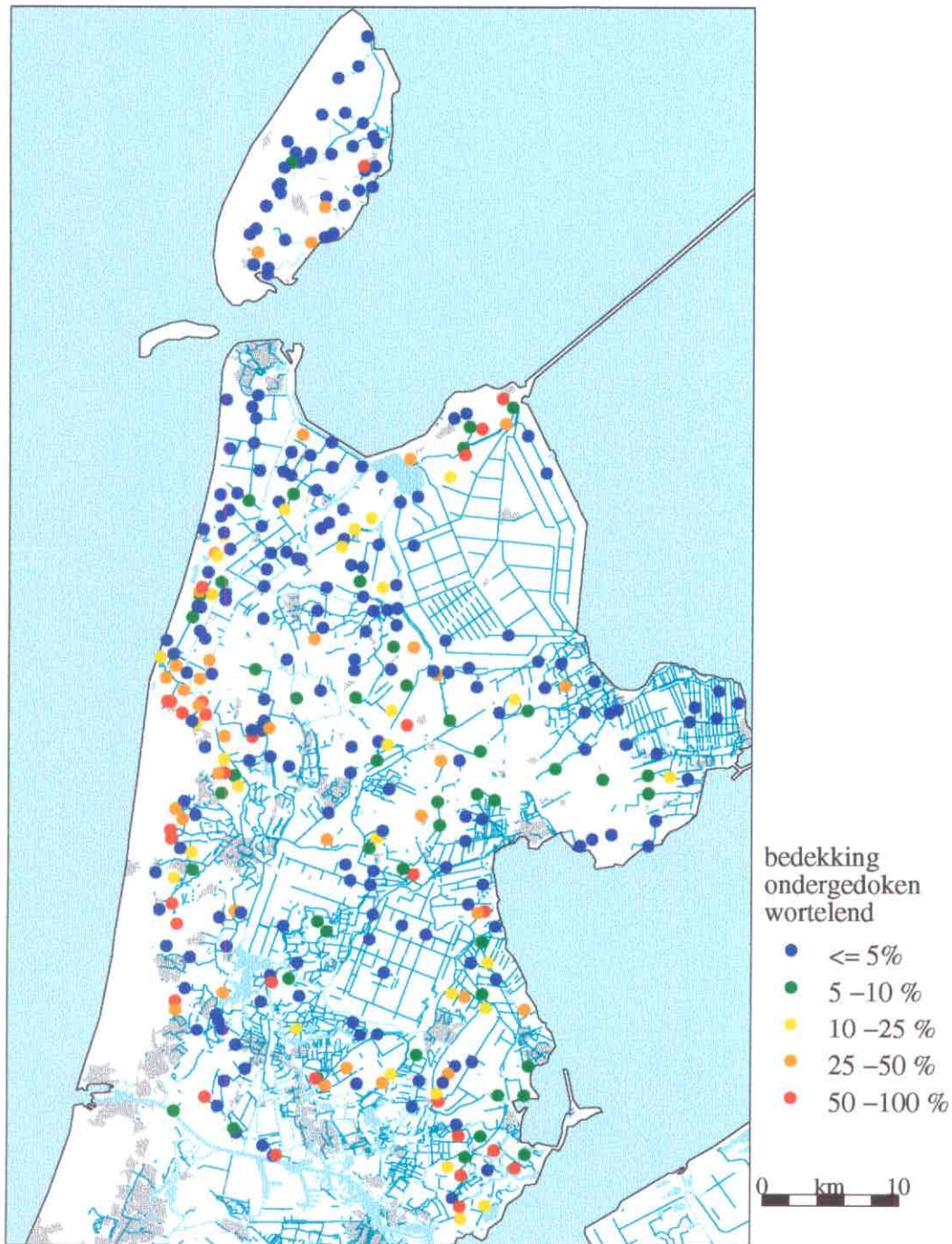


Fig. A.1.c Bedekking met ondergedoken, wortelende planten, maanden juli tot en met september, periode 1987 - 1995 (Bron: Hoogheemraadschap U.S.H.N.).

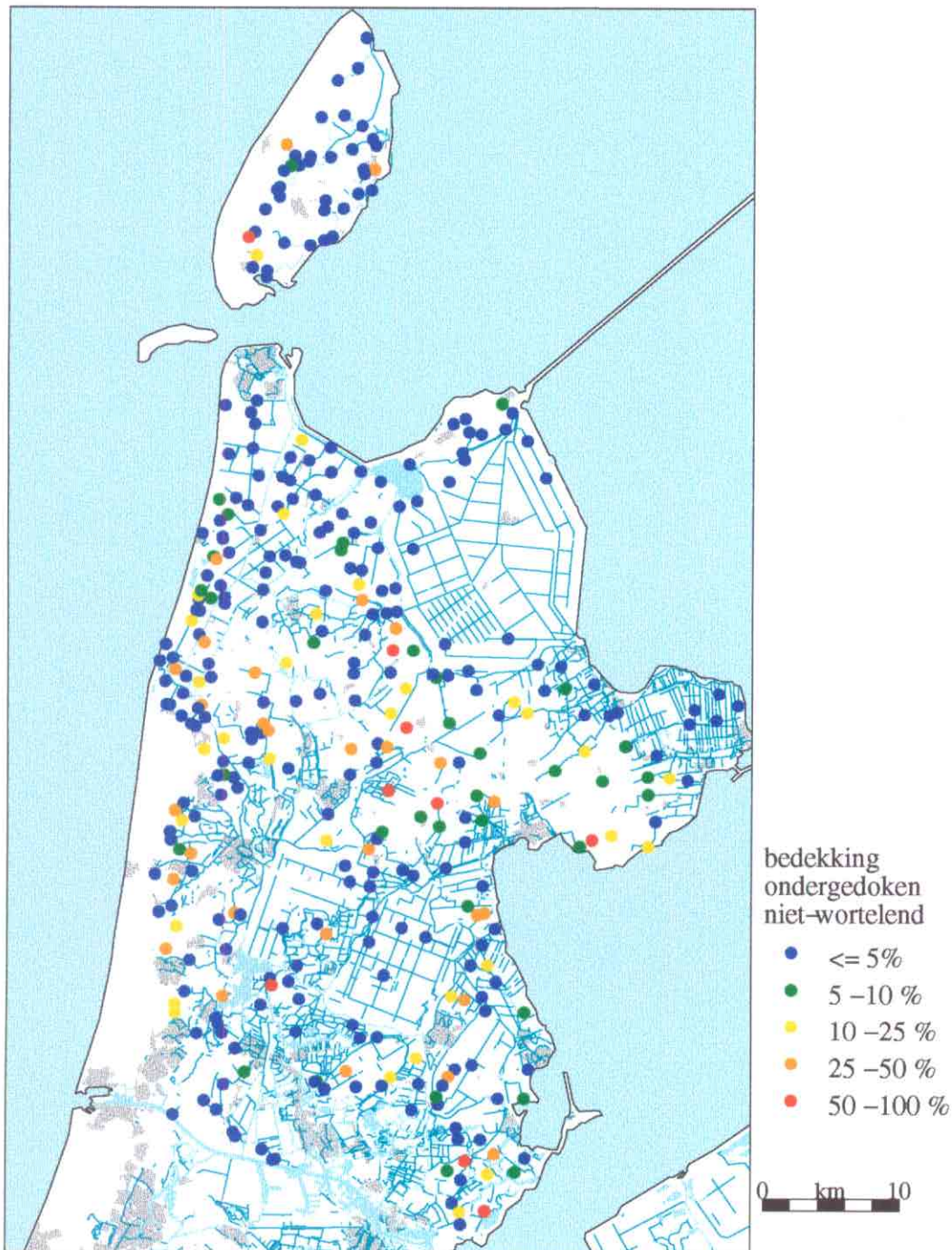


Fig. A.1.d Bedekking met ondergedoken, niet-wortelende planten, maanden juli tot en met september, periode 1987 - 1995 (Bron: Hoogheemraadschap U.S.H.N.).

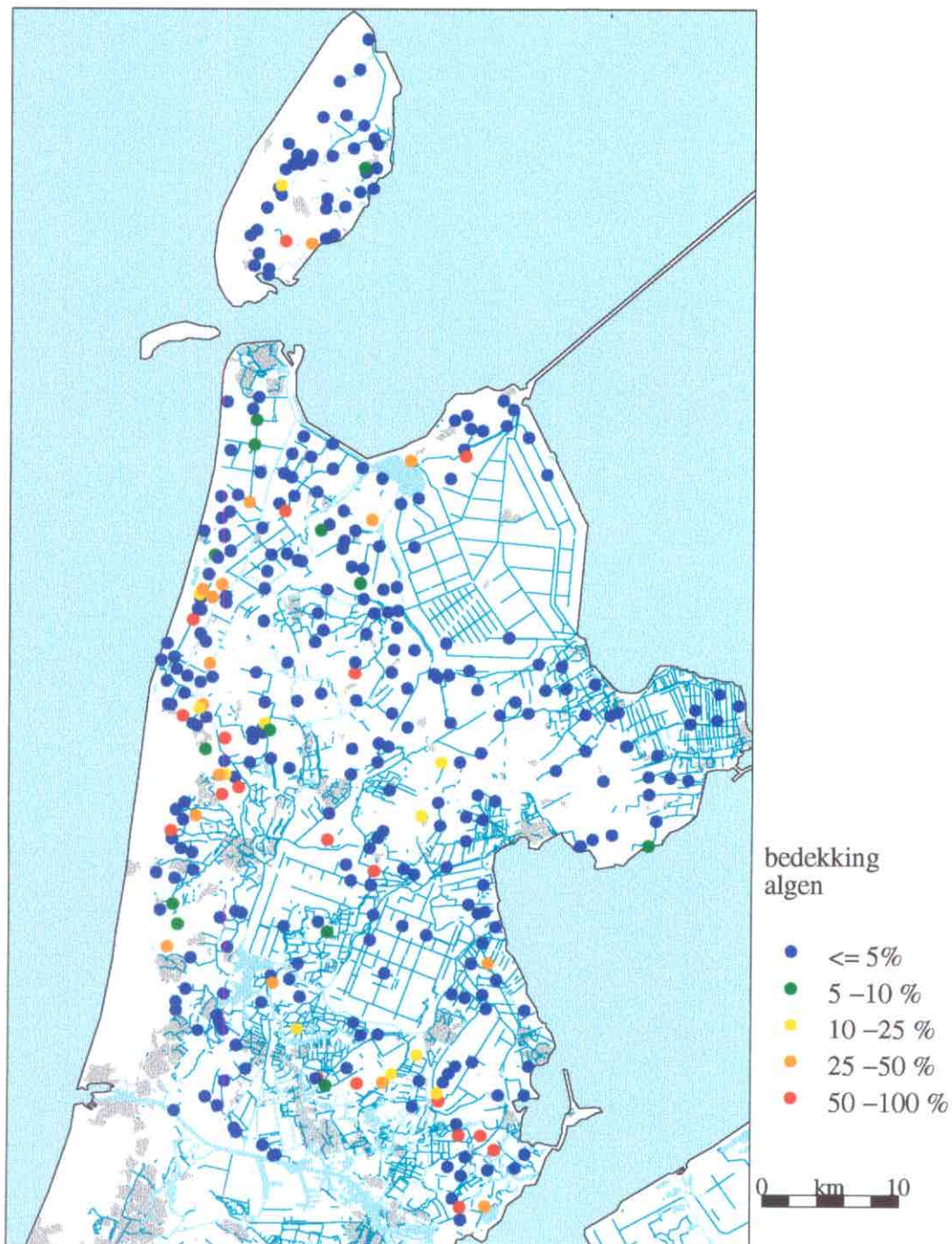


Fig. A.1.e Bedekking van draadalgen, maanden juli tot en met september, periode 1987 - 1995
(Bron: Hoogheemraadschap U.S.H.N.).

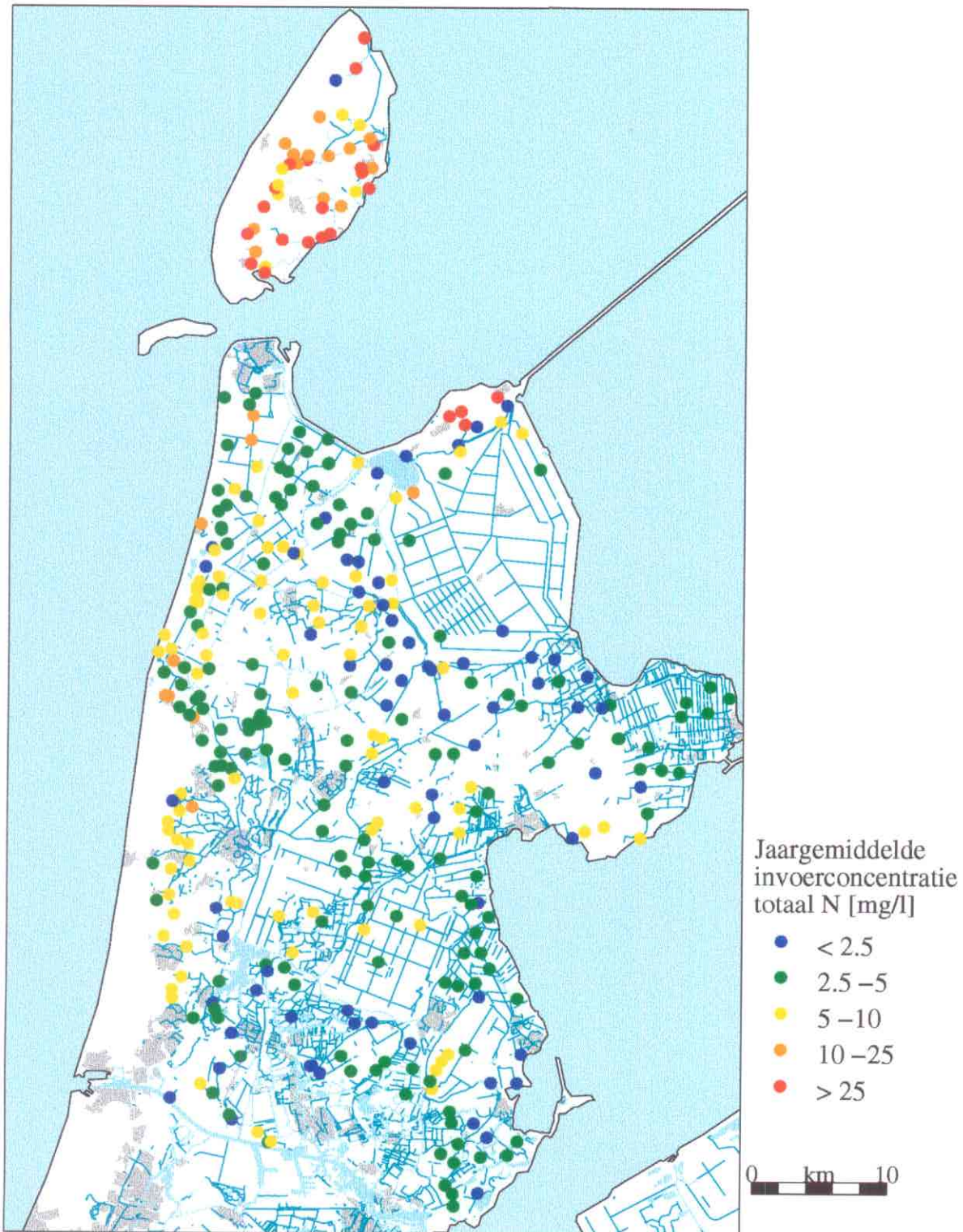


Fig. A.2.a N-invoerconcentratie. Het jaargemiddelde is berekend uit de stikstofafvoer en de waterafvoer uit Demgen/Animo voor de huidige situatie (Scenario Z).

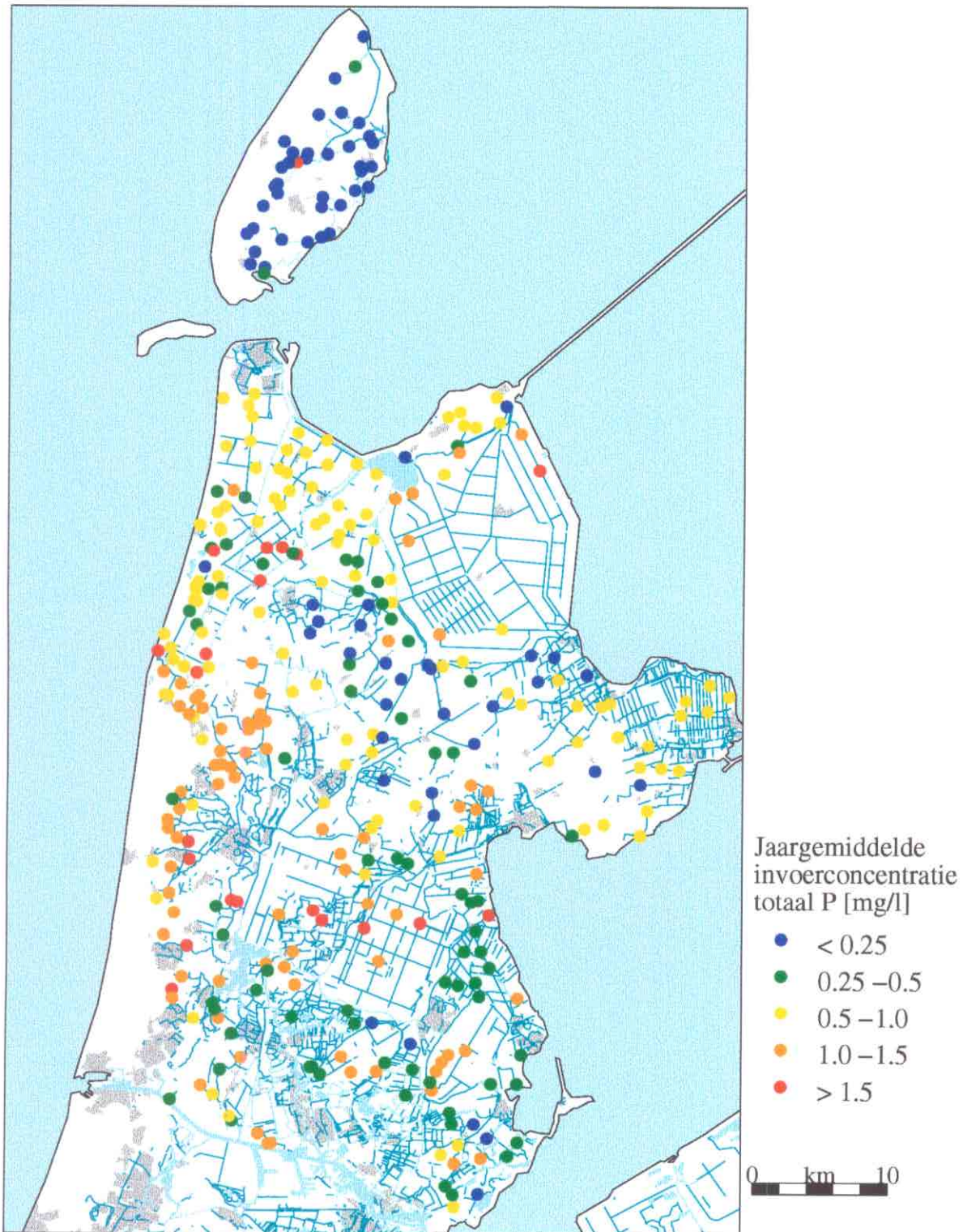


Fig. A.2.b P-invoerconcentratie. Het jaargemiddelde is berekend uit de fosforafvoer en de waterafvoer uit Demgen/Animo voor de huidige situatie (scenario Z).

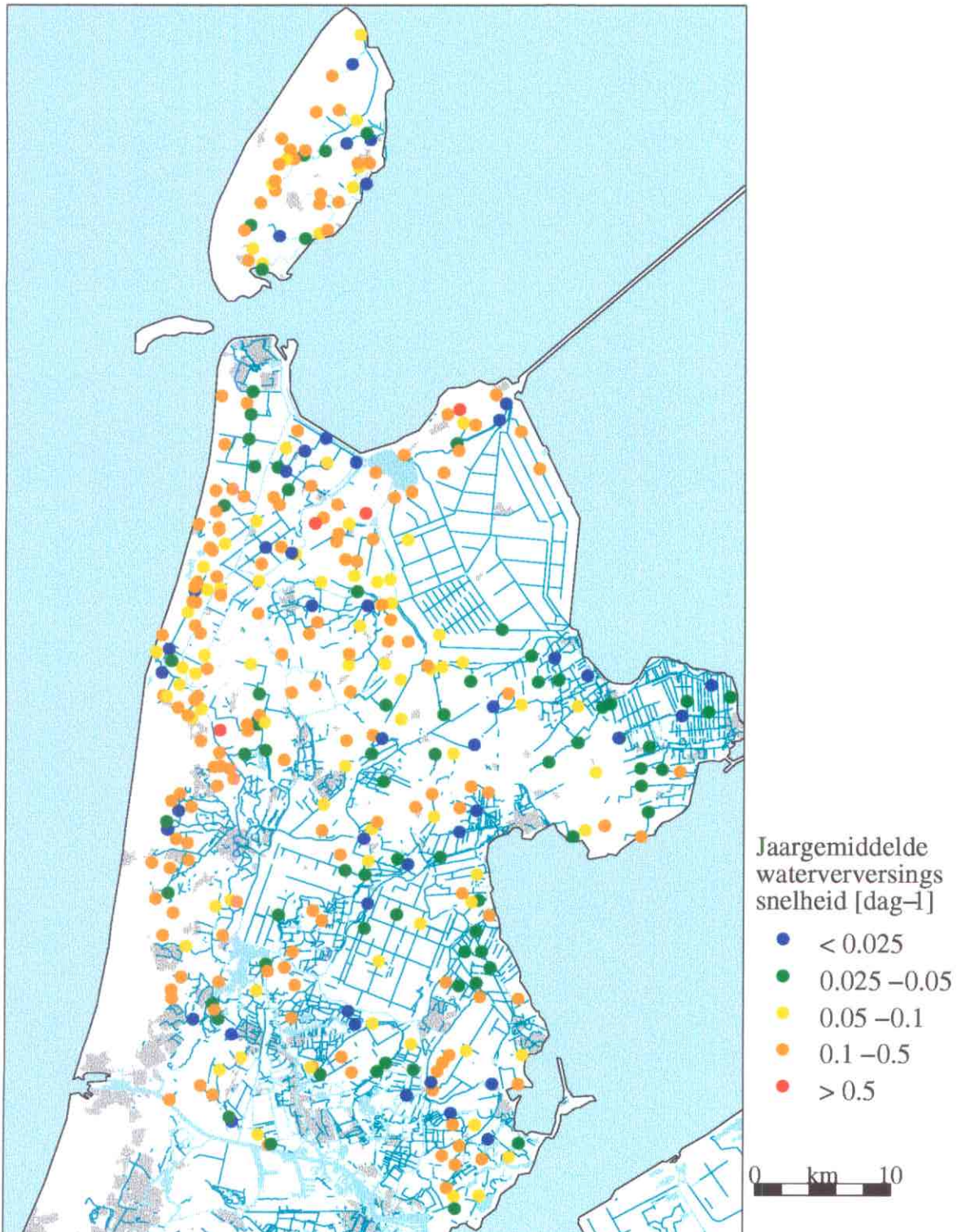


Fig. A.2.c De waterverversingssnelheid. De waterverversingssnelheid is berekend uit de jaargemiddelde afvoer naar het oppervlaktewater uit Demgen/Animo en de totale slootoppervlakte uit het WIS bestand.

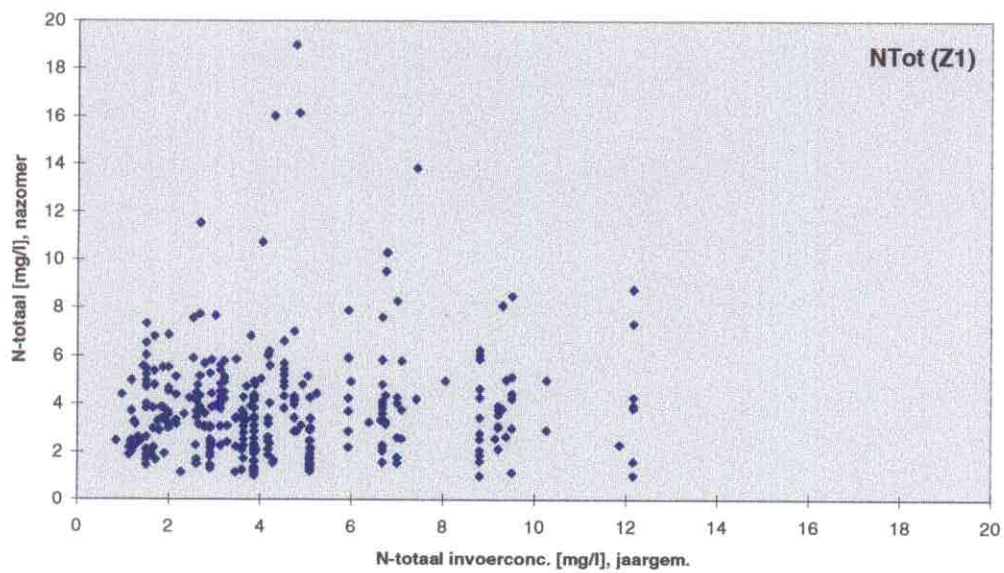
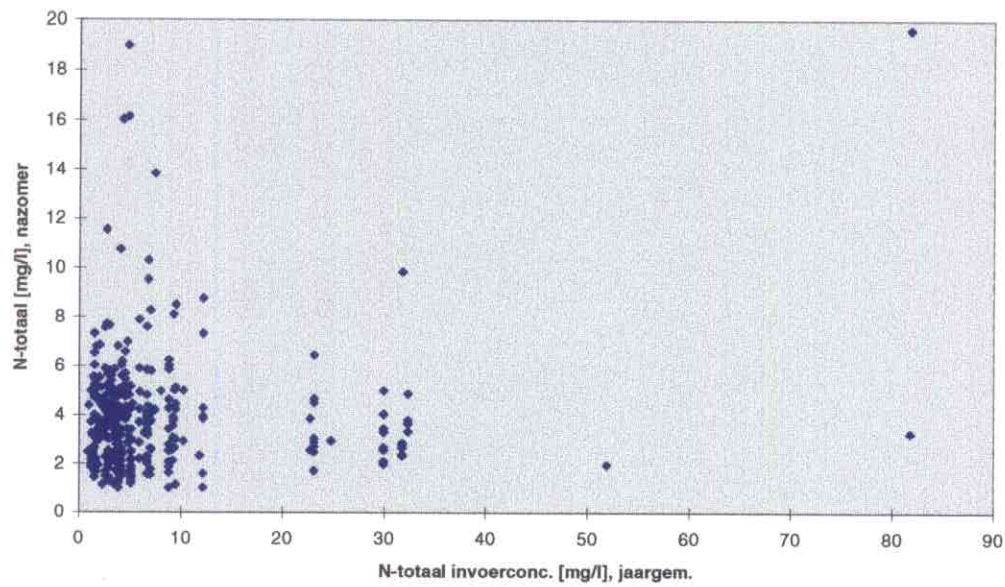


Fig. A3,a. Relatie tussen N-invoerconcentratie en gemeten totaal-N. (Onderste figuur is een uitvergroting van de bovenste).

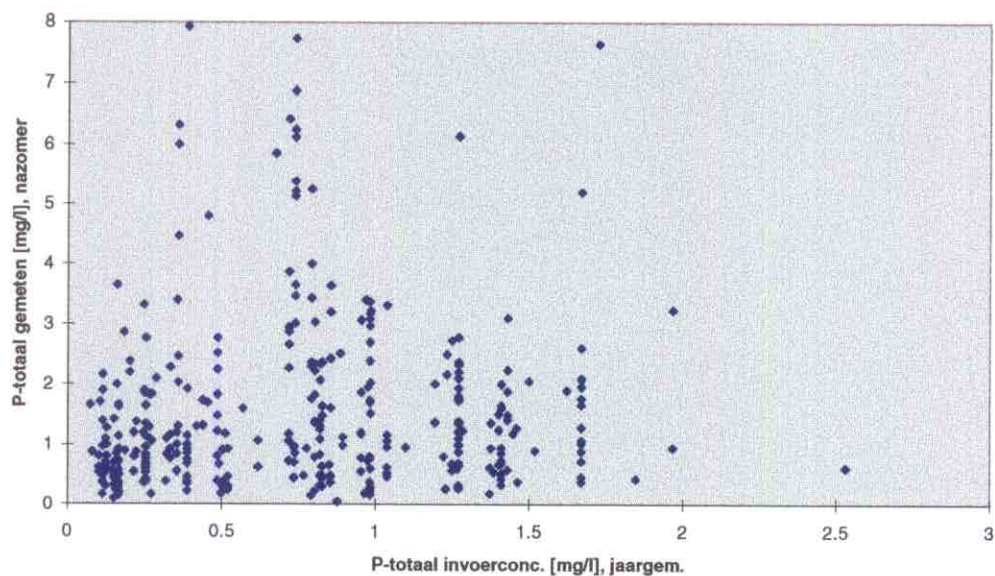


Fig. A3,b. Relatie tussen P-invoerconcentratie en gemeten totaal-P

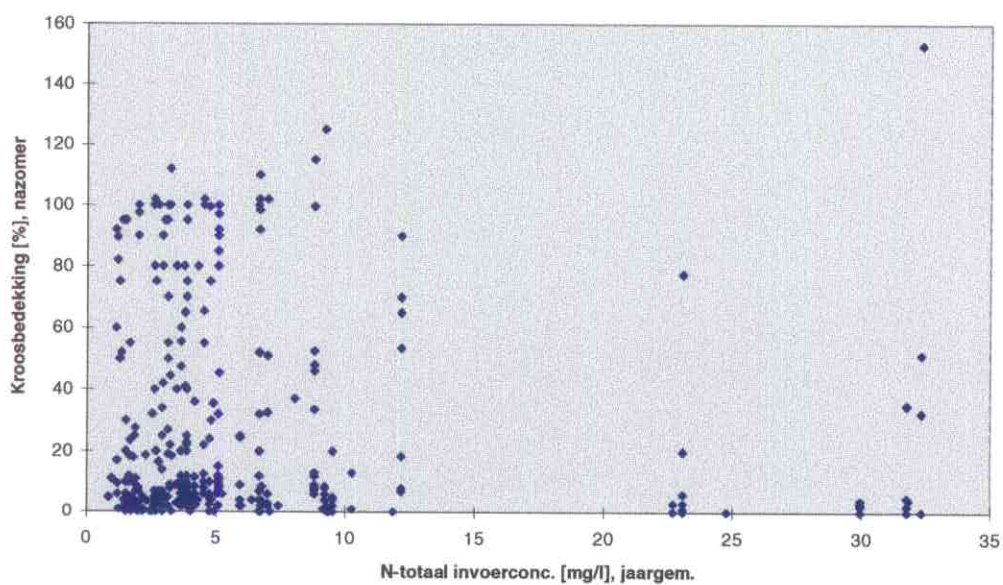


Fig. A3,c. Relatie tussen totaal-N invoerconcentratie (jaargem.) en kroosbedekking (gemiddelde juli - september). De drie waarden > 35 mg/l zijn weggelaten.

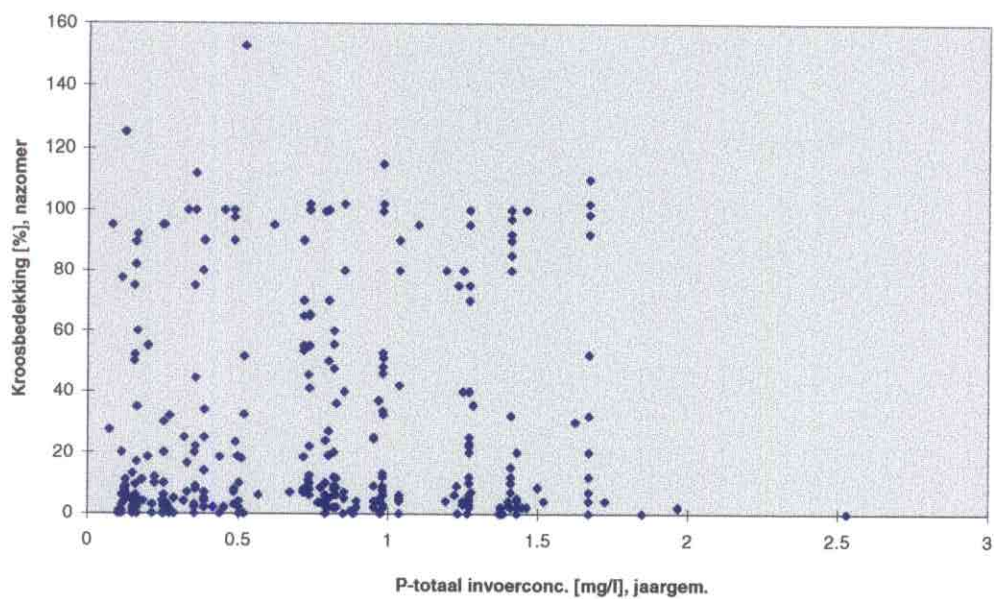


Fig. A3,d. Relatie tussen totaal-P invoerconcentratie (jaargem.) en kroosbedekking (gemiddelde juli - september).

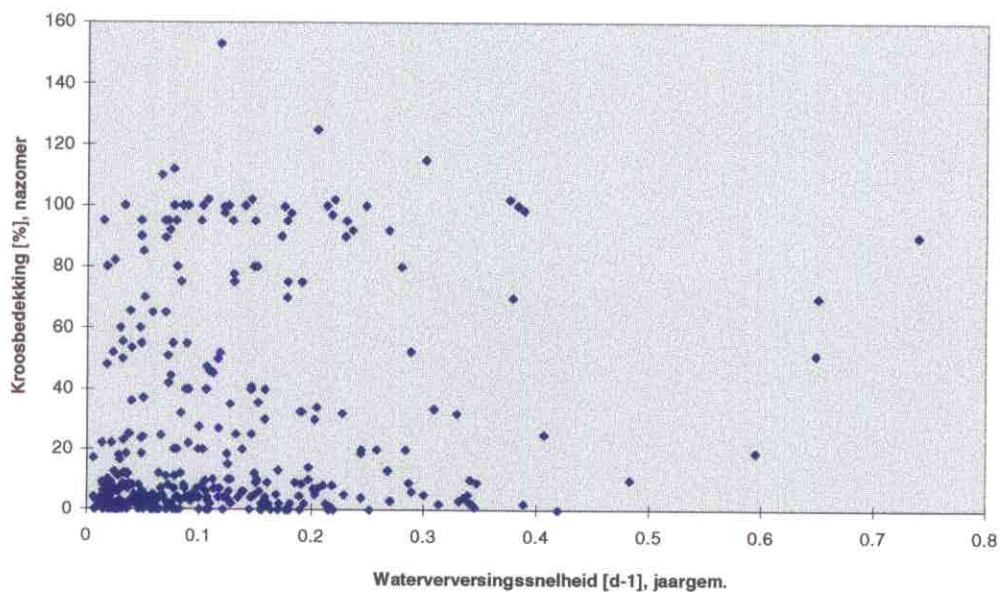


Fig. A3,e. Relatie tussen waterversingssnelheid [d⁻¹], jaargem. en kroosbedekking (gemiddelde juli - september).

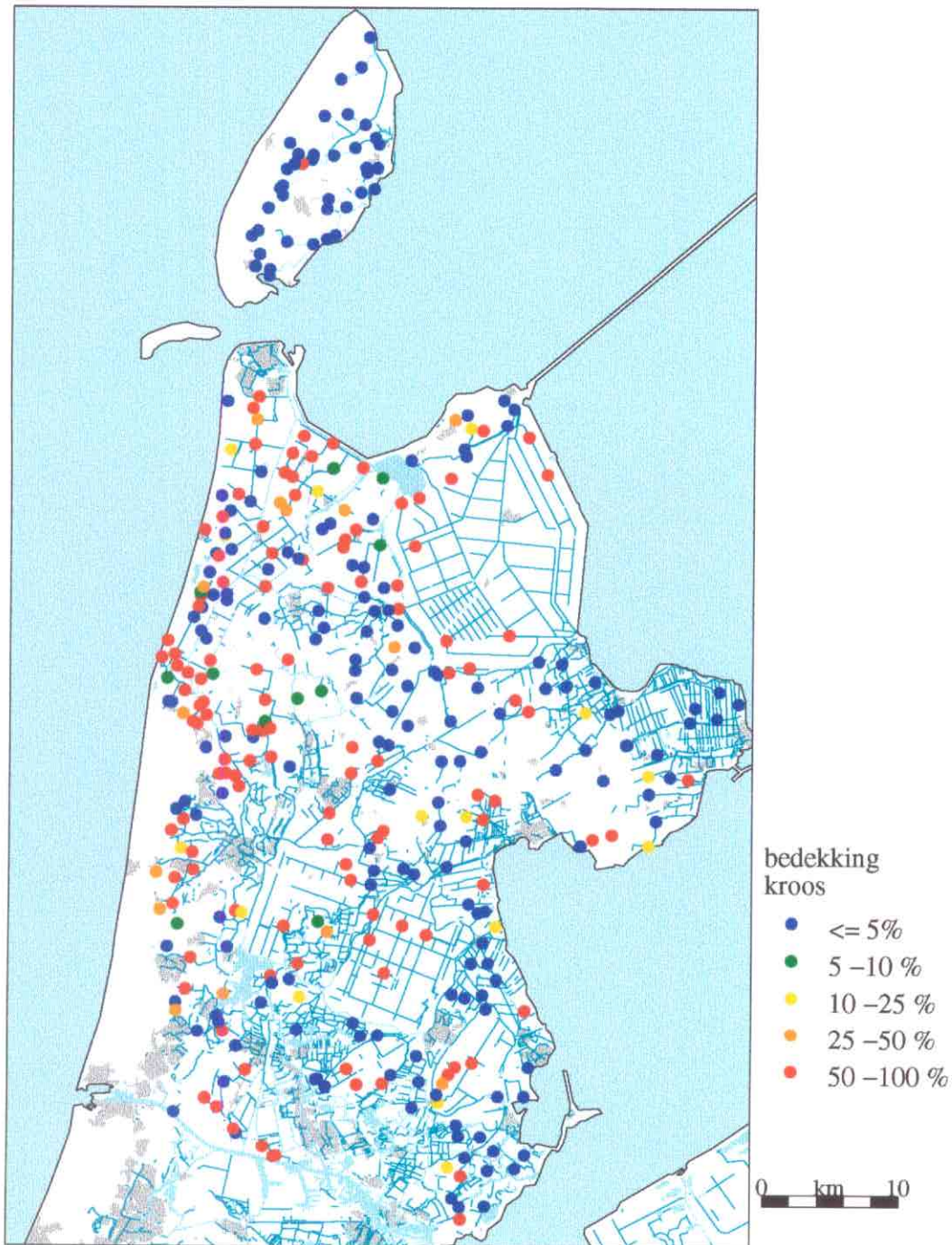


Fig. A.4.a Gesimuleerde bedekkingsgraad van kroos voor de bemonsteringspunten in Hollands Noorderkwartier, variant 1, geografisch.

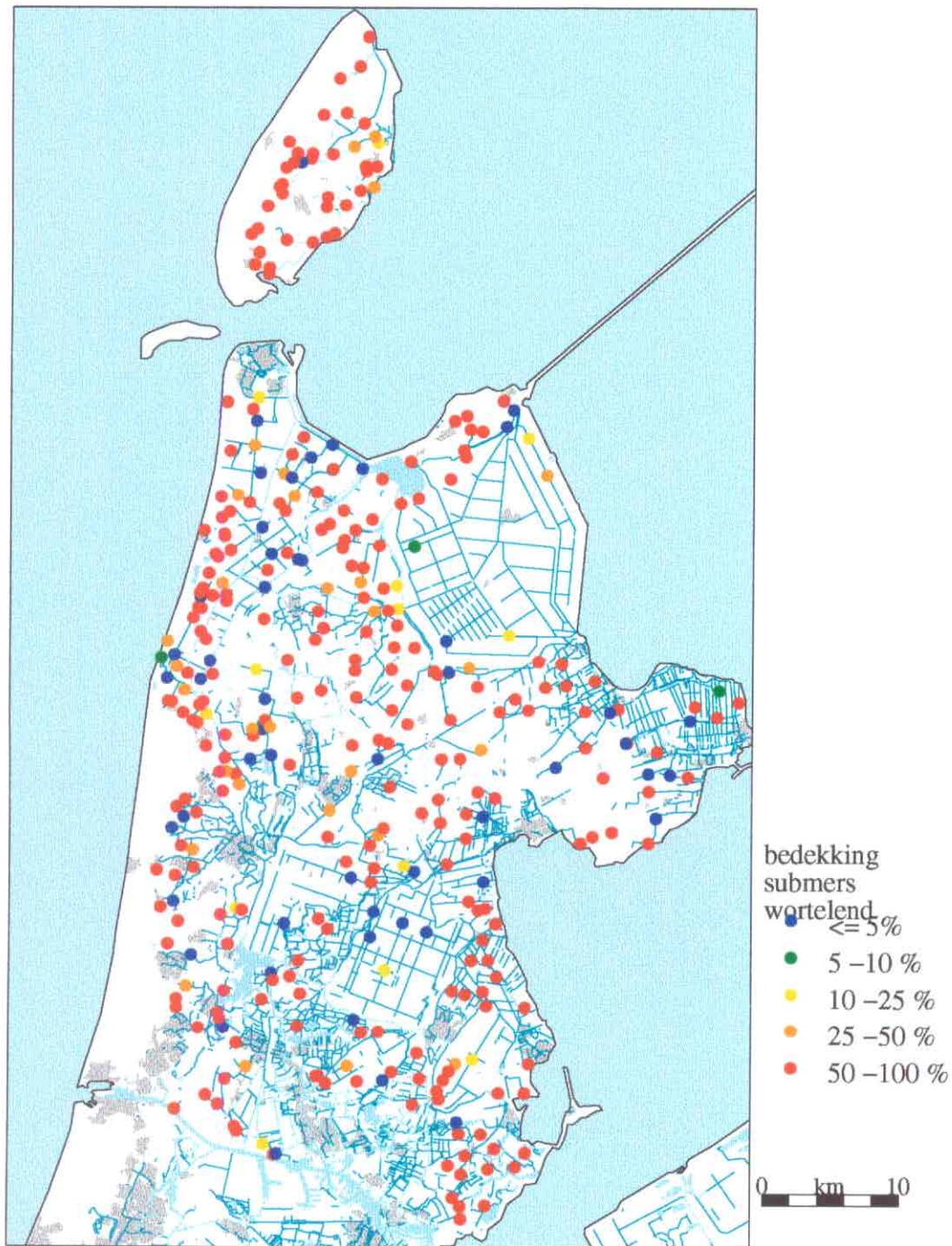


Fig. A.4.b Gesimuleerde bedekkingsgraad van ondergedoken, wortelende planten voor de bemonsteringspunten in Hollands Noorderkwartier.

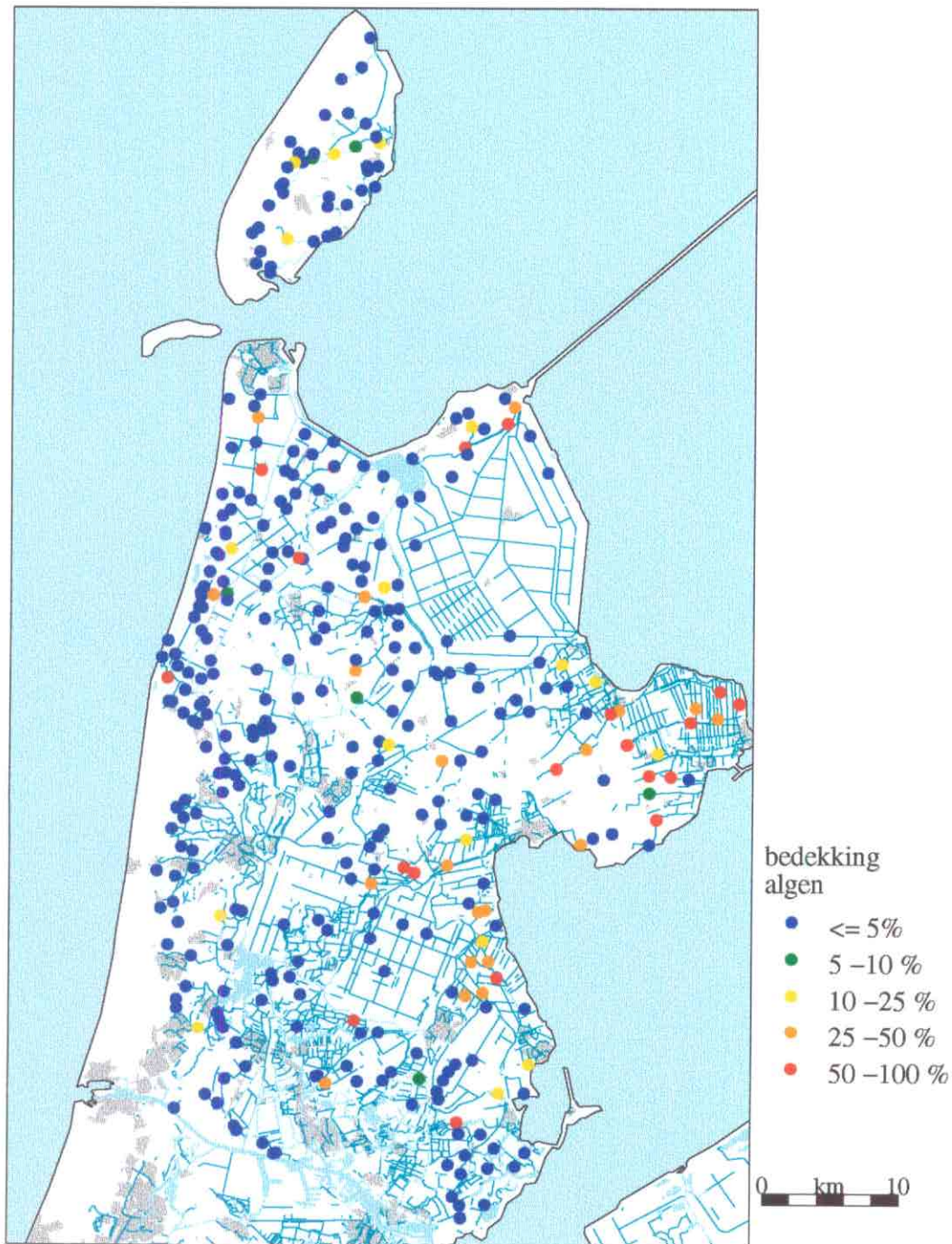


Fig. A.4.c Gesimuleerde bedekkingsgraad van algen voor de bemonsteringspunten in Hollands Noorderkwartier.

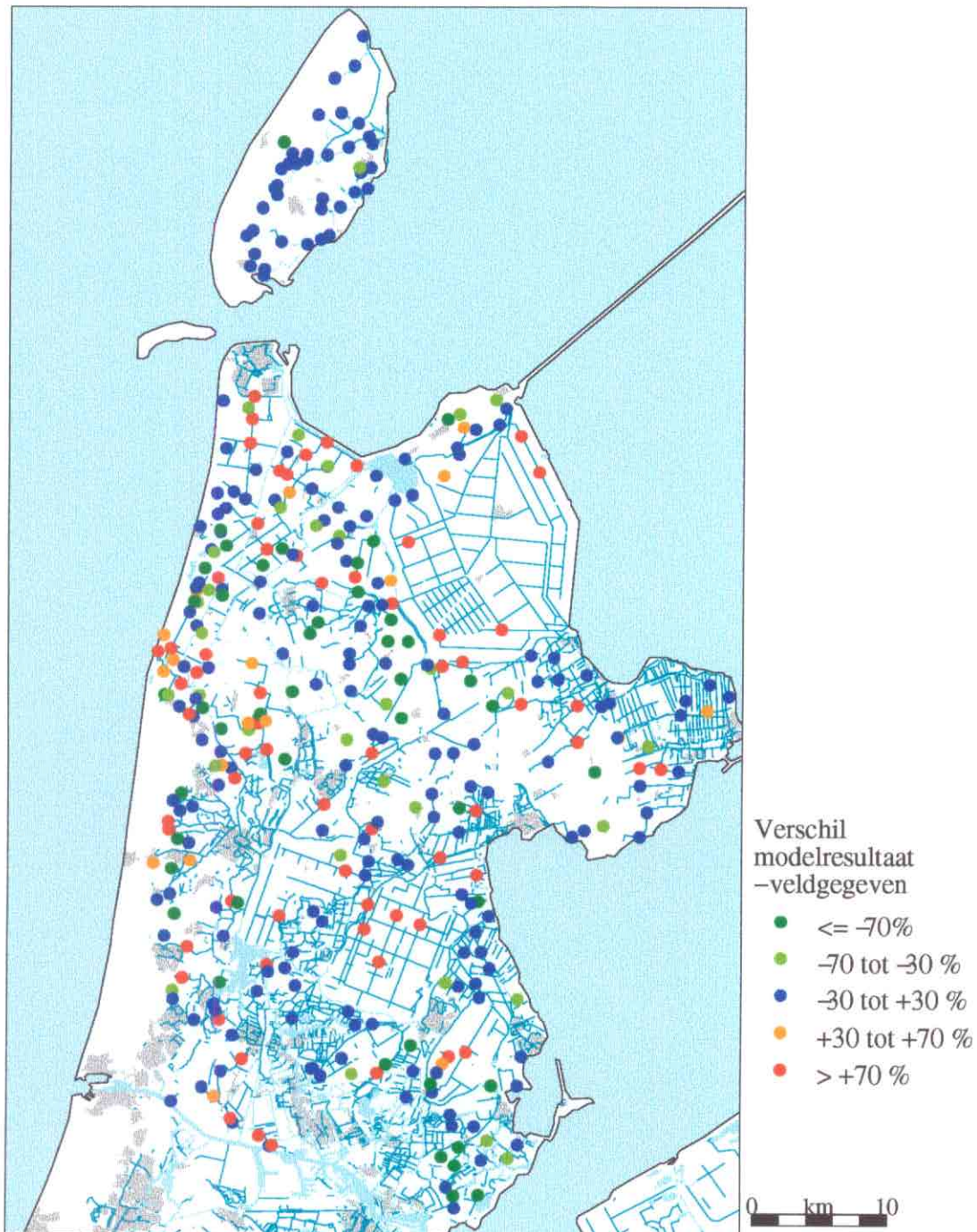


Fig. A.5 Verskil in kroosbedekking tussen model en meting, variant 1, geografisch.

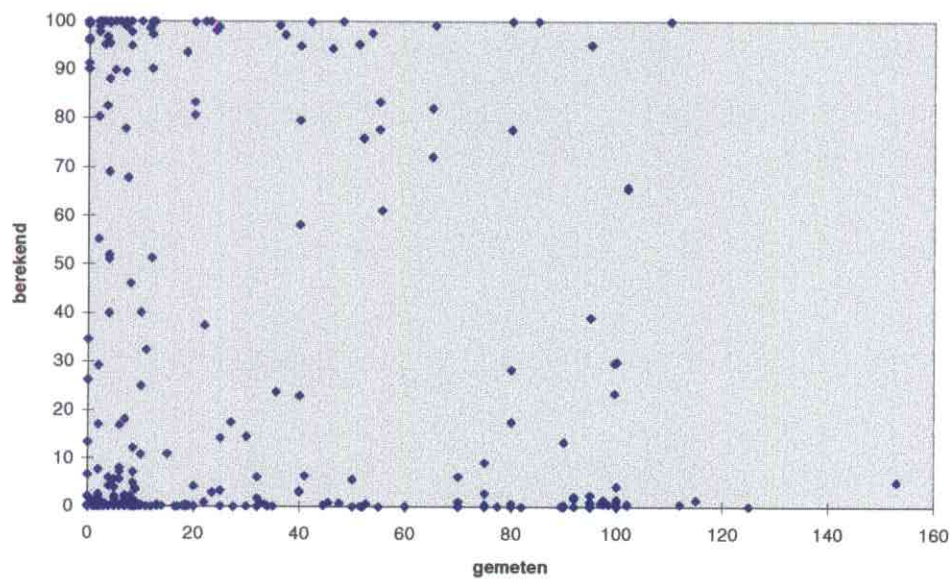


Fig. A6,a. Vergelijking gesimuleerde en gemeten kroosbedekking, variant 0.

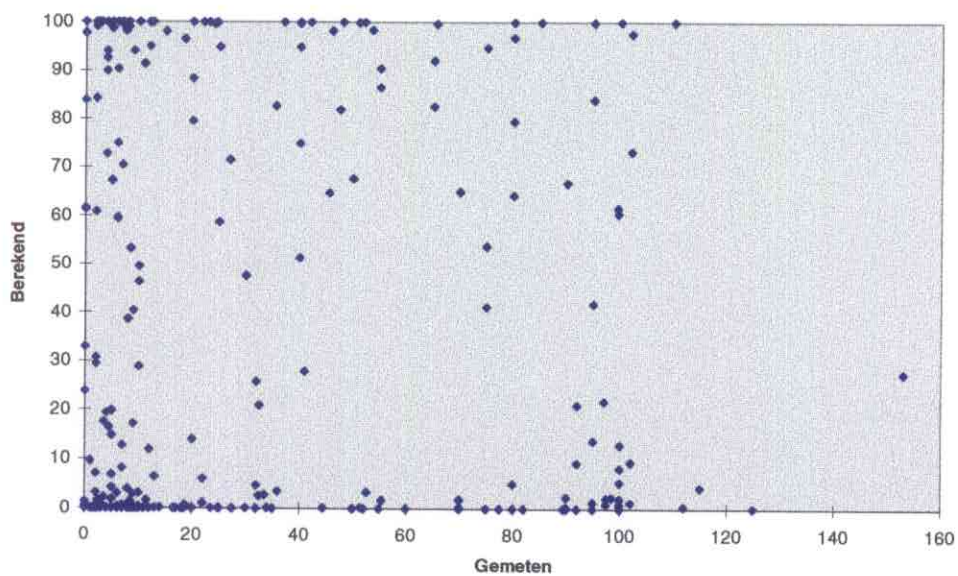


Fig. A6,b. Vergelijking gesimuleerde en gemeten kroosbedekking, variant 1.
(Deze figuur is gelijk aan figuur 8 in de tekst)

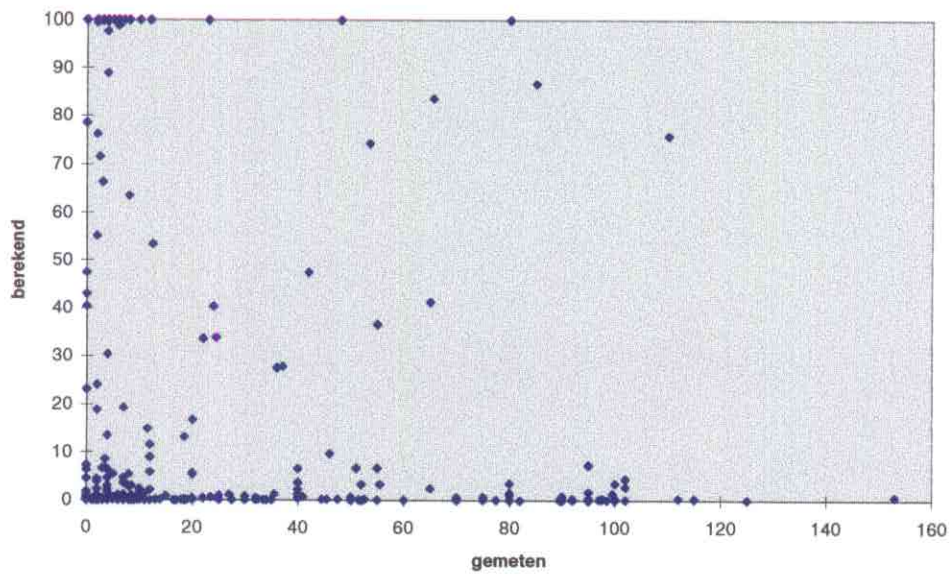


Fig. A6,c. Vergelijking gesimuleerde en gemeten kroosbedekking, variant 2.

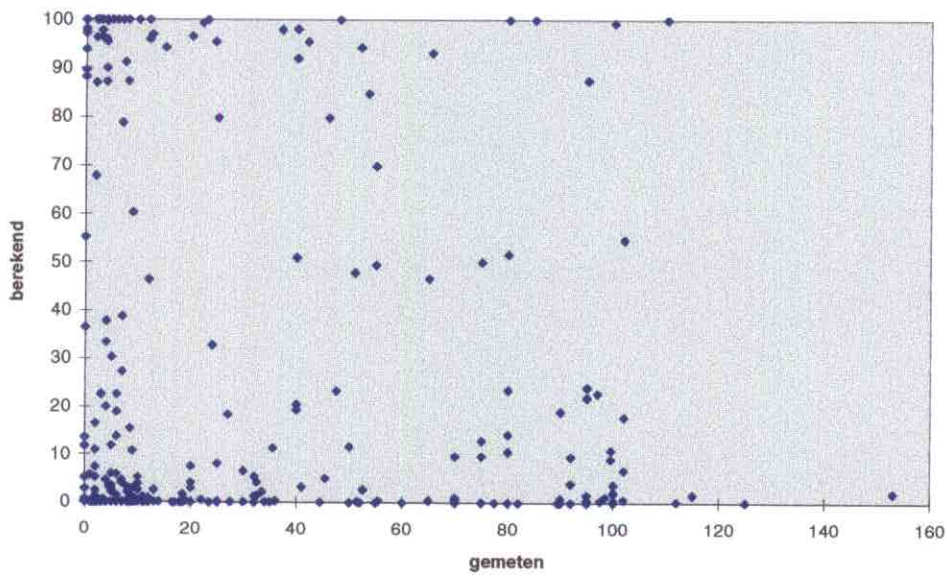


Fig. A6,d. Vergelijking gesimuleerde en gemeten kroosbedekking, variant 3.

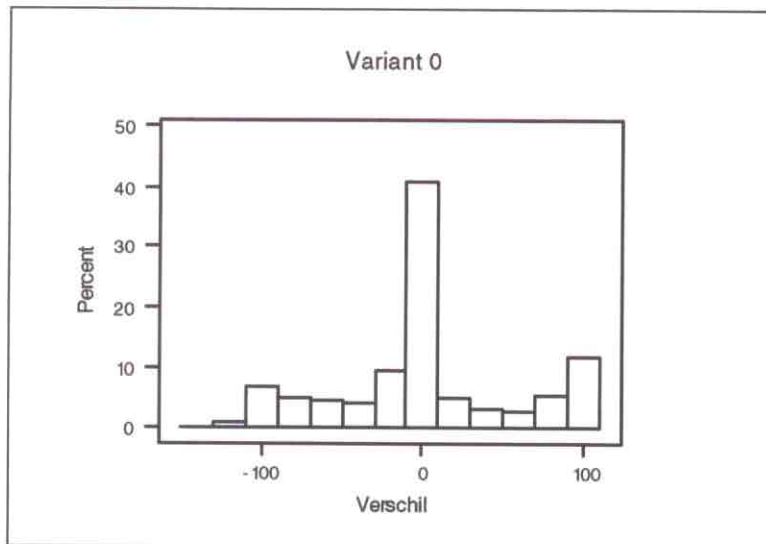


Fig. A7,a. Frequentiediagram van de verschillen tussen gesimuleerde en gemeten kroosbedekking voor variant 0. Op de x-as staat het verschil tussen gesimuleerde en gemeten kroosbedekking [% bedekking], op de y-as het percentage van de bemonsteringspunten waar een dergelijk verschil optreedt.

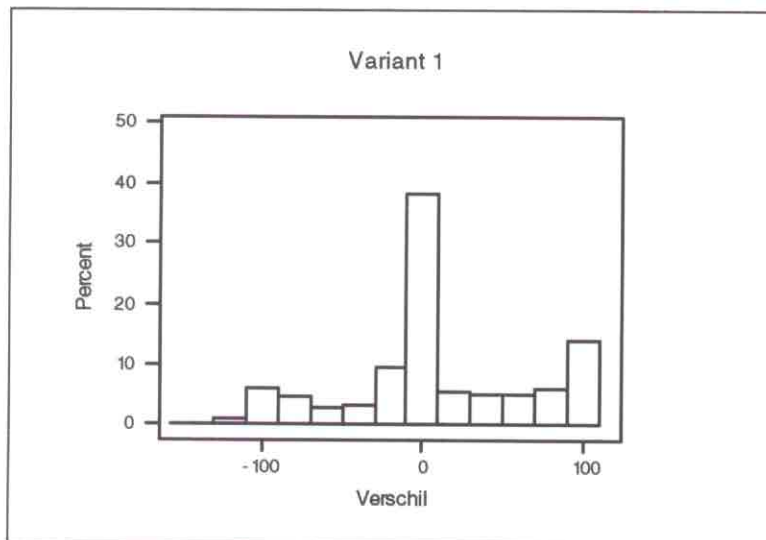


Fig. A7,b. Frequentiediagram van de verschillen tussen gesimuleerde en gemeten kroosbedekking voor variant 1. Verklaring zie bij fig. a.

(Deze figuur is gelijk aan figuur 9 in de tekst)

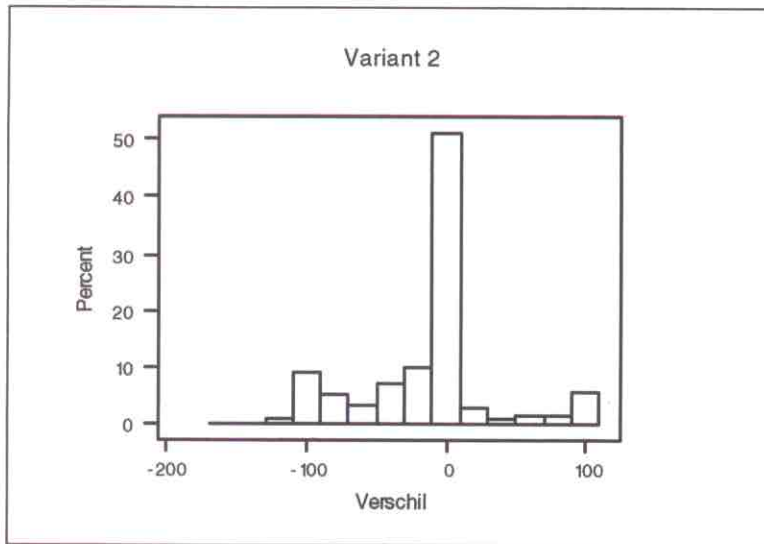


Fig. A7,c. Frequentiediagram van de verschillen tussen gesimuleerde en gemeten kroosbedekking voor variant 2. Verklaring zie bij fig. a.

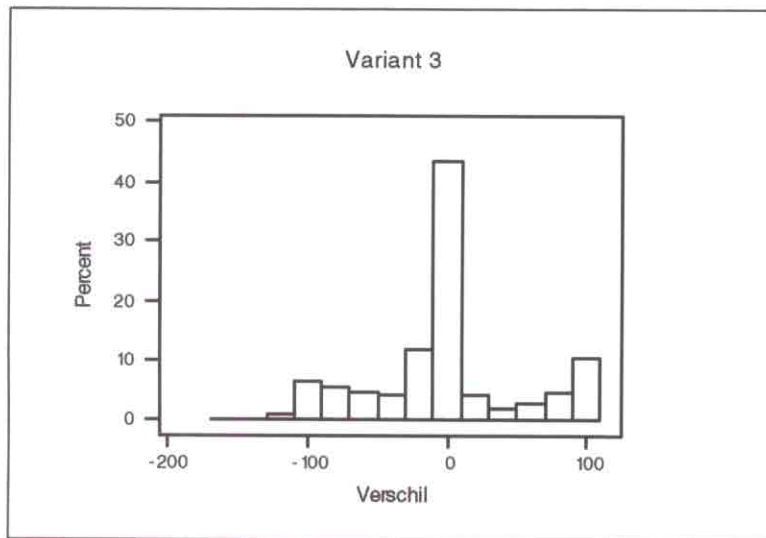


Fig. A7,d. Frequentiediagram van de verschillen tussen gesimuleerde en gemeten kroosbedekking voor variant 3. Verklaring zie bij fig. a.

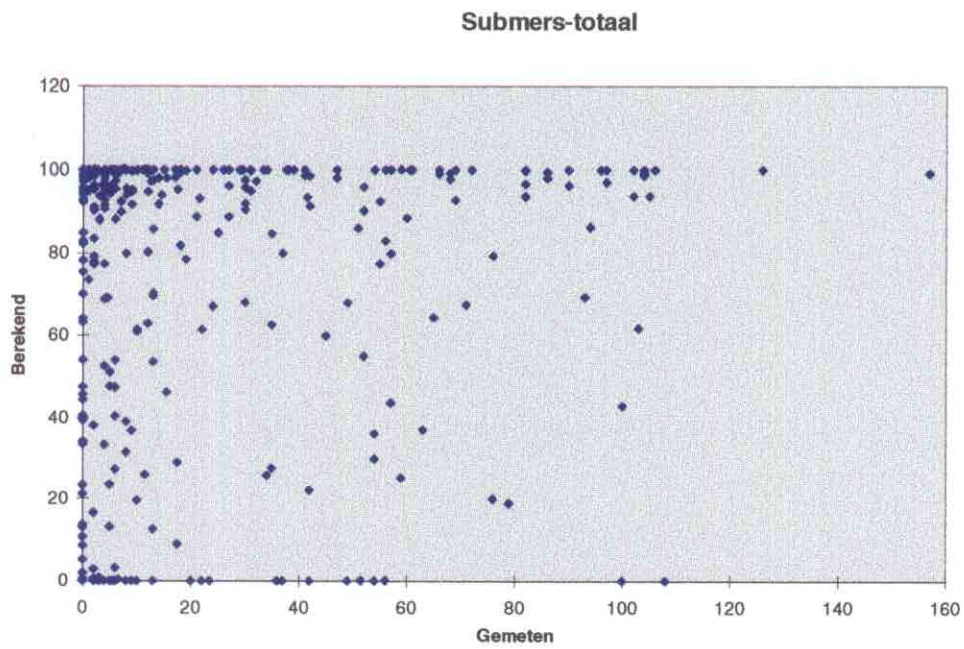


Fig. A8. Vergelijking gesimuleerde (variant 1) en gemeten bedekking totaal-submergenten, juli-sept.

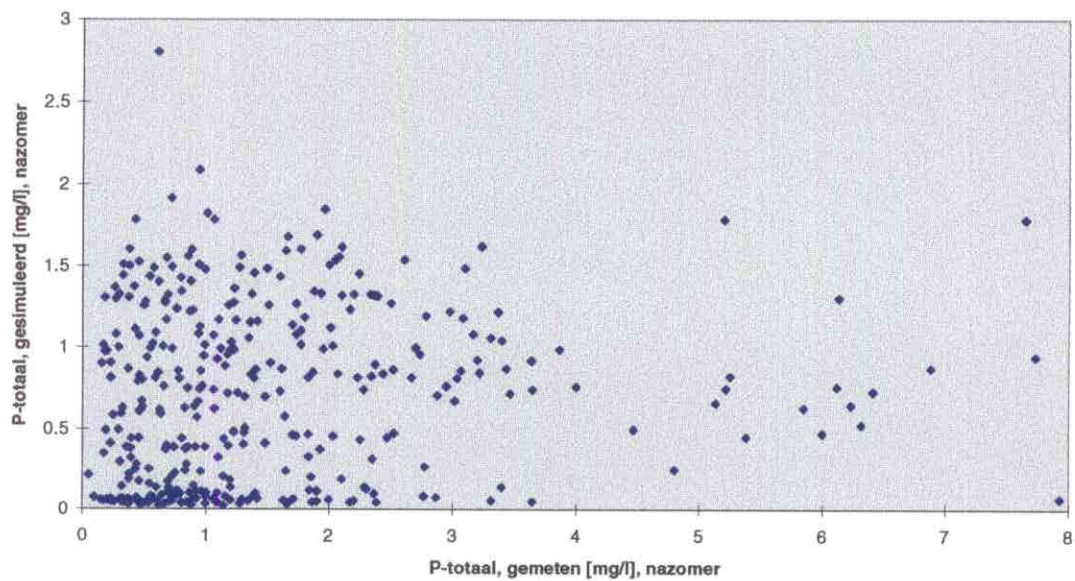


Fig. A9,a. Vergelijking gesimuleerde (variant 1) en gemeten concentratie P-totaal, gem. juli-sept.

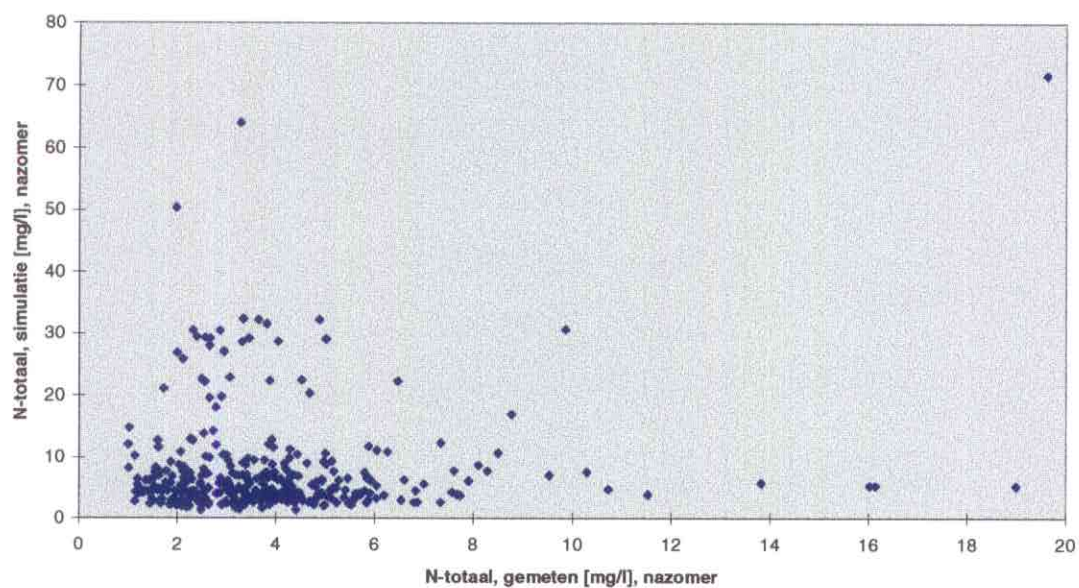


Fig. A9,b. Vergelijking gesimuleerde (variant 1) en gemeten concentratie N-totaal, gem. juli-sept.

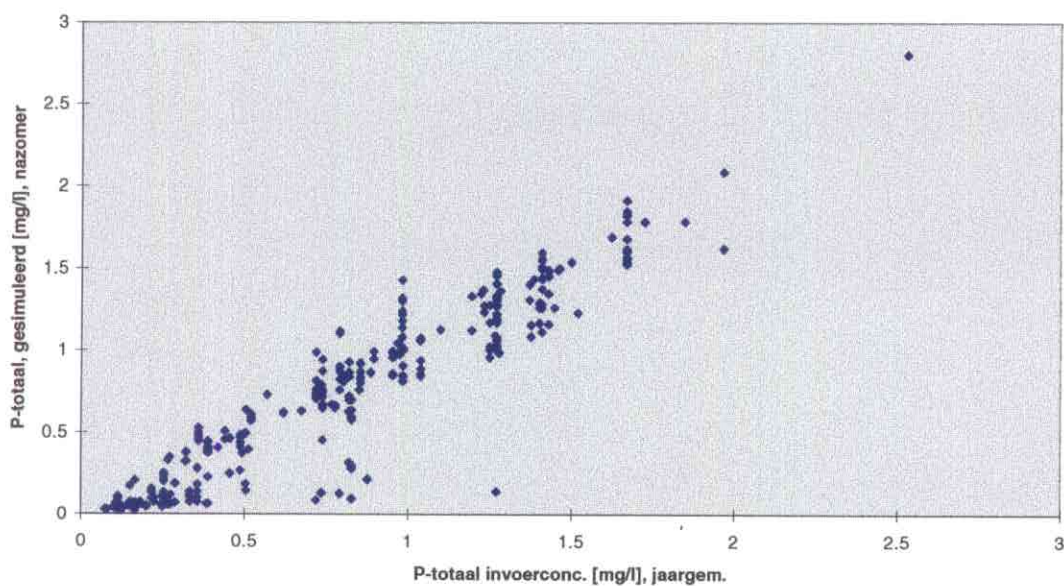


Fig. A10,a. Relatie tussen gesimuleerde conc. P-totaal (juli-sept.) en P-totaal-invoerconcentratie (jaargem.)

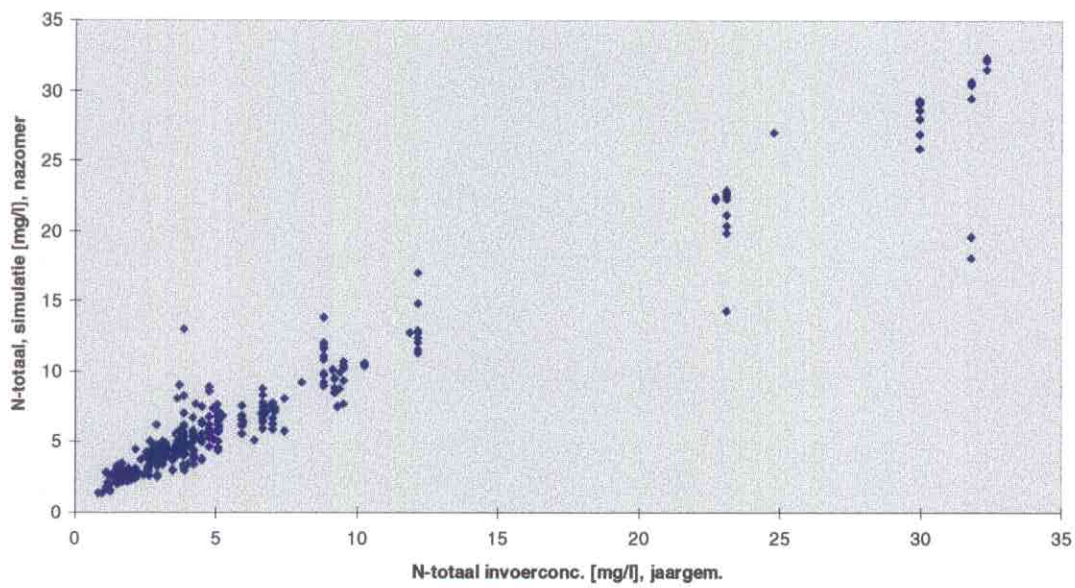


Fig. A10,b. Relatie tussen gesimuleerde conc. N-totaal (juli-sept.) en N-totaal-invoerconcentratie (jaargem.)

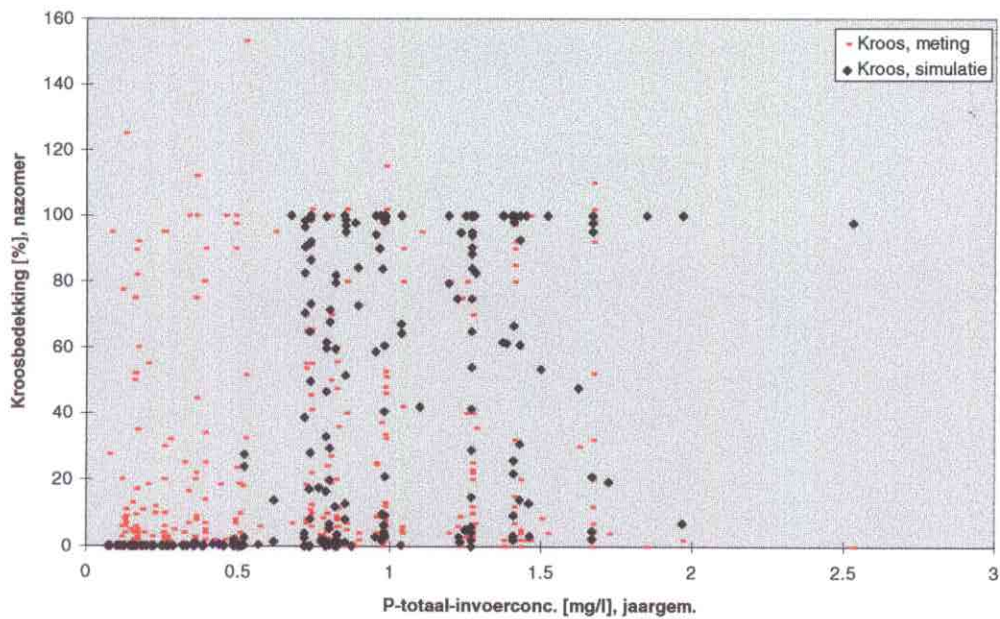


Fig. A11,a. Gesimuleerde (variant 1) en gemeten kroosbedekking in relatie tot de P-invoerconcentratie, gem. juli-sept.

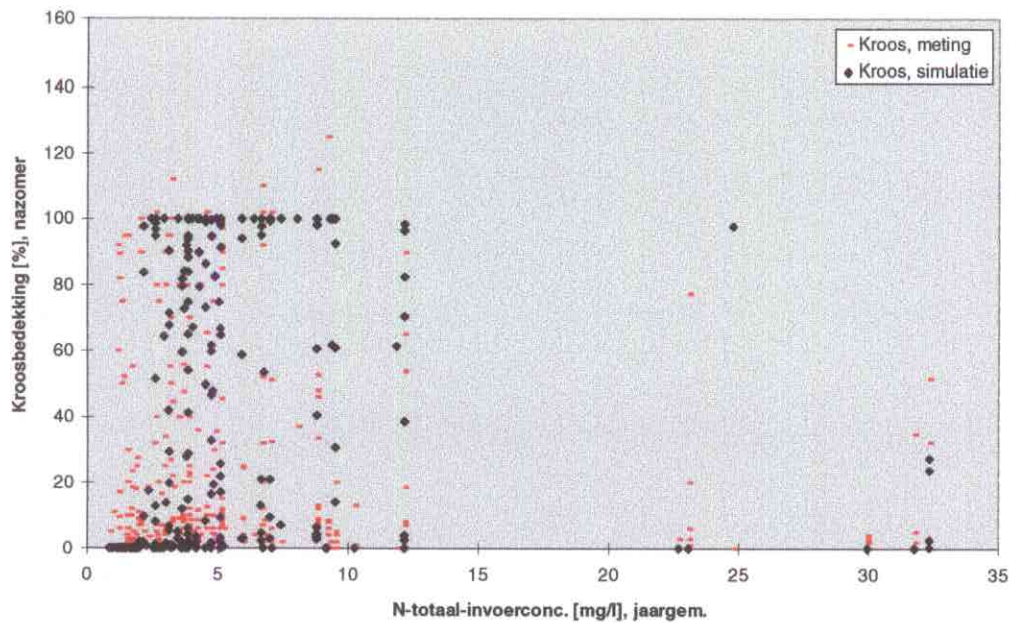


Fig. A11,b. Gesimuleerde (variant 1) en gemeten kroosbedekking in relatie tot de N-invoerconcentratie, gem. juli-sept. De drie waarden > 35 mgN/l zijn weggelaten.

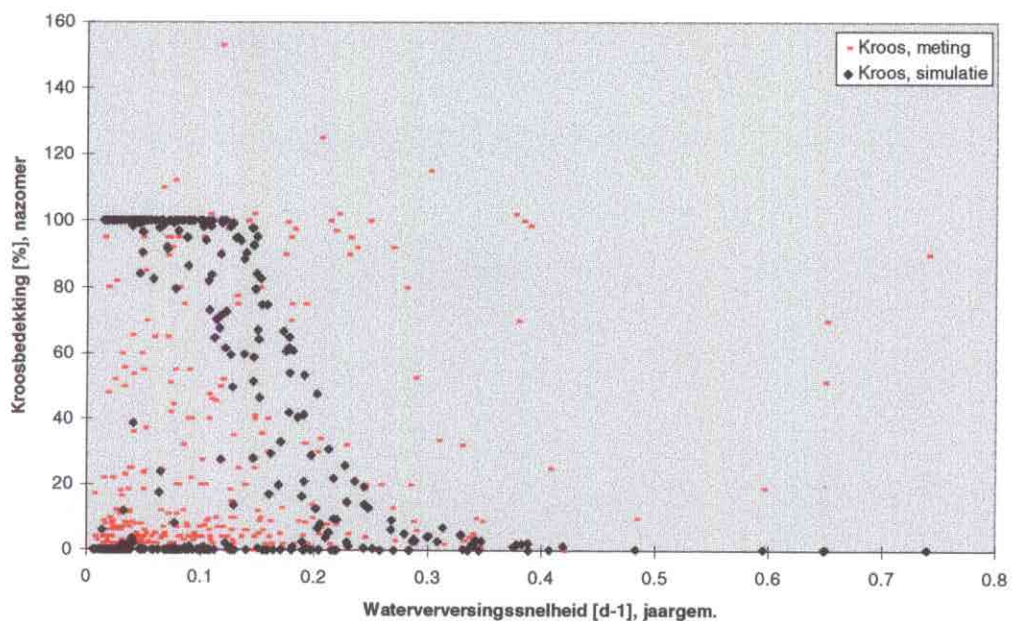


Fig. A11,c. Gesimuleerde (variant 1) en gemeten kroosbedekking, gem. juli-sept., in relatie tot de jaargemiddelde waterverversingssnelheid, gebaseerd op de totale oppervlakte sloten per peilgebied.

B. LIJST VAN PLANTENSOORTEN

Lijst van water- en oeverplanten in de sloten in Hollands Noorderkwartier. (Bron: USHN).

*Code USHN: DR = drijvend
SU = submers
EM = emers
OE = oeverplant

** Groep: Subm-w = submers wortelend
Char = kranswieren
Subm-nw = submers niet-wortelend
Kroos = drijvend, niet-wortelend (kroos)
Nymp = drijfbladplanten, wortelend
Helo = helofyten, emerse planten
Algen = (draad)algen

Code USHN*	Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Groep**
Waterplanten			
SU001	<i>Ceratophyllum demersum</i>	gedoornrd hoornblad	Subm-nw
SU030	<i>Ceratophyllum submersum</i>	ongedoornrd hoornblad	Subm-nw
SU038	<i>Chara globularis</i>	breekbaar kransblad	Char
SU002	<i>Chara</i> sp	kranswier	Char
SU047	<i>Chara vulgaris</i>	gewoon kransblad	Char
SU027	<i>Cladophora</i> sp		Algen
SU003	Draadwieren (ondergedoken)		Algen
SU004	<i>Elodea canadensis</i>	brede waterpest	Subm-w
SU005	<i>Elodea nuttallii</i>	smalle waterpest	Subm-w
SU039	<i>Groenlandia densa</i>	paarbladig fonteinkruid	Subm-w
SU006	<i>Hydrodictyon reticulatum</i>	waternetje	Subm-nw
SU007	<i>Lemna trisulca</i>	puntkroos	Subm-nw
SU049	<i>Microspora</i> sp		Algen
SU008	<i>Myriophyllum spicatum</i>	aarvederkruid	Subm-w
SU009	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	kransvederkruid	Subm-w
SU025	<i>Najas marina</i>	groot nimfkruid	Subm-w
SU041	<i>Oedogonium</i> spp.		Algen
SU012	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	klein fonteinkruid	Subm-w
SU014	<i>Potamogeton crispus</i>	gekroesd fonteinkruid	Subm-w
SU015	<i>Potamogeton mucronatus</i>	puntig fonteinkruid	Subm-w
SU018	<i>Potamogeton pectinatus</i>	schedefonteinkruid	Subm-w
SU035	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	doorgroeid fonteinkruid	Subm-w
SU019	<i>Potamogeton pusillus</i>	tenger fonteinkruid	Subm-w
SU029	<i>Potamogeton trichoides</i>	haarfonteinkruid	Subm-w
SU020	<i>Ranunculus aquatilis</i>	gewone waterranonkel	Subm-w
SU050	<i>Ranunculus aquatilis</i> var. <i>aqua</i>	fijne waterranonkel	Subm-w
SU021	<i>Ranunculus circinatus</i>	stijve waterranonkel	Subm-w
SU048	<i>Ranunculus hederaceus</i>	klimopwaterranonkel	Subm-w
SU046	<i>Rhizoclonium</i> sp		Algen
SU026	<i>Spirogyra</i> spp.		Algen
SU022	<i>Stratiotes aloides</i>	krabbescheer	Subm-w
SU043	<i>Tribonema</i> spp.		Algen
SU036	<i>Utricularia vulgaris</i>	gewoon blaasjeskruid	Subm-nw
SU023	<i>Vaucheria</i> sp		Algen
SU024	<i>Zannichellia palustris</i>	zannichellia	Subm-w
SU044	<i>Zygnema</i> spp.		Algen
DR001	<i>Azolla filiculoides</i>	grote kroosvaren	Kroos
DR002	<i>Callitriche</i>	sterrekroos	Subm-nw
DR016	<i>Callitriche obtusangula</i>	stomphoekig sterrekroos	Subm-nw
DR017	<i>Callitriche platycarpa</i>	gewoon sterrekroos	Subm-nw
DR019	<i>Callitriche stagnalis</i>	moerassterrekroos	Subm-nw
DR003	<i>Enteromorpha</i> sp		Algen

DR018	Flab (floating)		Algen
DR004	Glyceria fluitans	mannagras	Helo
DR005	Hydrocharis morsus-ranae	kikkerbeet	Nymp
DR006	Lemna gibba	bultkroos	Kroos
DR008	Lemna gibba + Lemna minor	bult- en klein kroos	Kroos
DR009	Nuphar lutea	gele plomp	Nymp
DR010	Nymphaea alba	waterlelie	Nymp
DR011	Nymphoides peltata	watergentiaan	Nymp
DR012	Polygonum amphibium	veenwortel	Nymp
DR013	Potamogeton natans	drijvend fonteinkruid	Nymp
DR014	Spirodela polyrhiza	veelwortelig kroos	Kroos
DR015	Wolffia arrhiza	wortelloos kroos	Kroos
EM001	Acorus calamus	kalmoes	Helo
EM002	Alisma plantago-aquatica	grote waterweegbree	Helo
EM016	Berula erecta	kleine watereppe	Helo
EM004	Butomus umbellatus	zwanebloem	Helo
EM005	Cicuta virosa	waterscheerling	Helo
EM006	Eleocharis palustris	gewone waterbies	Helo
EM027	Eleocharis palustris subsp. un	slanke waterbies	Helo
EM007	Equisetum fluviatile	holpijp	Helo
EM008	Glyceria maxima	liesgras	Helo
EM025	Glyceria notata		Helo
EM021	Hippuris vulgaris	lidsteng	Helo
EM009	Iris pseudacorus	gele lis	Helo
EM010	Oenanthe aquatica	watertorkruid	Helo
EM011	Oenanthe fistulosa	pijptorkruid	Helo
EM012	Phragmites australis	riet	Helo
EM013	Sagittaria sagittifolia	pijlkruid	Helo
EM015	Scirpus lacustris	mattenbies	Helo
EM014	Scirpus maritimus	zeebies	Helo
EM017	Sium latifolium	grote watereppe	Helo
EM018	Sparganium erectum	grote egelskop	Helo
EM019	Typha angustifolia	kleine lisdodde	Helo
EM020	Typha latifolia	grote lisdodde	Helo
EM023	Veronica anagallis-aquatica	blauwe water-ereprijs	Helo
EM026	Veronica catenata	rode water-ereprijs	Helo
Oeverplanten			
OE001	Agrostis stolonifera	wit struisgras	Helo
OE002	Alopecurus geniculatus	geknikte vossestaart	Helo
OE066	Alopecurus pratensis	grote vossestaart	Helo
OE140	Angelica sylvestris	gewone engelwortel	Helo
OE075	Arrhenatherum elatius	frans raaigras	Helo
OE291	Aster tripolium	zeeaster	Helo
OE068	Bellis perennis	madeliefje	Helo
OE003	Bidens cernua	knikkend tandzaad	Helo
OE363	Bidens connata	vergroeidbladig tandzaad	Helo
OE004	Bidens tripartita	driedelig tandzaad	Helo
OE352	Bromus hordeaceus subsp. horde	gerstdravik	Helo
OE214	Calamagrostis epigejos	duinriet	Helo
OE005	Caltha palustris	dotterbloem	Helo
OE139	Calystegia sepium	haagwinde	Helo
OE070	Cardamine hirsuta	kleine veldkers	Helo
OE035	Cardamine pratensis	pinksterbloem	Helo
OE136	Carex		Helo
OE007	Carex acutiformis	moeraszegge	Helo
OE199	Carex cuprina		Helo
OE161	Carex disticha	tweerijige zegge	Helo
OE194	Carex hirta	ruige zegge	Helo
OE163	Carex nigra	gewone zegge	Helo
OE008	Carex pseudocyperus	cyperzegge	Helo
OE009	Carex riparia	oeverzegge	Helo
OE010	Catabrosa aquatica	watergras	Helo
OE058	Cerastium fontanum	gewone hoornbloem	Helo

OE063	<i>Cirsium arvense</i>	akkerdistel	Helo
OE168	<i>Cirsium palustre</i>	kale jonker	Helo
OE230	<i>Cladium mariscus</i>	galigaan	Helo
OE042	<i>Elymus repens</i>	zandhaver?	Helo
OE059	<i>Epilobium hirsutum</i>	harig wilgeroosje	Helo
OE103	<i>Epilobium parviflorum</i>	kleinbl. basterdwederik	Helo
OE011	<i>Equisetum palustre</i>	lidrus	Helo
OE104	<i>Eupatorium cannabinum</i>	koninginnekruid	Helo
OE044	<i>Festuca arundinacea</i>	rietzwenkgras	Helo
OE012	<i>Galium palustre</i>	moeraswalstro	Helo
OE297	<i>Helichrysum arenarium</i>	strobloem	Helo
OE041	<i>Holcus lanatus</i>	echte witbol	Helo
OE013	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	waternavel	Helo
OE216	<i>Hypochaeris radicata</i>	gewoon biggekruid	Helo
OE321	<i>Juncus acutiflorus</i>	veldrus	Helo
OE014	<i>Juncus articulatus</i>	zomprus	Helo
OE033	<i>Juncus bufonius</i>	greppelrus	Helo
OE018	<i>Juncus conglomeratus</i>	biezeknoppen	Helo
OE016	<i>Juncus effusus</i>	pitrus	Helo
OE284	<i>Juncus gerardi</i>	zilte rus	Helo
OE219	<i>Juncus maritimus</i>	zeerus	Helo
OE211	<i>Juncus subnodulosus</i>	padderus	Helo
OE061	<i>Lolium perenne</i>	engels raaigras	Helo
OE176	<i>Lotus corniculatus</i>	gewone rolklaver	Helo
OE146	<i>Lotus uliginosus</i>	moerasrolklaver	Helo
OE080	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	echte koekoeksbloem	Helo
OE112	<i>Lycopus europaeus</i>	wolfspoot	Helo
OE020	<i>Lysimachia vulgaris</i>	gewone wederik	Helo
OE115	<i>Matricaria recutita</i>	echte kamille	Helo
OE021	<i>Mentha aquatica</i>	watermunt	Helo
OE348	<i>Myosotis</i>	vergeet-mij-niet	Helo
OE022	<i>Myosotis laxa</i> (subsp. <i>cespitos</i>)	zompvergeet-mij-nietje	Helo
OE043	<i>Myosotis palustris</i>	moerasvergeet-mij-nietje	Helo
OE025	<i>Phalaris arundinacea</i>	rietgras	Helo
OE224	<i>Phleum pratense</i>	timotheegras	Helo
OE081	<i>Plantago lanceolata</i>	smalle weegbree	Helo
OE117	<i>Poa annua</i>	straatgras	Helo
OE026	<i>Polygonum hydropiper</i>	waterpeper	Helo
OE084	<i>Potentilla anserina</i>	zilverschoon	Helo
OE149	<i>Potentilla palustris</i>	wateraardbei	Helo
OE027	<i>Ranunculus flammula</i>	egelboterbloem	Helo
OE226	<i>Ranunculus lingua</i>	grote boterbloem	Helo
OE062	<i>Ranunculus repens</i>	kruipe boterbloem	Helo
OE028	<i>Ranunculus sceleratus</i>	blaartrekkende boterbloem	Helo
OE029	<i>Rorippa amphibia</i>	gele waterkers	Helo
OE024	<i>Rorippa microphylla</i>		Helo
OE197	<i>Rorippa palustris</i>	moeraskers	Helo
OE040	<i>Rumex acetosa</i>	veldzuring	Helo
OE038	<i>Rumex crispus</i>	krulzuring	Helo
OE030	<i>Rumex hydrolapathum</i>	waterzuring	Helo
OE048	<i>Rumex maritimus</i>	zeezuring	Helo
OE122	<i>Rumex palustris</i>	moeraszuring	Helo
OE186	<i>Salix repens</i>	kruiwilg	Helo
OE294	<i>Senecio aquaticus</i>	waterkruiskruid	Helo
OE087	<i>Senecio vulgaris</i>	klein kruiskruid	Helo
OE127	<i>Solanum dulcamara</i>	bitterzoet	Helo
OE088	<i>Stachys palustris</i>	moerasandoorn	Helo
OE090	<i>Taraxacum</i>	paardebloem	Helo
OE036	<i>Trifolium repens</i>	witte klaver	Helo
OE155	<i>Triglochin maritima</i>	schorrezoutgras	Helo
OE031	<i>Triglochin palustris</i>	moeras zoutgras	Helo
OE093	<i>Tussilago farfara</i>	klein hoefkruid	Helo
OE049	<i>Urtica dioica</i>	grote brandnetel	Helo
OE154	<i>Valeriana officinalis</i>	valeriaan	Helo
OE095	<i>Veronica beccabunga</i>	beekpunge	Helo

C. MODEL FORMULATIONS

Model PCDitch, v. 1.15

© 1997: J.H. Janse, RIVM, Bilthoven

The model description is based on version 1.15, which was used for the calculations described in this report. The model configuration is partly flexible, however, while some parts of the model are still subject to further development and/or calibration.

Contents

C.1. Nomenclature

C.2. List of state variables and differential equations

C.2.1. Model components

C.2.2. List of differential equations

C.3. Hydrological processes and nutrient loading

C.3.1. Hydrological processes

C.3.2. Nutrient loading

C.3.3. Estimating the inflows

C.4. Organic and inorganic matter

C.4.1. Components

C.4.2. Processes

C.5. Inorganic nutrients

C.5.1. Components

C.5.2. Sorption of phosphorus

C.5.3. Phosphorus immobilisation

C.5.4. Nitrification and denitrification

C.5.5. Diffusion across the sediment-water interface

C.6. Water plants

C.6.1. Functional classes

C.6.2. Overview of processes

C.6.3. Nutrient uptake

C.6.4. Production

C.6.5. Respiration and nutrient excretion

C.6.6. Mortality

C.6.7. Migration

C.7. Algae

C.8. Oxygen processes

C.8.1. Overview

C.8.2. Reaeration

C.8.3. Production and respiration

C.8.4. BOD and SOD

C.9. Parameter ranges

C.1. Nomenclature

The model has a modular structure: the processes have been gathered in four modules:

1. main module ('PDMod'): definition of the layers and states, overall mass balances, hydrological processes, nutrient loading, as well as phosphorus adsorption.
2. abiotic module ('DAbi'): settling of detritus, burial, diffusion of nutrients, reaeration.
3. algal and microbial module ('DPri'): growth and loss processes of algae, as well as the microbial processes mineralisation, nitrification, denitrification, BOD and SOD.
4. vegetation module ('DBed'): growth and loss processes of macrophytes.

The model is 'surrounded' by a 'shell' programme ('PDRun') with the routines for optimisation and consecutive calculation of large samples.

The model variables have been named according to an easy-to-read system of nomenclature, so that the type, unit and meaning of a variable can be derived directly from its name in most cases. The basic system is as follows:

type + element + process + component + layer (+ suffix)

The prefix '**type**' can be:

- s- = state variable (Note: Initial values of state variables also get a -0 (zero) as suffix)
- d- = derivative
- t- = transfer (flux, rate, process) per area [$\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$]
- w- = idem per volume of water [$\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$]
- r- = (dynamical) ratio [gA/gB]
- o- = concentration [mg/l]
- a- = other auxiliary
- c- = constant (general)
- k- = rate constant [d^{-1}]
- h- = half-saturation constant
- f- = fraction [-]
- b- = derived constant
- u- = (derived) input variable, or derived constant
- m- = measurement, read variable
- i-, j- = counters (integers)
- n- = numbers (integers)
- kd- = partitioning coefficient (used in sorption equations) [$(\text{gP/gD}) / (\text{gP m}^{-3}) = [\text{m}^3/\text{gD}]$]

'**Element**' can be:

- D- = dry weight
- P- = phosphorus
- N- = nitrogen
- Q- = water flow
- L- = light
- Tm = temperature
- Chla, Ch- = chlorophyll-a

'**Process**' can be:

- Load = external loading

Dil = dilution
Ev = evaporation
Outfl = surface outflow
Inf = infiltration (downward)
Seep = seepage (upward)
Set = settling, sedimentation
Bur = burial
Dif = diffusion
Nitr = nitrification
Denit = denitrification
Sorp = ad-/desorption
Chem = chemical immobilisation
Min = mineralisation
Upt = uptake (of nutrients)
Ass = assimilation (D)
Prod = production (D)
Resp = respiration (D)
Excr = excretion (of nutrients)
Mort = natural mortality
Loss = (other) loss
Harv = harvesting

Abio = total flux from abiotic module
Prim = total flux from algae module
Bed = total flux from vegetation module

Components are:

IM = inorganic matter,
Det = detritus (non-living organic matter)
PO4 = dissolved phosphorus (SRP)
NH4 = ammonium
NO3 = nitrate
Diss = (total) dissolved,
AdsDet = adsorbed onto detritus,
AdsIM = adsorbed onto inorganic matter
Phyt = algae
OM = total organic matter
Tot = total
Elod = rooted submerged veg.
Char = charophytes
Cera = non-rooted submerged veg.
Lemn = floating veg.
Nymp = nymphaeid veg.
Helo = helophytes
Veg = total vegetation

Layers:

-W = water

- S = upper sediment
- T = total

Suffixes:

- 0 = initial value
- Max = maximum
- Min = minimum
- In = incoming
- Bot = bottom
- Ex = external
- mg = in milligrammes
- Sp = specific ("per unit of biomass")

Other abbreviations:

- Fun- = function, dependence
- Cor- = corrected, modified
- Iso- = adsorption isotherm
- Ext- = extinction
- Velo- = velocity [m/d]
- Mu- = growth rate [d^{-1}]
- Carr- = carrying capacity, maximum biomass [$gD m^{-2}$ or $gD m^{-3}$]

This system is used throughout this chapter.

C.2. List of state variables and differential equations**C.2.1. Model components**

The model components are listed in the next table. Please recall that state variables are denoted by s-, and that 'D' is the abbreviation for dry-weight.

Description	Unit	As dry-weight	As phosphorus	As nitrogen	As oxygen
<i>Abiotic comp. in water column</i>					
(Inorganic matter)	[$g m^{-3}$]	(sDIMW)	-	-	-
Detritus (dead org. matter)	[$g m^{-3}$]	sDDetW	sPDetW	sNDetW	-
Inorg. nutrient	[$g m^{-3}$]	-	sPO _{4,W} sPAdsIMW, sPAdsDetW	sNH _{4,W} , sNO _{3,W}	-
Oxygen	[$g m^{-3}$]	-	-	-	sO _{2,W}
<i>Abiotic comp. in sediment:</i>					
(Inorganic matter)	[$g m^{-2}$]	(sDIMS)	-	-	-
Detritus (dead org. matter)	[$g m^{-2}$]	sDDetS	sPDetS	sNDetS	-
Inorg. nutrient	[$g m^{-2}$]	-	sPO _{4,S} , sPAdsIMS, sPAdsDetS	sNH _{4,S} , sNO _{3,S}	-

<i>Algae:</i>					
Algae	[g m ⁻³]	sDPhytW	sPPhytW	sNPhytW	-
<i>Vegetation:</i>					
Submerged, rooted	[g m ⁻²]	sDElod	sPElod	sNElod	-
Charophytes	[g m ⁻²]	sDChar	sPChar	sNChar	-
Submerged, non-rooted	[g m ⁻²]	sDCera	sPCera	sNCera	-
Duckweed	[g m ⁻²]	sDLemn	sPLEmn	sNLEmn	-
Nymphaeids	[g m ⁻²]	sDNymp	sPNymp	sNNymp	-
Helophytes	[g m ⁻²]	sDHelo	sPHelo	sNHelo	-

As may be seen from this table, detritus, algae and macrophytes are modelled in multiple units. This makes it possible to account for variations in the nutrient-to-dry-weight ratios of these components. These ratios are simply calculated as (with *r*- being the prefix for ratios):

$$rPDComp = sPComp / sDComp \quad \text{P/D ratio of component 'Comp' [gP/gD]}$$

$$rNDComp = sNComp / sDComp \quad \text{N/D ratio of component 'Comp' [gN/gD]}$$

Only for the processes of growth/nutrient uptake and respiration, the equations for dry-weight and for nutrients are really different. In this way, the nutrient ratios of algae and macrophytes may change during the model run. The nutrient ratio of detritus may vary because it is formed by a mixture of many sources, mainly algae and macrophytes after they die off. All other processes, such as settling, mortality and mineralisation, are described in the same way for nutrients as for dry-weight, so that the ratios do not change:

$$tPProcess = rPDComp * tDProcess$$

$$tNProcess = rNDComp * tNProcess$$

The only purpose of tripling these equations is to close the nutrient cycles. The model is thus much less complex than it may seem at first sight from the list of differential equations following next (C.2.2). For a quick impression of the model, it should be sufficient to have a look at the dry-weight differential equations as well as the equations for PO₄, NH₄ and NO₃.

Please note that the cycles of all four elements are considered as closed within the system, apart from external fluxes. These are: external input and outflow, burial, infiltration of pore water, denitrification (for N) and chemical bounding in the sediment (for P). As dissolved carbon is not modelled, in contrast to dissolved N and P, growth and respiration by algae and macrophytes and decomposition, expressed as dry-weight, are considered as external fluxes as well. The corresponding nutrient processes of uptake and excretion are internal fluxes. The external fluxes are reflected in the total mass balance equations given in C.2.2.

In the current model, the water depth is assumed constant, while the sediment thickness may vary (see paragraph C.4.1).

C.2.2. List of differential equations

The differential equations are listed per element: dry-weight (D), P, N and O₂, respectively. The naming conventions explained in C.1 are applied: state variables are denoted by *s*-, derivatives by *d*-, other variables by *a*-, concentrations by *o*-, and processes by *t*- (if expressed

per area) or w - (if expressed per volume). The listed processes are described in detail in the paragraphs C.3 to C.8.

The processes described in the main module are typeset in the normal way, the *abiotic processes* in *italics*, the **algal and microbial processes in bold** and the macrophyte processes are underlined. The abbreviation -Veg- denotes the total vegetation (excluding algae), e.g. $tPUptVeg$ is the total phosphorus uptake by all macrophytes together. $cDepthW$ is the water depth.

a. Dry-weight equations

Inorganic matter in water [mgD/l/d]:

$$dDIMW/dt = 0.0 \text{ (not modelled)}$$

Detritus in water [mgD/l/d]:

$$dDDetW/dt = uDLoadDet/cDepthW - wDDilDet - tDSetDet/cDepthW + \mathbf{wDMinDetW} + \mathbf{wDMortPhytW} + \mathbf{wDLossPhyt} + \underline{tDMortVegW/cDepthW}$$

(= input - dilution - settling - mineralisation in water + algal mortality + algal loss + macrophyte mortality in water)

Inorganic matter in sediment [gD m⁻² d⁻¹]:

$$dDIMS/dt = 0.0 \text{ (not modelled)}$$

Sediment detritus [gD m⁻² d⁻¹]:

$$dDDetS/dt = tDInf + tDSetDet - tDBurDet - \mathbf{tDMinDetS} + \mathbf{tDSetPhyt} + \mathbf{tDInfPhyt} + \underline{tDMortVegS}$$

(= infiltration + settling - burial - mineralisation in sediment + algal settling + algal infiltration + macrophyte mortality in sediment)

Algae [mgD/l/d]:

$$dDPhytW/dt = uDLoadPhyt/cDepthW - wDDilPhyt + wDAssPhyt - wDRespPhytW - \mathbf{wDMortPhytW} - \mathbf{wDLossPhyt} - \mathbf{tDSetPhyt/cDepthW}$$

(= input - dilution + production - respiration - mortality - loss - settling)

Macrophytes [gD m⁻² d⁻¹]:

Submerged, rooted plants:

$$dDElod/dt = \underline{tDProdElod} - \underline{tDRespElod} - \underline{tDMortElod} \pm \underline{tDMigrElod}$$

(= production - respiration - mortality \pm migration)

Charophytes:

$$dDChar/dt = \underline{tDProdChar} - \underline{tDRespChar} - \underline{tDMortChar} \pm \underline{tDMigrChar}$$

(= production - respiration - mortality \pm migration)

Submerged, non-rooted plants:

$$dDCera/dt = \underline{tDProdCera} - \underline{tDRespCera} - \underline{tDMortCera} \pm \underline{tDMigrCera}$$

(= production - respiration - mortality \pm migration)

Duckweeds:

$$dDLemn/dt = \underline{tDProdLemn} - \underline{tDRespLemn} - \underline{tDMortLemn} \pm \underline{tDMigrLemn}$$

(= production - respiration - mortality \pm migration)

Nymphaeids:

$$dDNymp/dt = \frac{tDProdNymp - tDRespNymp - tDMortNymp \pm tDMigrNymp}{\text{ (= production - respiration - mortality } \pm \text{ migration)}}$$

Helophytes:

$$dDHelo/dt = \frac{tDProdHelo - tDRespHelo - tDMortHelo \pm tDMigrHelo}{\text{ (= production - respiration - mortality } \pm \text{ migration)}}$$

Total dry-weight mass balance [gD m⁻² d⁻¹]:

$$dDExtTotT/dt = uDLoadDet - wDOutfIDet * cDepthW - tDBurTot + uDLoadPhyt + (wDAssPhyt - wDRespPhytW - wDOutfIPhyt) * cDepthW - wDMinDetW * cDepthW - tDMinDetS \pm tDMigrVeg + tDProdVeg - tDRespVeg$$

(= detrital input - detrital outflow - burial + algal input + algal production - algal respiration - algal outflow - mineralisation in water - mineralisation in sediment \pm macrophyte migration + macrophyte production - macrophyte respiration)

b. Phosphorus equations:

Detritus in water [mgP/l/d]:

$$dPDetW = uPLoadDet/cDepthW - wPDilDet - tPSetDet/cDepthW + wPLOSSPhytDet + wPMortPhytDetW - wPMinDetW + \frac{tPMortVegDetW}{cDepthW}$$

(= input - dilution - settling + part of algal loss + part of algal mortality - mineralisation in water + part of macrophyte mortality)

SRP in water [mgP/l/d]:

$$dPO4W/dt = uPLoadPO4/cDepthW - wPDilPO4 + tPDifPO4/cDepthW - wPSorpIMW - wPSorpDetW + wPMinDetW - wPUptPhyt + wPExcrPhytW + wPLOSSPhytPO4 + wPMortPhytPO4W + \frac{(- tPUptVegW + tPExcrVegW + tPMortVegPO4W)}{cDepthW}$$

(= input - dilution + diffusion from sediment - sorption onto IM - sorption onto detritus + mineralisation in water - algal uptake + algal excretion + part of algal loss + part of algal mortality - macrophyte uptake from water + macrophyte excretion in water + part of macrophyte mortality)

P-adsorbed onto IM in water [mgP/l/d]

$$dPAdsIMW/dt = uPLoadAdsIM/cDepthW - wPDilAdsIM - tPSetAdsIM/cDepthW + wPSorpIMW$$

(= input - dilution - settling + sorption onto IM)

P-adsorbed onto detritus in water [mgP/l/d]

$$dPAdsDetW/dt = uPLoadAdsDet/cDepthW - wPDilAdsDet - tPSetAdsDet/cDepthW + wPSorpAdsDetW$$

(= input - dilution - settling + sorption onto detritus)

Sediment detritus P [gP m⁻² d⁻¹]:

$$dPDetS/dt = tPInfDet + tPSetDet - tPBurDet - tPMinDetS + tPSetPhyt + tPInfPhyt + \frac{tPMortVegDetS}{\text{ (= input - dilution - settling + sorption onto detritus)}}$$

(= infiltration + detrital settling - burial - mineralisation in sediment + algal settling + algal infiltration + part of macrophyte mortality)

Pore water SRP [gP m⁻² d⁻¹]:

$$dPO4S/dt = tPInfPO4W - tPInfPO4S - tPBurPO4 - tPDifPO4 - tPSorpIMS - tPSorpDetS - tPChemPO4 + tPMinDetS - tPUptVegS + tPExcrVegS + tPMortVegPO4S$$

(= infiltration from water to pore water - infiltration from pore water - burial - diffusion to water - sorption onto IM - sorption onto detritus - precipitation + mineralisation in sediment - macrophyte uptake from sediment + macrophyte excretion in sediment + part of macrophyte mortality)

P-adsorbed onto IM in sediment [gP m⁻² d⁻¹]:

$$dPAdsIMS/dt = tPInfAdsIM + tPSetAdsIM - tPBurAdsIM + tPSorpIMS$$

(= infiltration from water + settling - burial + sorption onto IM)

P-adsorbed onto detritus in sediment [gP m⁻² d⁻¹]:

$$dPAdsDetS/dt = tPInfAdsDet + tPSetAdsDet - tPBurAdsDet + tPSorpDetS$$

(= infiltration from water + settling - burial + sorption onto detritus)

Algae [mgP/l/d]:

$$dPPhytW/dt = uPLoadPhyt/cDepthW - wPDilPhyt + wPUptPhyt - wPExcrPhytW - wPMortPhytW - wPLossPhyt - tPSetPhyt/cDepthW$$

(input - dilution + uptake - excretion - mortality - loss - settling)

Macrophytes [gP m⁻² d⁻¹]:

Submerged, rooted plants:

$$dPElod/dt = tPUptElod - tPExcrElod - tPMortElod \pm tPMigrElod$$

(= uptake - excretion - mortality \pm migration)

Charophytes:

$$dPChar/dt = tPUptChar - tPExcrChar - tPMortChar \pm tPMigrChar$$

(= uptake - excretion - mortality \pm migration)

Submerged, non-rooted plants:

$$dPCera/dt = tPUptCera - tPExcrCera - tPMortCera \pm tPMigrCera$$

(= uptake - excretion - mortality \pm migration)

Duckweeds:

$$dPLemn/dt = tPUptLemn - tPExcrLemn - tPMortLemn \pm tPMigrLemn$$

(= uptake - excretion - mortality \pm migration)

Nymphaeids:

$$dPNymp/dt = tPUptNymp - tPExcrNymp - tPMortNymp \pm tPMigrNymp$$

(= uptake - excretion - mortality \pm migration)

Helophytes:

$$dPHelo/dt = tPUptHelo - tPExcrHelo - tPMortHelo \pm tPMigrHelo$$

(= uptake - excretion - mortality \pm migration)

Total P mass balance [$\text{gP m}^{-2} \text{d}^{-1}$]:

$$d\text{PExtTotT}/dt = u\text{PLoad} - w\text{POutflDead} * c\text{DepthW} - t\text{PInfPO4S} - t\text{PBurTot} - t\text{PChemPO4} + \\ u\text{PLoadPhyt} - w\text{POutflPhyt} * c\text{DepthW} \pm t\text{PMigrVeg}$$

(input - outflow - infiltration from pore water - burial - precipitation + algal input - algal outflow \pm macrophyte migration)

c. Nitrogen equations:

Detritus in water [mgN/l/d]:

$$d\text{NDetW}/dt = u\text{NLoadDet}/c\text{DepthW} - w\text{NDilDet} - t\text{NSetDet}/c\text{DepthW} + w\text{NLossPhytDet} + \\ w\text{NMortPhytDetW} - w\text{NMinDetW} + t\text{NMortVegDetW}/c\text{DepthW}$$

(= input - dilution - settling + part of algal loss + part of algal mortality - mineralisation in water + part of macrophyte mortality)

Ammonium in water [mgN/l/d]:

$$d\text{NH4W}/dt = u\text{NLoadNH4}/c\text{DepthW} - w\text{NDilNH4} + t\text{NDifNH4}/c\text{DepthW} + w\text{NMinDetW} - \\ w\text{NNitrNH4W} - w\text{NUptNH4Phyt} + w\text{NExcrPhytW} + w\text{NLossPhytNH4} + \\ w\text{NMortPhytNH4W} + (- t\text{NUptNH4VegW} + t\text{NExcrVegW} + t\text{NMortVegNH4W}) \\ /c\text{DepthW}$$

(= input - dilution + diffusion from sediment + mineralisation in water - nitrification - algal uptake + algal excretion + part of algal loss + part of algal mortality - macrophyte uptake + macrophyte excretion + part of macrophyte mortality)

Nitrate in water [mgN/l/d]:

$$d\text{NO3W}/dt = u\text{NLoadNO3} / c\text{DepthW} - w\text{NDilNO3} + t\text{NDifNO3} / c\text{DepthW} \\ + w\text{NNitrNH4W} - w\text{NDenitNO3W} - w\text{NUptNO3Phyt} - t\text{NUptNO3VegW} / c\text{DepthW}$$

(= input - dilution + diffusion from sediment + nitrification - denitrification - algal uptake - macrophyte uptake from water)

Sediment detritus [$\text{gN m}^{-2} \text{d}^{-1}$]:

$$d\text{NDetS} = t\text{NInfDet} + t\text{NSetDet} - t\text{NBurDet} - t\text{NMinDetS} + t\text{NSetPhyt} + t\text{NInfPhyt} + \\ t\text{NMortVegDetS}$$

(= infiltration + detrital settling - burial - mineralisation in sediment + algal settling + algal infiltration + part of macrophyte mortality)

Pore water ammonium [$\text{gN m}^{-2} \text{d}^{-1}$]:

$$d\text{NH4S}/dt = t\text{NInfNH4W} - t\text{NInfNH4S} - t\text{NDifNH4} - t\text{NBurNH4} + t\text{NMinDetS} - \\ t\text{NNitrNH4S} - t\text{NUptNH4VegS} + t\text{NExcrVegS} + t\text{NMortVegNH4S}$$

(= infiltration from water - infiltration from pore water - diffusion to water - burial + mineralisation in sediment - nitrification in sediment - macrophyte uptake from sediment + macrophyte excretion in sediment + part of macrophyte mortality)

Pore water nitrate [$\text{gN m}^{-2} \text{d}^{-1}$]:

$$d\text{NO3S}/dt = t\text{NInfNO3W} - t\text{NInfNO3S} - t\text{NDifNO3} - t\text{NBurNO3} + t\text{NNitrNH4S} - \\ t\text{NDenitNO3S} - t\text{NUptNO3VegS}$$

(= infiltration from water - infiltration from pore water - diffusion to water - burial + nitrification in sediment - denitrification in sediment - macrophyte uptake from sediment)

Algae [mgN/l/d]:

$$dNPhytW/dt = uNLoadPhyt/cDepthW - wNDilPhyt + wNUptPhyt - wNExcrPhytW - wNMortPhytW - wNLossPhyt - tNSetPhyt/cDepthW$$

(= input - dilution + uptake - excretion - mortality - loss - settling)

Macrophytes [gN m⁻² d⁻¹]:

Submerged, rooted plants:

$$dNElod/dt = \underline{tNUptElod - tNExcrElod - tNMortElod \pm tNMigrElod}$$

(= uptake - excretion - mortality \pm migration)

Charophytes:

$$dNChar/dt = \underline{tNUptChar - tNExcrChar - tNMortChar \pm tNMigrChar}$$

(= uptake - excretion - mortality \pm migration)

Submerged, non-rooted plants:

$$dNCera/dt = \underline{tNUptCera - tNExcrCera - tNMortCera \pm tNMigrCera}$$

(= uptake - excretion - mortality \pm migration)

Duckweeds:

$$dNLemn/dt = \underline{tNUptLemn - tNExcrLemn - tNMortLemn \pm tNMigrLemn}$$

(= uptake - excretion - mortality \pm migration)

Nymphaeids:

$$dNNymp/dt = \underline{tNUptNymp - tNExcrNymp - tNMortNymp \pm tNMigrNymp}$$

(= uptake - excretion - mortality \pm migration)

Helophytes:

$$dNHelo/dt = \underline{tNUptHelo - tNExcrHelo - tNMortHelo \pm tNMigrHelo}$$

(= uptake - excretion - mortality \pm migration)

Total N mass balance [gN m⁻² d⁻¹]:

$$dNExtTotT = uNLoad - wNOutflDead*cDepthW - tNInfNH4S - tNInfNO3S - tNBurTot + uNLoadPhyt - wNOutflPhyt*cDepthW - wNDenitNO3W*cDepthW - tNDenitNO3S \pm tNMigrVeg$$

(input - outflow - ammonium infiltration from pore water - nitrate infiltration from pore water - burial + algal input - algal outflow - denitrification in water - denitrification in sediment \pm macrophyte migration)

d. Oxygen equation:

Dissolved O₂ in water [gO₂ m⁻³ d⁻¹]:

$$dO2W = wO2Inflow - wO2Outfl + tO2Reaer / cDepthW - wO2MinDet - wO2Nitr - tO2SOD / cDepthW + wO2ProdPhyt - wO2RespPhytW + wO2UptNO3Phyt + \underline{(tO2ProdSubVeg - tO2RespSubVeg + tO2UptNO3VegW) / cDepthW}$$

(= inflow - outflow + reaeration - mineralisation - nitrification - sediment oxygen demand + algal production - algal respiration + nitrate uptake by algae + macrophyte production - macrophyte respiration + nitrate uptake by macrophytes)

C.3. Hydrological processes and nutrient loading

C.3.1. Hydrological processes

One of the basic processes in a ditch, like in most surface waters, is the inflow and outflow of water. In the model, all water flows are expressed in [mm/d], all rates in [d^{-1}].

The inflow ($uQIn$) can be from various sources, which are lumped here in two flows:

- indigenous water inflow ($uQLocIn$), due to surface run off or drainage of the surrounding land (the catchment area). This flow is related to the basic drainage function of ditches. It also includes direct precipitation on the water surface, which averages 800 mm/y or 2.2 mm/d in The Netherlands (KNMI, 1992).
- non-indigenous water inflow ($uQForIn$), due to water inlet from a river or canal ("boezem' water).

In most polder areas, the two water flows alternate depending on the season, thereby changing the direction of the water flow in the ditches: in general, drainage from September to April, and inlet in summer. In naturally draining areas, only the indigenous water inflow is applicable.

As the water level is assumed constant in the model, the outflow of water from the ditches is assumed equal to the inflow. The outflow is the sum of three processes:

- evaporation ($uQEv$), which amounts to about 500 mm/y in The Netherlands (KNMI, 1992); it is approximated by a sinusoid curve over the year.
- infiltration to the ground water ($cQInf$). This is modelled as a constant flow with a default value of zero.
- The remainder is considered surface outflow ($uQOutfl$). This is usually the most important of the three flows.

These water flows also correspond with transport fluxes of substances. All substances dissolved or suspended in the water are subject to a dilution effect due to the water inflow. This affects the following state variables in the model: detritus ($sDDetW$, $sPDetW$, $sNDetW$), algae ($sDPhytW$, $sPPhytW$, $sNPhytW$) and dissolved nutrients ($sPO4W$, $sNO3W$, $sNH4W$). The effect is partly counteracted by a 'thickening' effect of evaporation, so that the net dilution rate is:

$$ukDil = (uQIn - uQEv) / 1000 / cDepthW \quad \text{dilution rate [d}^{-1}\text{]}$$

If an infiltration flux exists, it transports dissolved and suspended substances to the sediment layer: detritus and algae become sediment detritus, and dissolved nutrients enter the pore water. At the same rate, pore water nutrients are lost to the deeper ground water. Infiltration does not apply to dissolved oxygen. The remainder of the dilution rate is the surface outflow rate, by which substances are lost from the system:

$$ukOutfl = (uQIn - uQEv - cQInf) / 1000 / cDepthW \quad \text{surface outflow rate [d}^{-1}\text{]}$$

C.3.2. Nutrient loading

In relation to the water flows, three sources of nutrient loading to the ditches are considered. Loading rates are expressed in [gP m⁻² d⁻¹] or [gN m⁻² d⁻¹].

- background loading (*uPBackIn*, *uNBackIn*), like atmospheric deposition. Especially for nitrogen this source can be considerable.
- loading from indigenous sources (*uPLocIn*, *uNLocIn*), entering the water via surface run-off and drainage (agricultural loading).
- non-indigenous loading, associated with water inlet from the "boezem" water (*uPForIn*, *uNForIn*).

The background loadings have been set constant at 0.0003 gP m⁻² d⁻¹ and 0.009 gN m⁻² d⁻¹ (Portielje, 1994). The data for the other sources are, of course, application-specific.

C.3.3. Estimating the inflows

The inflow rates to ditches may vary widely, with retention times ranging from less than a day to several months. They are also highly variable in time and in most cases only poorly known. The maximum inflow may be estimated from the guidelines for drainage ditches set by the Landinrichtingsdienst, which state that the drainage capacity for agricultural areas should be at least 7 mm/d, a situation which occurs once or twice a year (Bouwman, 1994). The guidelines also state that a ditch should be able to sustain a maximum horizontal flow velocity of 0.5 m/s. These are exceptional situations, of course.

The *average flow* to the ditches in a particular polder district or hydrological unit may be estimated from the in- and outflow to and from the *land* in the polder district:

$$\begin{aligned} uQLocIn &= uQOutLand / RelDitchArea && \text{local water inflow [mm/d]} \\ uQForIn &= uQInLand / RelDitchArea && \text{foreign water inflow [mm/d]} \\ RelDitchArea &= DitchArea / TotalArea && [-] \end{aligned}$$

uQOutLand stands for the flow from the catchment area to the ditches, *uQInLand* for the opposite. *RelDitchArea* is the proportion of the catchment area occupied by ditches, which can often be derived or estimated from maps or from a geographical information system. (The same principle may be applied, if desired, to higher-class surface waters in the hydrological district, such as larger ditches receiving water from a number of smaller ditches. The *Ditch-Area* is then the area occupied by these larger waterways).

The problem is now transferred to estimating the in- and outflow to the land. The most simple estimate of this is the difference between precipitation and potential evaporation for a certain time unit, e.g. season, month or decade. If positive, water flows from the land to the ditches, if negative, it is let in from the "boezem", via the ditches, to the land. Figure C.1 shows the precipitation surplus for an average year for the meteorological station at De Bilt (from KNMI, 1992).

As an example, for a winter situation with a precipitation surplus of 2.2 - 0.4 = 1.8 mm/d, in a region with one ditch (3 m wide) every 100 m and thus a 'relative ditch area' of 0.03 [-], the water inflow to the ditches *uQLocIn* would be 1.8/0.03 = 60 [mm/d]. If the ditches have an average depth of 0.5 m, this would mean an average substances dilution rate *ukDil* of (60-0.4)/1000/0.5 = 0.1192 [d⁻¹] and a water retention time of 12 days. In a summer situation with a precipitation deficit of, say, 2.6 - 2.2 = 0.4 [mm/d], the ditches in this region would receive 0.4/0.03 = 13.3 [mm/d] of water (from outside). The dilution rate of substances

is then $(13.3-2.6)/1000/0.5 = 0.0214 \text{ [d}^{-1}\text{]}$ and the water retention time 26.6 days. This way of calculation probably overestimates the flow to the ditches, because a part of the precipitation surplus will be transported to elsewhere.

This way of flow estimating does not account for differences in groundwater flow patterns between regions, and for time lags occurring because of temporary retention of the water in the soil. These effects depend, among others, on the soil type and on the geomorphological characteristics of the region. A better estimate is therefore provided by a groundwater model, or a combined groundwater/nutrient run-off model, like the combination NLOAD/NPKRun (Meinardi & Van den Eertwegh, 1995), the combination DEMGEN/ANIMO (Boers et al., 1996) or the combination NAGROM/MOZART (in development). The DEMGEN/ANIMO combination has been used for the model application in Hollands Noorderkwartier.

If the water and nutrient budget of a polder is known, this information can be combined with geographical data on the ditch pattern in the polder, to estimate the flow pattern through the different ditches. This eventually determines the loading and the vegetation in the ditches, which is the main target variable of the model. The model is then best combined with a model for surface water flow, such as DUFLOW (ICIM, 1992) or SOBEK (WL, 1995), allowing one-dimensional calculations in networks of ditches. Also the use of probability distributions of flow patterns might be useful for some applications. These extensions have not yet been made.

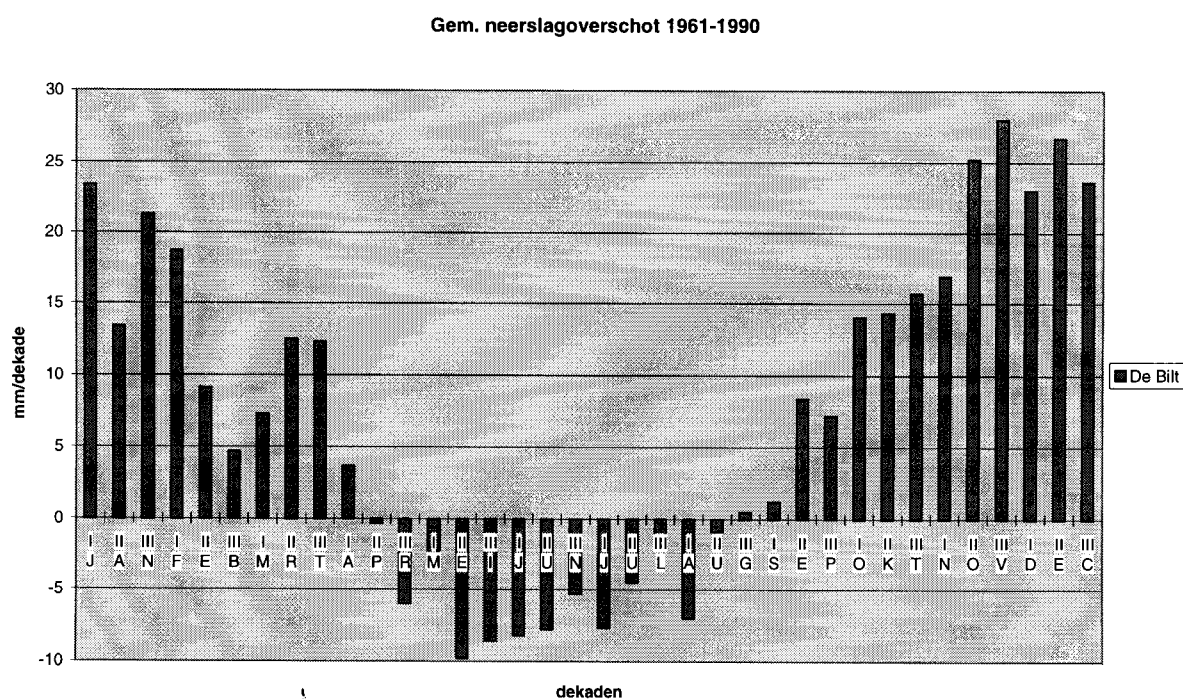


Fig. C.1. Average precipitation surplus per period of ten days at De Bilt meteorological station. Source: KNMI (1992).

C.4. Organic and inorganic matter

C.4.1. Components

The particulate matter comprises inorganic matter and detritus (dead organic matter) in both the water and the sediment, and total algae. Detritus can also be expressed in carbon units by

means of a fixed ratio (default 0.4 gC per g dry weight). Detritus is defined as the dead organic matter, biologically degradable; it is modelled as one type. The inorganic matter comprises the non-degradable substances that do not take part in the biological cycling. It forms the basic structure of the upper sediment and may consist of sand, clay or peat ('inert matter' might be a better name in the latter case). In the present model, only organic matter (detritus) is described dynamically. Inorganic matter in the water and the sediment are described as constants. (Actually, they are given as initial values, while the derivatives have been set to zero, thus maintaining the option of a more explicit modelling if needed). The main purpose of the inorganic matter in the model is to define the depth and porosity of the sediment layer considered as relevant, and to act as a phosphorus adsorbent.

An important aspect is the thickness of the sediment layer included in the model. This layer is assumed to contain all the nutrients considered important for the present and future water quality, without including the nutrients in deeper layers that will probably not be available again under normal conditions. In order to reduce the 'sediment history' to a reasonable period of time, sediment material is considered as 'buried' when the sediment layer has reached a maximum thickness. The modelled sediment layer is considered as well mixed and has not been split into sublayers. Because the amount of organic matter is variable, the thickness of the sediment layer is variable as well. The porosity and density of the sediment are the weighted averages of the values for both components, which are taken as constant.

The equations for the general sediment variables are as follows. *Initially*, at the beginning of the model run, the amount of inorganic matter in the sediment is defined in the form of an initial sediment thickness, $cDepthIMS0$ [m], default 0.05 m. This is then converted into an amount of dry matter [$gD\ m^{-2}$]:

$$sDIMS0 = cRhoIMS * (1.0 - cPorIMS) * cDepthIMS0$$

inorganic matter in sediment [$gD\ m^{-2}$]

The initial amount of sediment detritus is given by the user. Based on the two initial values, the porosity, density and thickness of the sediment layer at the beginning of the run are calculated:

$$uDTotS0 = sDIMS0 + sDDetS0$$

initial total sediment [$gD\ m^{-2}$]

$$uRhoSed0 = (sDIMS0 * cRhoIMS + sDDetS0 * cRhoDetS) / uDTotS0$$

initial average sediment density [$gD\ m^{-3}\ d.m.$]

$$uPorSed0 = (sDIMS0 * cPorIMS + sDDetS0 * cPorDetS) / uDTotS0$$

initial sediment porosity [g water/g sediment]

$$uDepthS0 = uDTotS0 / uRhoSed0 / (1.0 - uPorSed0)$$

initial sediment depth [m]

These equations are used only during the initialisation of the model. Because the amount of detritus is variable, the porosity, density and sediment thickness are variable as well. They are calculated as follows:

$$aDTotS = sDIMS + sDDetS$$

total sediment [$gD\ m^{-2}$]

$$aRhoSed = (sDIMS * cRhoIMS + sDDetS * cRhoDetS) / aDTotS$$

average density of sediment material [$gD\ m^{-3}\ d.m.$]

$$aPorSed = (sDIMs * cPorIMS + sDDetS * cPorDetS) / aDTotS$$

sediment porosity [g water/g sediment]

$$aDepthS = aDTotS / aRhoSed / (1.0 - aPorSed)$$

sediment depth [m]

The depth of the *water column* is, as yet, taken as constant. This will probably be changed in a future version, when the model will be coupled to a water transport model.

C.4.2. Processes

The processes involving detritus are (see the differential equations listed in C.2):

- transport processes, already described in C.3
- formation of detritus by algal and macrophyte mortality (see C.6 and C.7)
- decomposition/mineralisation, both in the water and in the sediment
- settling
- burial of sediment detritus

The last three processes are described here.

Settling

Settling of detritus is defined as net settling. In contrast to the situation in rivers and lakes, resuspension does not play an important role in small water bodies like ditches and is therefore neglected. Settling is modelled by a commonly used first-order equation with a fixed settling velocity, slightly influenced by temperature:

$$tDSetDet = cVeloSetDet / cDepthW * cThetaSet^{Tm-20} * sDDetW \quad [gD \ m^{-2} \ d^{-1}]$$

The corresponding P and N fluxes are simply the dry-weight flux times the actual P/D or N/D ratio:

$$tPSetDet = rPDDetW * tDSetDet \quad [gP \ m^{-2} \ d^{-1}]$$

$$tNSetDet = rNDDetW * tDSetDet \quad [gN \ m^{-2} \ d^{-1}]$$

Mineralisation

Following many other water quality models, the mineralisation process has been described as simply as possible, by means of a first order, temperature dependent, rate. The temperature dependency follows the Arrhenius' equation: the rate increases exponentially with temperature.

$$wDMinDet = kDMinDet * cThetaMin^{Tm-20} * sDDetW \quad [gD \ m^{-3} \ d^{-1}]$$

and analogous for PDet and NDet, and for the sediment detritus. The rates may differ for water and sediment, because the mechanisms may be different: mainly aerobic mineralisation in the water, in contrast to a variety of electron acceptors in the sediment. Rates may also differ per element, but are default set equal for D, P and N. In the literature, wide ranges of mineralisation rates are often found. Calibration has been performed within these ranges. During mineralisation, the nutrients are released as PO₄ and NH₄, while the dry-weight is assumed to be lost from the system.

Burial

In order to reduce the 'sediment history' to a reasonable period of time, a maximum sediment thickness, $cDepthMaxS$, is defined, above which the excess material is considered as buried in the deeper sediment and lost from the system. It is assumed that this material will not come into circulation again. This maximum depth can be defined by the user; the default value is 0.06 m. If the maximum depth would be reached, for instance in case of a prolonged high sedimentation, the amount of matter exceeding the maximum depth is removed, in the model, from the upper sediment by burial to the deeper sediment. In the present model, where only detritus is modelled dynamically, the burial process is generally not important.

The total amount of buried material per day, $tDBurTot$ [$gD\ m^{-2}\ d^{-1}$], equals the net increase of sediment material. It is calculated as:

```
IF  $aDepthS > cDepthMaxS$  THEN
 $tDBurTot = tDSetDet + tDSetPhyt - tDMinDetS + tDMortVegS$ 
ELSE
 $tDBurTot = 0.0$ 
```

This burial flux is divided over the different components according to their relative abundance in the sediment layer (because the sediment layer is considered as completely mixed). For instance for detritus:

$$tDBurDet = sDDetS / aDTotS * tDBurTot \quad [gD\ m^{-2}\ d^{-1}]$$

The corresponding detrital P and N fluxes as well as the fluxes of inorganic nutrients are calculated accordingly.

C.5. Inorganic nutrients

C.5.1. Components

Inorganic **phosphorus** comprises the following fractions: dissolved P, P adsorbed onto inorganic matter, and P adsorbed onto detritus, all in both the water column and the interstitial pore water. Inorganic **nitrogen** comprises nitrate and ammonia, also in both layers; the sum of these is called $NDiss$. It is assumed that the dissolved fractions are available for primary production. Please note that all water fractions are expressed as concentrations [$g\ m^{-3}$], while the pore water fractions are expressed on an areal base [$g\ m^{-2}$]. The following equations are used to convert the amounts to concentrations in the pore water (with prefix o):

$$\begin{aligned} oPO4S &= sPO4S / aDepthS / aPorSed \\ &\text{conc. dissolved P in interstitial water [gP/m}^3\text{]} \\ oNO3S &= sNO3S / aDepthS / aPorSed \\ &\text{conc. dissolved N-NO}_3\text{ in interstitial water [gN/m}^3\text{]} \\ oNH4S &= sNH4S / aDepthS / aPorSed \\ &\text{conc. dissolved N-NH}_4\text{ in interstitial water [gN/m}^3\text{]} \\ oNDissW &= sNO3W + sNH4W \\ &\text{total dissolved N concentration in water [mgN/l]} \\ aNDissS &= sNH4S + sNO3S \\ &\text{total amount of dissolved N in pore water [gN/m}^2\text{]} \end{aligned}$$

$$oNDissS = aNDissS / aDepthS / aPorSed$$

total dissolved N concentration in pore water [mgN/l]

The modelled processes involving inorganic nutrients are:

- loading, dilution and infiltration (described in C.3.2)
- formation of inorganic nutrients by mineralisation (described in C.4.2))
- loss by burial (described in C.4.2)

- diffusion across the sediment-water interface
- for P only: sorption
- for P only: immobilisation by irreversible chemical bounding in the sediment
- for N only: nitrification and denitrification

These processes are described here.

Concerning nitrogen, adsorption and atmospheric release of NH_4 are neglected, as well as nitrogen fixation by blue-green algae or bacteria.

C.5.2. Sorption of phosphorus

Dissolved P may adsorb onto inorganic matter and onto dead organic matter (detritus). This process acts as a 'buffer' for the availability of phosphorus for primary production. It is assumed that the adsorbed fractions are in reversible chemical equilibrium with the dissolved state. The inorganic matter is usually the main adsorbent in the sediment, while organic matter is more important in the water (e.g. Rijkeboer et al., 1991). For logical reasons, both fractions are defined in both layers, despite some extra overhead in the equations. The phosphorus adsorbed onto detritus must be distinguished from the 'true' detrital phosphorus ($sPDetW$ and $sPDetS$), which is structurally bound in the detrital particles and which must first be mineralised before becoming available again. The sorption process is defined in the model as an instantaneous, reversible binding of phosphorus to an adsorbent. In reality, it might be a lumped process involving a variety of different chemical processes, while in some cases, a part of the phosphorus binding might be explained by the activity of detritus-bound bacteria.

The sorption processes are modelled according to the Clasen formulation, which implies that, starting with an equilibrium between the dissolved and the adsorbed states, this equilibrium is maintained throughout the model run (Di Toro, 1976). The sorption fluxes are considered as 'fast' (instantaneous) processes, in contrast to all other processes which are called 'slow'. The equilibrium value is determined by the adsorption isotherm, defined as the relation between the dissolved P concentration and the amount of adsorbed P per gram adsorbent [gP/gD] at equilibrium. The total amount of adsorbed P, expressed as [gP m⁻²] in the sediment or [gP m⁻³] in the water, thus equals the product of the relative adsorption (as given by the isotherm) and the amount of adsorbent.

For the relative adsorption, the generally used Langmuir isotherm is used, which is a Monod-type equation: the relation is about linear at low phosphorus concentrations, while at higher concentrations, the curve flattens and approaches the maximum adsorption capacity, $bPAdsMax$ [gP/gD]. (The prefix *b-* denotes a derived constant). The affinity is expressed by the initial slope of the curve, $kdPAds$ [m³/gD]. This parameter is comparable to the partition coefficient of linear isotherms. (The affinity may also be expressed as a half-saturation value [mgP/l], which is the quotient of the maximum adsorption and the initial slope). The use of a

linear adsorption isotherm would simplify the model, but is allowed only for substances always present in low concentrations, like micropollutants. Phosphorus concentrations in sediments can easily be so high that the maximum adsorption capacity is reached. This maximum mainly depends on the iron and aluminium contents of the adsorbent, as these are the main adsorbing elements (e.g. Lijklema, 1980). The adsorption is influenced by a number of environmental conditions, like the redox conditions and the pH: only oxidised forms of iron are adsorbing phosphorus. This is modelled in a very simplified way by defining a constant 'P-binding fraction' of the iron. This parameter can be regarded as an approximation of the aerobic fraction of the layer. The entire water column is in general aerobic, whereas the thickness of the aerobic sediment layer is often restricted to 1-2 mm.

In mathematical terms, these relations are expressed as follows: (Note: the equations are given for the P adsorption on inorganic matter in the sediment, usually the most important sorption process. The equations for the other adsorbents have the same structure.)

The maximum adsorption per unit of adsorbent is:

$$bPAdsMaxIMS = cRelPAdsDW + cRelPAdsFe * fActFeS * fFeDIM + cRelPAdsAl * fActAlS * fAlDIM$$

max. adsorption per unit of adsorbent [gP/gD]

with:

$cRelPAdsDW$	max. P adsorption per gram dry-weight	[gP g ⁻¹ D]
$cRelPAdsFe$	max. P adsorption per gram iron	[gP g ⁻¹ Fe]
$cRelPAdsAl$	max. P adsorption per gram aluminium	[gP g ⁻¹ Al]
$fFeDIM$	iron content of IM	[gFe g ⁻¹ D]
$fAlDIM$	aluminium content of IM	[gAl g ⁻¹ D]
$fActFeS$	P-binding fraction of sediment iron	[-]
$fActAlS$	P-binding fraction of sediment aluminium	[-]

and the isotherm is described by:

$$aPISOIMS = \frac{k_d PAdsIMS \cdot oPO_4S}{1 + \frac{k_d PAdsIMS \cdot oPO_4S}{bPAdsMaxIMS}}$$

P adsorption isotherm of sediment inorganic matter [gP/gD]

The model has to start with initial values in equilibrium. In the water column, this is done by using the isotherms for calculating the adsorbed amounts from the initial SRP concentration.

The initial P adsorption isotherm for inorganic matter in water [gP/gD] is:

$$aPISOIMW0 = \frac{k_d PAdsIMS \cdot sPO_4W0}{1 + \frac{k_d PAdsIMS \cdot sPO_4W0}{bPAdsMaxIMS}}$$

and the initial concentration of adsorbed P in water [gP m⁻³]

$$sPAdsIMW0 = aPISOIMW0 * sDIMW0$$

In the sediment, this method would lead to high inaccuracies, because an error in the initial pore water concentration would be multiplied many times because of the high amount of adsorbent in the sediment. Therefore, the P fractionation is derived from the *total* initial amount of inorganic phosphorus in the sediment, $bPInorgS0$ [gP m⁻²], which should be defined by the user; this amount usually can be estimated better. The calculation is done by solving a set of three equations algebraically.

During the run, the sorption fluxes are calculated by the Clasen method. It calculates the 'fast' sorption fluxes by setting up a system of two linear equations, put in matrix form and solved by means of Cramer's rule. The matrix elements are made up of the adsorption isotherms, their derivatives, the adsorbent concentrations and the sum of the 'slow' processes. The equations in the water are:

$$aPIsoDerivDetW = bPAdsMaxDetW * (bPAdsMaxDetW / kdPAdsDetW) / (bPAdsMaxDetW / kdPAdsDetW + sPO4W)^2$$

Derivative of adsorption isotherm [m³/gD]

$$aBW = aPIsoDerivDetW * sDDetW$$

$$aAW = 1 + aBW$$

$$aCW = aPIsoDerivIMW * sDIMW$$

$$aDW = 1 + aCW$$

$$aEW = aBW * wPSlowPO4W - wPSlowAdsDetW + aPIsoDetW * dDDetW$$

$$aFW = aCW * wPSlowPO4W - wPSlowAdsIMW + aPIsoIMW * dDIMW$$

$$aDetermW = aAW * aDW - aBW * aCW$$

Determinant in Cramer's rule

$$wPSorpIMW = (aAW * aFW - aEW * aCW) / aDetermW$$

P sorption flux onto inorg. matter in water [gP m⁻³ d⁻¹]

$$wPSorpDetW = (aEW * aDW - aBW * aFW) / aDetermW$$

P sorption flux onto organic matter in water [gP m⁻³ d⁻¹]

The sediment equations are the same but for some unit conversions from g m⁻² to g m⁻³ interstitial water (denoted as m⁻³w):

$$aPIsoDerivIMS = bPAdsMaxIMS * (bPAdsMaxIMS / kdPAdsIMS) / (bPAdsMaxIMS / kdPAdsIMS + oPO4S)^2$$

Derivative of adsorption isotherm [m³/gD]

$$oDDetS = sDDetS / aDepthS / aPorSed \quad [gD m^{-3}w]$$

$$oDIMS = sDIMS / aDepthS / aPorSed \quad [gD m^{-3}w]$$

$$wPSlowPO4S = tPSlowPO4S / aDepthS / aPorSed \quad [gP m^{-3}w d^{-1}]$$

$$wPSlowAdsIMS = tPSlowAdsIMS / aDepthS / aPorSed \quad [gP m^{-3}w d^{-1}]$$

$$wPSlowAdsDetS = tPSlowAdsDetS / aDepthS / aPorSed \quad [gP m^{-3}w d^{-1}]$$

$$wDDetS = dDDetS / aDepthS / aPorSed \quad [gP m^{-3}w d^{-1}]$$

$$wDIMS = dDIMS / aDepthS / aPorSed \quad [gP m^{-3}w d^{-1}]$$

$$aBS = aPIsoDerivDetS * oDDetS$$

$$aAS = 1 + aBS$$

$$aCS = aPIsoDerivIMS * oDIMS$$

$$aDS = 1 + aCS$$

$$aES = aBS * wPSlowPO4S - wPSlowAdsDetS + aPisoDetS * wDDetS$$

$$aFS = aCS * wPSlowPO4S - wPSlowAdsIMS + aPisoIMS * wDIMs$$

$$aDetermS = aAS * aDS - aBS * aCS$$

Determinant in Cramer's rule

$$wPSorpIMS = (aAS * aFS - aES * aCS) / aDetermS$$

P sorption onto inorg. matter in sediment [gP m⁻³ d⁻¹]

$$wPSorpDetS = (aES * aDS - aBS * aFS) / aDetermS$$

P sorption onto org. matter in sediment [gP m⁻³ d⁻¹]

$$tPSorpIMS = wPSorpIMS * aDepthS * aPorSed \quad [\text{gP m}^{-2} \text{d}^{-1}]$$

$$tPSorpDetS = wPSorpDetS * aDepthS * aPorSed \quad [\text{gP m}^{-2} \text{d}^{-1}]$$

C.5.3. Phosphorus immobilisation

The model provides the option of defining a maximum PO₄ concentration, *coPO4Max* [mgP/l], in the interstitial water, above which phosphorus is lost by irreversible chemical immobilisation. The equation is:

$$tPChemPO4 = \text{MAX}(0.0, kPChemPO4 * (oPO4S - coPO4Max))$$

chem. loss of dissolved P from pore water [gP m⁻² d⁻¹]

in which *kPChemPO4* [d⁻¹] is a rate constant.

This option is not used in the current model, by defining a rate constant of zero.

C.5.4 Nitrification and denitrification

Nitrification is the transformation of ammonia to nitrate. It is modelled as a first order process, dependent on temperature and positively affected by oxygen. The process may occur in the water layer, provided that the oxygen conditions are favourable, and in the aerobic 1-2 mm top layer of the sediment, *cDepthAerS* [m].

$$wNNitrNH4W = kNitrNH4 * cThetaNitr^{T-20} * sO2W / (hO2Nitr + sO2W) * sNH4W$$

nitrification flux in water [mgN/l/d]

$$tNNitrNH4S = kNitrNH4 * cThetaNitr^{T-20} * cDepthAerS / aDepthS * sNH4S$$

nitrification flux in sediment [gN m⁻² d⁻¹]

Denitrification is an important process by which nitrogen is lost from the system. It comprises the transformation of nitrate into volatile substances like molecular nitrogen, which is lost into the atmosphere. This process is also modelled by means of a first order, temperature dependent, rate, with a strong negative influence of oxygen. It occurs normally only in the sediment layer, but it may also play a role in the water column if the oxygen concentrations drop to very low values.

$$wNDenitNO3W = kDenitNO3 * cThetaDenit^{T-20} * hO2Denit / (hO2Denit + sO2W) * sNO3W$$

denitrification flux in water [mgN/l/d]

$$tNDenitNO3S = kDenitNO3 \cdot cThetaDenit^{T-20} \cdot (1.0 - cDepthAerS / aDepthS) \cdot sNO3S$$

denitrification flux in sediment [gN m⁻² d⁻¹]

In a future model version, a more explicit coupling of denitrification with the oxygen and organic matter fluxes will be implemented.

C.5.5 Diffusion across the sediment-water interface

Dissolved inorganic phosphorus, ammonia and nitrate can move from the pore water to the water column by diffusion across the sediment-water interface. The diffusion fluxes can be upward (defined as positive in the model) or downward (negative). In most cases, however, phosphorus and ammonia diffuse upward, whereas nitrate diffuses downward. Upward diffusion means *release* of nutrients from the sediment.

The fluxes depend on the concentration gradient between the two compartments, which is approximated in the model by the difference in concentration divided by the diffusion distance, $aDepthDif$ [m]. As a first approximation of this, half the thickness of the modelled sediment layer is taken, with a minimum of 1 mm. The equation for phosphorus is:

$$tPDifPO_4 = kPDifPO_4 \cdot cThetaDif^{T-20} \cdot \frac{aPorSed}{cTortSed^2} \cdot \frac{oPO_4S - sPO_4W}{aDepthDif}$$

P diffusion flux [gP m⁻² d⁻¹]

in which $kPDifPO_4$ [m²/d] is the diffusion constant of dissolved P, $cThetaDif$ [(e^{°C})⁻¹] the temperature parameter, $aDepthDif$ [m] the diffusion distance, $aPorSed$ [g water g⁻¹ sed.] the porosity and $cTortSed$ [-] the tortuosity, a correction factor for the diffusion path in the sediment. In the diffusion constant it is possible to account for both molecular diffusion and turbulent diffusion, caused by bioturbation and other turbulencies at the interface. The molecular diffusion constant is $7.2 \cdot 10^{-6}$ cm²/s = $6.2 \cdot 10^{-5}$ m²/d; including turbulent diffusion, it may be many times higher.

The equations for ammonia and nitrate are analogous. The molecular diffusion constants are $8.6 \cdot 10^{-5}$ m²/d for NO₃ and $11.2 \cdot 10^{-5}$ m²/d for NH₄.

C.6. Water plants

C.6.1. Functional classes

Within the vegetation, the following functional classes are distinguished:

- + rooted submerged angiosperms (-*Elod*-)
- + non-rooted submerged angiosperms (-*Cera*-)
- + charophytes (-*Char*-)
- + freely-floating plants (duckweeds) (-*Lemn*-)
- + rooted, floating-leaved plants (Nymphaeids) (-*Nymp*-)
- + helophytes: plants that root in the sediment but have shoots above the water (-*Helo*-)

The total vegetation is denoted by -*Veg*-.

Each group is defined by the fractions of the biomass that are present in the sediment (the roots), in the water column (submerged part), on the water surface (the floating part), and above the water (the emergent part). Their sum is, of course, always 1.0. Optionally, the submerged fraction (if existing) can be assumed homogeneously distributed over the water

column, or restricted to only a part of it. For the current model with six plant groups, these parameters are summarized in the next table.

Parameter	Elod	Char	Cera	Lemn	Nymp	Helo
fEmerg	0	0	0	0	0	0.5
fFloat	0	0	0	1.0	0.25	0
fSub	0.95	0.95	1.0	0	0	0
fRoot	0.05	0.05	0	0	0.75	0.5
Distribution of fSub	water column	lower half	upper half	n.appl.	n.appl.	n.appl.

These fractions are assumed to be constant for each plant group during the model run. They are based on the average root/shoot ratios during the summer half year. In reality, the root/shoot ratio may vary during the year. It is generally higher outside the growing season, as biomass is reallocated to the roots or to overwintering organs towards the end of the summer, followed by (partial) die-off of the shoots, while more or less the opposite occurs in spring. Although these life cycle phenomena have been modelled for some plant species (e.g. Hootsmans, 1991; Van Dijk & Janse, 1993), they may not easily be generalised. Since the summer half year is the most important period with regard to nutrient uptake, we made the pragmatical choice to use the summer root/shoot ratios and to model the life cycle in a simple phenomenological way (see paragraph C.6.6).

The biomass of the plant fractions are defined as ("Spec" stands for each of the modelled plant groups):

$$\begin{aligned}
 aDEmergSpec &= fEmergSpec * sDSpec && \text{emergent biomass [gD m}^{-2}\text{]} \\
 aDFloatSpec &= fFloatSpec * sDSpec && \text{floating biomass [gD m}^{-2}\text{]} \\
 aDSubSpec &= fSubSpec * sDSpec && \text{submerged biomass [gD m}^{-2}\text{]} \\
 aDRootSpec &= fRootSpec * sDSpec && \text{root biomass [gD m}^{-2}\text{]}
 \end{aligned}$$

The definition of the plant groups is primarily based on the layer(s) in which they grow and the layer(s) where they get their nutrients from. The classification into 16 growth forms given by Den Hartog & Segal (1964) and Den Hartog & Van der Velde (1988) has been used as a template. Several groups were lumped, while others were left out because they are not common in ditches. Although most growth forms were named after a common representative, please note that the groups do not stand for a specific species, but for the 'average' of all the species in the group.

The division in plant groups used here is more or less an idealised one. In practice, some plant species may take an intermediate position or even occupy different layers in different life stages. The number and the definition of the plant groups has been made flexible and can be adapted easily by the user in order to meet his/her specific interests.

The submerged plants are divided into three groups. For the rooted angiosperms, it is assumed that the submerged biomass is homogeneously distributed over the water depth. This group comprises the elodeids (example: *Elodea*) and potamids (such as *Potamogeton*). The charophytes (*Chara*, *Nitella*) are assumed to be restricted to the lower half of the water column, while the non-rooted plants ('ceratophyllids', example *Ceratophyllum*) are assumed to be canopy-formers. These are more or less extremes and used as example values. Species with

rhizoids serving merely for attachment, without a function in nutrient uptake, are considered as non-rooted. The submerged groups may compete not only for light or nutrients, but also for space.

The lemnid group (duckweeds) are the small, floating plants, which take their nutrients from the water. Common species are *Lemna minor*, *Lemna gibba* and *Spirodela polyrhiza*; also the floating fern *Azolla* has been put in this group. They may hamper the growth of the submerged vegetation due to light interception. They are themselves not susceptible to light limitation, but they need to compete for nutrients with the submerged plants as well as with algae, and for space with the Nymphaeids. They may be subject to migration.

To the rooted plants with floating leaves belong species such as *Nymphaea alba*, *Nuphar lutea*, *Nymphoides peltata* and *Potamogeton natans*. They are not light-limited and take their nutrients only from the sediment. They may hamper the growth of submerged vegetation via light interception and the growth of duckweeds via competition for space. The helophytes resemble the Nymphaeids in many respects, but they do not compete for space with any of the other groups and their light interceptive influence is much less. Common genera are *Typha*, *Phragmites*, *Glyceria*, *Sagittaria*, *Berula* and many others.

The outcome of the competition between the plant groups is mainly determined, in the model, by the factors light, space, nutrients and - for algae and duckweeds - dilution.

C.6.2. Overview of processes

As stated before, each group is modelled in three elements: dry-weight (D), P and N, always in grammes per m². For comparison with field data, the biomass values are also converted to cover percentages by means of a fixed conversion factor per plant group, with a maximum of 100 % cover. The overall differential equations are repeated here ("Spec" again stands for each of the modelled plant groups):

For biomass:

$$dD_{Spec}/dt = tD_{ProdSpec} - tD_{RespSpec} - tD_{MortSpec} \pm tD_{MigrSpec} \text{ [gD m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$$

(= production - respiration - mortality \pm migration)

For nutrients:

$$dP_{Spec}/dt = tP_{UptSpec} - tP_{ExcrSpec} - tP_{MortSpec} \pm tP_{MigrSpec} \text{ [gP m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$$

$$dN_{Spec}/dt = tN_{UptSpec} - tN_{ExcrSpec} - tN_{MortSpec} \pm tN_{MigrSpec} \text{ [gN m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$$

(= uptake - excretion - mortality \pm migration)

The modelled processes thus are:

- nutrient uptake
- production
- respiration and nutrient excretion
- mortality. This also may include (mechanical) removal for management purposes.
- migration (for duckweeds only)

These processes are described in the next sections. Although the processes are modelled in the same way for each plant group, differences in the parameter values give each group its specific functional characteristics.

By modelling the vegetation in three units, the specific nutrient contents of the plants are modelled dynamically. Thus, nutrient uptake and production are modelled as separate processes. The nutrient-to-dry-weight ratios are simply given by:

$$rPDSpec = sPSpec / sDSpec \quad \text{P/D ratio of vegetation [mgP/mgD]}$$

and

$$rNDSpec = sNSpec / sDSpec \quad \text{N/D ratio of vegetation [mgN/mgD]}$$

These ratios refer to the plant as a whole; no distinction is made between different parts of the plant, like roots or leaves. It is assumed that the nutrients are distributed homogeneously over the whole plant (instantaneous reallocation).

C.6.3. Nutrient uptake

The modelling of the nutrient uptake is illustrated for *phosphorus*. The specific phosphorus uptake rate, that is the uptake rate per unit of biomass, is dependent on both the nutrient demand of the vegetation, defined by its actual nutrient content, and the availability of dissolved phosphorus in its environment. This is modelled as follows.

The *maximum* specific uptake rate is dependent on the actual nutrient content of the plants, the P/D ratio. If this ratio is low (close to the minimum value), the maximum uptake rate is high (close to the intrinsic maximum rate at the current temperature), while the rate drops to near-zero if the P/D ratio is close to its maximum value:

$$aVPUptMaxCorSpec = cVPUptMaxSpec * cQ10ProdSpec^{0.1*(Tm-20)} * \frac{cPDSpecMax - rPDSpec}{cPDSpecMax - cPDSpecMin}$$

maximum P uptake rate [mgP/mgD/d]

with $cPDSpecMin$ [gP g⁻¹D] and $cPDSpecMax$ [gP g⁻¹D] the minimum and maximum phosphorus content of the plants, respectively. The specific uptake rate is then described as a modified Monod-type function of the SRP concentration. The modification means that the phosphorus *affinity*, the slope of the curve when SRP is close to zero, is taken as constant for all values of V_{max} , in accordance with experimental data (Riegman & Mur, 1984). The specific uptake rate is calculated separately for uptake from the water and from the sediment pore water, as the SRP concentrations in both compartments will often markedly differ. The specific uptake rate from the *water* is:

$$aVPUptSpecW = aVPUptMaxCorSpec * \frac{sPO4W}{\frac{aVPUptMaxCorSpec}{cAffPUptSpec} + sPO4W}$$

specific P uptake rate by shoots [mgP/mgD/d]

This formulation implies that the half-saturating SRP concentration is not a constant, but is depending on V_{max} :

$$ahPUptSpec = aVPUptMaxCorSpec / cAffPUptSpec$$

half-saturating SRP concentration [mgP/l]

The resulting P flux from the water is the product of the specific uptake rate and the biomass of the submerged and floating parts:

$$tPUptSpecW = aVPUptSpecW * (aDSubSpec + aDFloatSpec)$$

P uptake from water [gP m⁻² d⁻¹]

In the same way, the specific uptake rate from the *sediment* is:

$$aVPUptSpecS = aVPUptMaxCorSpec * \frac{oPO4S}{\frac{aVPUptMaxCorSpec}{cAffPUptSpec} + oPO4S}$$

specific P uptake rate by roots [mgP/mgD/d]

and the P uptake from the pore water is the product of this rate and the root biomass:

$$tPUptSpecS = aVPUptSpecS * aDRootSpec$$

P uptake from pore water [gP m⁻² d⁻¹]

The total P uptake is the sum of water and sediment uptake:

$$tPUptSpec = tPUptSpecW + tPUptSpecS$$

total P uptake by the plant group [gP m⁻² d⁻¹]

This formulation results in most phosphorus being absorbed from that compartment (water or sediment pore water) where it is most available.

The uptake of *nitrogen* is modelled in the same way, with one extra feature, namely the form in which nitrogen is taken up, as nitrate or as ammonium. It is assumed that the plants have a strong preference for ammonium, because this is energetically more advantageous. The N uptake rates are based on total SRN in the water resp. pore water, and are then divided over the two N fractions according to the preference equation taken from the EPA WASP4 model (Ambrose et al., 1988). For the shoots, the fraction of the N uptake absorbed as ammonium, $afNH_4UptSpecW$ [-], equals:

$$afNH_4UptSpecW = \frac{sNH_4W * sNO_3W}{(ahNUptSpec + sNH_4W) * (ahNUptSpec + sNO_3W)} + \frac{sNH_4W * ahNUptSpec}{(sNH_4W + sNO_3W) * (ahNUptSpec + sNO_3W)}$$

and the ammonium fraction [-] of the N uptake by the roots:

$$afNH_4UptSpecS = \frac{oNH_4S * oNO_3S}{(ahNUptSpec + oNH_4S) * (ahNUptSpec + oNO_3S)} + \frac{oNH_4S * ahNUptSpec}{(oNH_4S + oNO_3S) * (ahNUptSpec + oNO_3S)}$$

These equations, however terribly looking, only state that nitrogen is absorbed preferably as ammonium. Only when the ammonium concentration drops to very low values, the plants switch to nitrate as nitrogen source. A technical advantage of this preference function is that it requires no extra parameters.

The relation between internal nutrient content and growth rate is described in the next paragraph.

C.6.4. Production

By production (or growth) is meant increase in biomass. It is expressed in grammes dry weight per m² per day. The production may also be expressed in g oxygen production per g total biomass; 1 g biomass assimilation is approximately equivalent to 1 g oxygen production. Growth respiration (photorespiration) is included in the definition, but maintenance respiration (dark respiration) is not; this is described as a separate process (see next subsection).

In the model, the production is a function of the following factors:

- maximum growth rate (defined at 20 °C)
- water temperature
- light interception at the water surface (for submerged plants only)
- under-water light climate (extinction coefficient) (for submerged plants only)
- P content (P/D ratio) of the plants, representing P limitation
- N content (N/D ratio) of the plants, representing N limitation
- the plant biomass already present in the particular layer; this accounts for competition for space or other (unknown) density dependent factors.

Maximum growth rate

The *maximum growth rate* is the maximum increase in biomass per gram total plant biomass per day, on an exponential base: $D(t) = EXP(cMuMax * t)$. The root fraction (if present) does not contribute to the production. The maximum growth rate is defined at a temperature of 20 °C. In the literature, values between about 0.05 and 0.5, sometimes up to 1.0 [d⁻¹] are given, depending on the plant species. The lowest rates are found among the nymphaeids and helophytes, while many submerged plants and also duckweeds show rates in the range of 0.2 - 0.4 [d⁻¹]. These values are lower than those of most phytoplankton species.

Temperature

The effect of *temperature* (symbol: T_m) has been modelled by an exponential function (comparable to the well-known Arrhenius equation). It is based on the commonly used Q_{10} value (symbol: $cQ_{10}Prod$), that is the factor by which the growth rate increases due to a 10 °C temperature increase.

$$uMuMaxTmSpec = cMuMaxSpec * cQ_{10}ProdSpec^{0.1 * (T_m - 20)}$$

max. growth rate at current temperature [d⁻¹]

Actually, this relation only applies within a certain temperature range; most species have an optimum temperature, above which the growth rate decreases again. In stead of applying some kind of optimum curve, which have the disadvantage of using parameters which are less easy to derive from experimental data, we mimicked an optimum function by applying a similar temperature function for the maintenance respiration, but with a higher Q_{10} (symbol: $cQ_{10}Resp$). Typical Q_{10} values are between 1.5 and 2.5 for the production, and 2.0 - 3.0 for the respiration, depending on the plant species.

Light function

The *light function* only applies to the submerged growing plants, not to floating or emergent plants. The formulation is made up of two parts, viz. the light interception by surface coverage, and the limitation factor for under-water light.

The fraction of the daylight intercepted at the water surface is calculated from the biomass of the floating, floating-leaved and emergent plants, with a maximum of 100 %. For the duckweeds, a single layer of fronds determines the percentage light interception. The equation is, per plant group:

$$afCoverSurfSpec = \text{MIN}[1.0, \text{MAX}[aDFloatSpec / cDLayerSpec, \\ aDEmergSpec / (fEmergSpec * cDCarrSpec)]]$$

fraction of water surface covered by plant species [-]

The total fraction of the water surface covered by plants, *afCoverSurfVeg* [-], is the sum of the fractions for each group, with a maximum of 1.0 (= 100 %). This part of the water area does not contribute to the submerged production.

The limitation factor for under-water light is modelled as a Monod-type P-I curve, integrated over the depth trajectory in which the plants grow, and averaged over 24 hrs. (Jørgensen, 1980). Light attenuation with increasing depth is described by the well known Lambert-Beer law:

$$aLPAR(z) = uLPAR(0) * \text{EXP}(- aExtCoef * z)$$

with

$$uLPAR(0) = LOut * fPAR * (1 - fRefl)$$

in which *LOut* [W m^{-2}] is the light intensity above the water surface, *fPAR* [-] the fraction photosynthetically active radiation, 0.48, *fRefl* [-] the fraction reflected at the surface (about 0.1), *uLPAR(0)* [W m^{-2} PAR] the light intensity just under the surface, *aLPAR(z)* [W m^{-2} PAR] the intensity at depth *z*, and *aExtCoef* [m^{-1}] the extinction coefficient. The extinction coefficient is the sum of the background extinction (the extinction of the water itself and dissolved substances) and the contributions of inorganic matter, detritus, algae and submerged water plants:

$$aExtCoef = cExtWat + aExtIM + aExtDet + aExtPhyt + aExtVeg$$

extinction coefficient [m^{-1}]

The contributions of the different components to the extinction are linearly related to their concentrations or submerged biomass density, the proportionality constant being the specific extinction, *cExtSpSpec* [$\text{m}^2 \text{g}^{-1}$]. For example:

$$aExtSpec = cExtSpSpec * aDSubSpec / cDepthW$$

contribution of plant group to extinction coefficient [m^{-1}]

To reduce complexity, the extinction coefficient is based on the total biomass present in the water column, without accounting for a possible inhomogeneous distribution of the vegetation. This might introduce a small inaccuracy in some cases regarding the light intensity encountered by certain plant groups, but the total light absorption is exactly the same with or without this simplification.

The extinction coefficient without the contribution of the macrophytes is called *aExtCoefOpen* [m^{-1}]. This variable is used for conversion to Secchi depth, as follows:

$$aSecchi = \text{MIN}(cDepthW, aPACoef / aExtCoefOpen)$$

Secchi depth [m]

with $aPACoef$ [-] the Poole-Atkins coefficient, which depends, in a certain range, negatively on the concentration of organic matter (= the sum of algae and detritus) in the water, $oDOMW$ [mgD/l]. The slope parameter is called $hPACoef$:

$$aPACoef = cPACoefMin + (cPACoefMax - cPACoefMin) * hPACoef / (hPACoef + oDOMW)$$

Poole-Atkins coefficient [-]

The Secchi depth is merely an additional output variable of the model; calculations of production are based on the extinction coefficient itself.

The light limitation of the submerged production is calculated as:

$$aFunLSubSpec = \frac{1}{aExtCoef * cDepthW} * LOG \left(\frac{1 + \frac{aLPAR1Spec}{uhLSpec}}{1 + \frac{aLPAR2Spec}{uhLSpec}} \right)$$

light function of submerged growth [-]

with

$$aLPAR1Spec = uLPAR0 * EXP(- aExtCoefOpen * uDepth1Spec)$$

light at top of vegetation layer [W m⁻² PAR]

$$aLPAR2Spec = aLPAR1Spec * EXP(- aExtCoef * (uDepth2Spec - uDepth1Spec))$$

light at bottom of vegetation layer [W m⁻² PAR]

$$uhLSpec = hLRefSpec * uFunTmProdSpec$$

half-saturating light for vegetation production at current temp. [W m⁻² PAR]

Like the maximum growth rate, also the half-saturating light intensity is dependent on the temperature. This implies that temperature has only little impact as long as the in situ light intensity is very low. This generally found phenomenon can be explained by the fact that in this range, photochemical reactions predominate, while at light saturation, the rate is determined by enzymatic reactions (e.g. Wetzel, 1983, p. 354). This permits the plants to grow also in winter, when both light and temperature are low.

Averaging the production over the day takes places in a very simplified way, by multiplying the growth rate with the day length, $uDayLeng$ [-], which is calculated according to a cosine function (with $Time$ = time in days):

$$uDayLeng = 0.5 - 0.3 * COS(2*\pi*(Time+10)/365)$$

day length [h/24h]

The combined growth rate equation, including the influence of temperature and light, based on the entire biomass [d⁻¹], is described as:

$$aMuTmLSpec = uMuMaxTmSpec * uDayLeng$$

$$* \frac{ufSubSpec * (1.0 - afCoverSurfVeg) * aFunLSubSpec + fFloatSpec + fEmergSpec}{ufShootSpec}$$

max. growth rate at current temp. and light [g prod./g total biomass/d]

For submerged plants, the growth rate [d⁻¹] thus depends on the temperature, the under-water light climate, the covered fraction of the water surface ($afCoverSurfVeg$ [-]) and the day length

($uDayLeng$ [-]). The growth of floating and emergent plants only depends on temperature and day length. For all plants, only the shoot fraction ($ufShoot$ [-]) contributes to the production.

Nutrient limitation

Nutrient limitation is modelled by means of the well-known Droop equation (see for instance Riegman & Mur, 1984), which describes the dependence of the growth rate on the nutrient content of the plants. The growth rate rapidly increases above the minimum content. For phosphorus, the equation is:

$$aFunPProdSpec = \left(1.0 - \frac{cPDSpecMin}{rPDSpec} \right) * \frac{cPDSpecMax}{cPDSpecMax - cPDSpecMin}$$

Droop function (P) for growth rate of plant group "Spec" [-]

with $cPDSpecMin$ [gP g⁻¹D] and $cPDSpecMax$ [gP g⁻¹D] the minimum and maximum phosphorus content of the plants, respectively. The equation for nitrogen is analogous. It is assumed that the minimum of both equations determines the growth rate (Liebig's law), and that, for submerged plants, the nutrient limitation is multiplicative with the light reduction function:

$$aFunNutProdSpec = MIN [aFunPProdSpec, aFunNProdSpec]$$

nutrient reduction function [-]

$$aMuSpec = aFunNutProdSpec * aMuTmLSpec$$

growth rate [d⁻¹]

Density dependence

Finally, the description of the growth rate is combined with a density-dependent correction. The assumption is that other factors than the ones explicitly modelled (*i.e.* phosphorus, nitrogen, light and temperature) might be limiting for the plant density that could maximally be achieved in a certain environment. This maximum biomass is expressed as the *carrying capacity*. This parameter appears in the logistic growth equation which is generally used in animal population models, and which is adapted here for vegetation. The general equation is:

$$\frac{dx}{dt} = r \cdot x \cdot \left(1 - \frac{x}{K} \right) = r \cdot x - \frac{r}{K} \cdot x^2$$

with r the intrinsic rate of increase and K the maximum biomass. The quadratic term in the equation represents the feedback caused by the (non-modelled) density-dependent factors. For water plants, one should primarily think of competition for *space*, and possibly for carbon dioxide. In general, the intrinsic rate of increase is the maximum growth rate minus the 'inevitable losses': respiration and mortality. Specifically for water plants, the 'inevitable growth limitations', *i.e.* temperature and light limitation, have been included in the definition of the growth rate, while the 'inevitable losses' have been defined as the sum of the respiration rate corrected for temperature, and the minimum mortality rate (see next paragraph). So the intrinsic increase rate r , in our nomenclature $akDIncrSpec$, is defined as:

$$akDIncrSpec = aMuTmLSpec - ukDRespTmSpec - kMortSpecMin$$

intrinsic net increase rate of vegetation [d⁻¹]

and the correction term $tDEnvSpec$ ("*Env*" is an abbreviation for "*Environment*") equals:

$$tDEnvSpec = akDIncrSpec / aDCarrSpec * sDSpec^2$$

logistic correction of vegetation [gD m⁻² d⁻¹]

The correction term $tDEnvSpec$ is divided between a reduction of the production and an increase of the mortality (Traas & Aldenberg, 1992). The partitioning is based on the degree of growth limitation (including nutrient limitation). This formulation leads to a correct handling of all mass fluxes, without a need for an extra parameter. Other assumptions are possible and might be more plausible, however.

The production reduction is described as:

$$tDEnvProdSpec = aFunNutProdSpec * aFunLProdSpec * uDayLeng * tDEnvSpec$$

logistic correction of production [gD m⁻² d⁻¹]

and thus the total production flux (per plant group) is:

$$tDProdSpec = aMuSpec * sDSpec - tDEnvProdSpec$$

vegetation production flux [gD m⁻² d⁻¹]

and the *submerged* production is, simply:

$$tDProdSubSpec = ufSubSpec * tDProdSpec$$

submerged production [gD m⁻² d⁻¹]

The remainder of the environmental correction:

$$tDEnvMortSpec = tDEnvSpec - tDEnvProdSpec$$

logistic correction of mortality [gD m⁻² d⁻¹]

is added to the mortality, as explained in paragraph C.6.6.

C.6.5. Respiration and nutrient excretion

In general, respiration can be divided in growth respiration (or photorespiration), which is related to the plant's growth, and maintenance respiration (also called 'dark respiration'), which denotes the energy required for maintenance. In PCDitch, only maintenance respiration is explicitly modelled, because growth respiration is incorporated implicitly in the growth rate. The maintenance respiration is modelled as a temperature dependent first order process. The respiration rate of a plant species is often correlated with its maximum growth rate and, consequently, differs among species. An exponential temperature function is used, based on the Q_{10} value, the temperature interval that causes a doubling of the rate. This Q_{10} value is in general higher than the one for growth. Together, this leads to an optimum curve for the net growth rate.

$$ukDRespTmSpec = kDRespSpec * cQ10RespSpec^{0.1*(Tm-20)}$$

maintenance respiration rate at current temperature [d⁻¹]

$$tDRespSpec = ukDRespTmSpec * sDSpec$$

$$\begin{aligned} & \text{maintenance respiration flux of vegetation [gD m}^{-2} \text{ d}^{-1}] \\ tDRespSub\&Spec &= ufSub\&Spec * tDResp\&Spec \\ & \text{submerged respiration [gD m}^{-2} \text{ d}^{-1}] \end{aligned}$$

Together with the respiration fluxes, nutrient fluxes are defined, called 'excretion'. It is assumed that they are proportional to the dry-weight fluxes if the nutrient content of the plant is high, but are relatively lower if the nutrient content is low: saving of sparse nutrients. The excretion process is modelled like this:

$$uhPDSpecExcr = cRelNutExcrVeg * cPDSpecMin$$

$$\begin{aligned} akPExcrTmSpec &= ukDRespTmSpec * rPDSpec / (uhPDSpecExcr + rPDSpec) * \\ & (cPDSpecMax + uhPDSpecExcr) / cPDSpecMax \\ & \text{P excretion rate [d}^{-1}] \end{aligned}$$

The parameter *cRelNutExcrVeg* is arbitrarily set to 0.5.

The excretion flux is partitioned between sediment and water column according to the root/shoot ratio of the plant group:

$$\begin{aligned} tPExcrSpec &= akPExcrTmSpec * sPSpec \\ & \text{P excretion by vegetation [gP m}^{-2} \text{ d}^{-1}] \\ tPExcrSpecS &= fRootSpec * tPExcrSpec \\ tPExcrSpecW &= tPExcrSpec - tPExcrSpecS \end{aligned}$$

C.6.6. Mortality

In general, the natural mortality of water plants is low during spring and summer, and increases later in the growing season. The factors responsible for this variation are only poorly understood. Temperature or daylight changes, ageing of leaves, and investment in the formation of propagules, are among the possible triggers of an increased mortality at some point in the season. This is often accompanied by a reallocation of biomass from the shoots to the roots. Because the causal relationships between these factors are poorly known, a simple phenomenological approach was chosen to model the mortality. In spring and summer, a first-order equation is used, the mortality constant being low (*kMortSpecMin* [d^{-1}]). At a certain, predefined date about August/September (*cTimeHiberSpec*), the "winter period" starts, which means that the mortality rate is increased (*kMortSpecMax*), and the vegetation dies off until a certain fraction (*fHiberSpec* [-]) of the biomass at the start of the "winter period" is left over. This surviving fraction is available again at the start of the next growing season. (This is not completely true, because a small production and respiration rate during winter affect the early-spring biomass as well). Germination of plants from seeds or propagules in early spring can be considered as included in the surviving fraction. Changes in the root/shoot ratio during autumn and winter are neglected, as this period is not very important for the nutrient cycling in connection with the vegetation anyway.

Technically, the start of the "winter period" is modelled by means of two 'flags' (*FlagTimeHiberSpec* and *FlagLengHiberSpec*) which are periodically switched on and off, with a period of one year. The start and length of the "winter period", as well as the surviving fraction, can be defined by the user. They may, of course, differ among plant groups.

The mortality flux is always extended with the environmental correction *tDEnvMortSpec*, as explained in section C.6.4:

$$tDEnvMortSpec = tDEnvSpec - tDEnvProdSpec$$

logistic correction of mortality [gD m⁻² d⁻¹]

Summarizing, the equations are:

At the beginning of the "winter" (at Time = cTimeHiberSpec):

$$aDSpecHiber = fHiberSpec * sDSpec$$

biomass of hibernating vegetation [gD m⁻²]

During autumn and winter (between cTimeHiberSpec and cTimeHiberSpec + cLengHiberSpec):

$$tDMortSpec = kMortSpecMax * (sDSpec - aDSpecHiber) + tDEnvMortSpec$$

mortality flux of vegetation (incl. logistic correction) [gD m⁻² d⁻¹]

During spring and summer (rest of the year):

$$tDMortSpec = kMortSpecMin * sDSpec + tDEnvMortSpec$$

The corresponding N and P mortality fluxes are proportional to the dry-weight fluxes. To account for autolysis,¹ it is possible to define a fraction of the nutrients (*fDissMortVeg*) released directly in dissolved form (as PO₄ or NH₄).

The remainder of the mortality flux, the particulate fraction, is divided between the suspended detritus (a small part, *fDetWMortSpec*, of the shoot mortality) and the sediment detritus (the remainder). This seems reasonable, as a relatively large proportion of died leaves etc. will settle to the bottom quite fast.

C.6.7. Migration

Migration is the transport of plant biomass into or out of the ditch. The general equation is (for D):

$$tDMigrSpec = kMigrSpec * (cDSpecIn - sDSpec) \quad [\text{gD m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$$

The equations for P and N are analogous.

The only plant group that really migrates is that of the duckweeds ("Lemn"). Because these plants are freely floating on the water surface, they can be moved into or out of the ditch by the water flow. The migration of duckweeds is also affected by wind. On the other hand, obstructions like small dams hamper the migration. The local situation may thus result in a complicated pattern of migration of duckweeds, which can only be simulated using a network approach. In the current zero-dimensional model, the process is approximated by an outward migration rate, coupled to the outflow rate of dissolved and suspended substances, *ukOutfl* [d⁻¹], but corrected for an 'obstruction factor' *fObstrLemn* [-]:

$$kMigrLemn = (1 - fObstrLemn) * ukOutfl$$

migration rate of duckweeds [d⁻¹]

Besides this, a small migration flux (both inward and outward) has been assigned to all plant groups, mainly for computational reasons: it prevents state variables from approaching zero and thereby slowing down the model calculations. The migration constant *kMigrSpec* has

been chosen arbitrarily at the low rate of 10^{-5} d^{-1} for all groups (except duckweeds), and the external plant density $cDSpecIn$ at 1.0 gD m^{-2} .

C.7. Algae

As stated above, in this functional group all kinds of algae are put together: filamentous algae, epiphytic algae, bottom algae and phytoplankton. The model offers, however, the opportunity to define multiple algal groups should the need for this arise. Most model formulations have been derived from those used in lake phytoplankton models, such as *PCLake* (Janse & Aldenberg, 1990; Janse, 1997).

The algal processes are:

- growth and nutrient uptake
- respiration and nutrient excretion
- (net) settling
- mortality, comprising natural mortality and grazing loss.

Growth, nutrient uptake, respiration and nutrient excretion are described exactly like the formulations for submerged water plants (see paragraph C.6), with the assumptions that the algae are considered as homogeneously distributed over the water column, and that nutrient uptake is from the water only. Light limitation is again described by an integral function based on a Monod-type production curve (thus neglecting possible light inhibition):

$$aFunLAssPhyt = 1.0 / (aExtCoef * cDepthW) * LOG((1.0 + uLPAR0 / uhLPhyt) / (1.0 + aLPARBot / uhLPhyt))$$

Lehman light function [-]

Settling is modelled as a first-order process, analogous to the equation for detritus. Resuspension is neglected; it is assumed that settled algae die instantaneously after they reach the bottom. Both natural mortality and grazing loss are described as first-order loss processes. The need for a more extensive description of grazing and zooplankton was not felt, but the possibility to include this has been maintained.

Besides in dry-weight or nutrients, algal biomass may also be expressed as the concentration of chlorophyll-a. This is an extra output variable, calculated from the biomass using fixed, group-specific ratios. The often observed variation of the chlorophyll-a content with the degree of light limitation is ignored. The algal biomass may also be converted to the areal coverage using a fixed conversion factor. This is done for comparison with field data, which are sometimes expressed in this way, especially for filamentous algae.

C.8. Oxygen processes

C.8.1. Overview

The concentration of dissolved oxygen is modelled dynamically in the water layer only. This is a day-averaged concentration.

The oxygen producing processes are:

- reaeration
- production (incl. nitrate uptake) by both submerged plants and algae

and the oxygen consuming processes:

- respiration of submerged plants and algae
- mineralisation and nitrification (Biological Oxygen Demand, BOD)
- sediment oxygen demand (SOD).

For most of these processes, standard formulations are used.

C.8.2. Reaeration

Reaeration, the diffusion of oxygen across the water surface, is proportional to the oxygen deficit with respect to the saturation concentration, which is temperature dependent (Rich, 1973, ref. in Portielje & Lijklema, 1995):

$$uO2Sat = 14.652 - 0.41022 * Tm + 7.991 \cdot 10^{-3} * Tm^2 - 7.7774 \cdot 10^{-5} * Tm^3$$

oxygen saturation concentration [mgO₂/l]

$$tO2Reaer = kReaer * (uO2Sat - sO2W) * uFunTmReaer * uFunLemnReaer$$

reaeration flux of O₂ into the water [gO₂ m⁻² d⁻¹]

The reaeration constant $kReaer$ [m/d] depends on the temperature (Tm) and the wind speed ($uVWind$). The temperature influence is described as an exponential function with a ϑ of 1.024 [1/e^{°C}] (Downing & Truesdale, 1955). The wind influence is described using the empirical relation derived by Banks & Herrera (1977):

$$kReaer = 0.727 * uVWind^{0.5} - 0.371 * uVWind + 0.0376 * uVWind^2$$

reaeration coefficient [m/d]

The model uses default a constant wind speed of 5 m/s, giving a reaeration constant of 0.71 [m/d], but it is possible to use measured time-series of wind speed.

Furthermore, the reaeration has been made dependent on the duckweed density, as duckweeds effectively hamper the oxygen exchange with the atmosphere (Marshall, 1981). This is approximated by a negatively linear relation with coefficient $cReaerSpLemn$ [m²/gD]:

$$uFunLemnReaer = MAX(0.0, 1.0 - cReaerSpLemn * sDLemn)$$

duckweed function of reaeration [-]

C.8.3. Production and respiration

The oxygen fluxes due to production and respiration are directly coupled to the respective processes already described in dry-weight units, by means of fixed molar ratios O₂/C and O₂/N. For instance, for macrophytes:

$$tO2ProdSubVeg = O2Cratio * cCPerDW * tDProdSubVeg$$

O₂ production in water by macrophytes [gO₂ m⁻² d⁻¹]

$$tO2RespSubVeg = O2Cratio * cCPerDW * tDRespSubVeg * aCorO2Demand$$

O₂ respiration in water by macrophytes [gO₂ m⁻² d⁻¹]

$$tO2UptNO3VegW = O2PerNO3 * O2Nratio * tNUptNO3VegW$$

O₂ production due to NO₃ uptake from water by macrophytes [gO₂ m⁻² d⁻¹]

The $O2Cratio = 2.667$ [gO_2/gC], the $O2Nratio = 2.284$ [gO_2/gN] and $cCPerDW$, the ratio of C to dry-weight, has been set to 0.4 [gC/gD]. The last term, O_2 production due to NO_3 uptake, is included because a step in the NO_3 uptake is reduction of NO_3 to NH_4 , which produces oxygen: $O2PerNO3 = 1.5$ [$mol O_2$ per $mol NO_3$].

Analogous equations apply to algae. All fluxes are day-integrated, which implies that diurnal variations are not modelled.

C.8.4. BOD and SOD

Biological oxygen demand (BOD), is coupled to mineralisation and nitrification in the water; the conversion factor $O2PerNH4 = 2.0$ [$mol O_2$ per $mol NH_4$]:

$$wO2MinDet = O2Cratio * cCPerDW * wDMinDetW * aCorO2Demand$$

O_2 flux due to mineralisation of detritus [$gO_2 m^{-3} d^{-1}$]

$$wO2Nitr = O2PerNH4 * O2Nratio * wNNitrNH4W * aCorO2Demand$$

O_2 flux due to nitrification [$gO_2 m^{-3} d^{-1}$]

The sediment oxygen demand (SOD) is linked to the mineralisation rate in the upper, aerobic layer of the sediment, plus a minimum $cSODMin$ of 0.5 [$gO_2 m^{-2} d^{-1}$]. This minimum corresponds to 0.75 [$gO_2 m^{-3}$ pore water h^{-1}], measured at 20 °C in an oligotrophic sand ditch (Portielje, 1995). $afAerSed$ [-] is the aerobic fraction of the sediment. The thickness of the aerobic layer has as yet been assumed constant (default 1 mm); this might be reconsidered in a future version.

$$tO2SOD = (cSODMin + afAerSed * O2Cratio * cCPerDW * tDMinDetS) * aCorO2Demand$$

sediment oxygen demand [$gO_2 m^{-2} d^{-1}$]

The formulations of all oxygen consuming processes, viz. respiration, mineralisation, nitrification and SOD, are completed with a Monod correction factor for the oxygen concentration, $aCorO2Demand$ [-], to ensure that the oxygen consumption does not exceed its availability. The half-saturation constant $hO2Demand$ has been set to 1.0 [$mgO_2 l^{-1}$]:

$$aCorO2Demand = sO2W / (hO2Demand + sO2W)$$

correction of O_2 consumption at low oxygen conc. [-]

C.9. Parameter ranges

The next table lists all the model parameters with their units and ranges, as well as the values used for the calculations described in this report. The ranges have been derived from literature on process-oriented research, field research or models, or estimated in another way. It should be noted that a number of the parameter values have a preliminary character at this stage, as the calibration of the model is still going on. The list should be interpreted with this in mind.

The table lists first the process parameters, followed by the system characteristics and the input parameters. The last two categories are case-specific; non-listed values are given in the text.

PROJECT	PCDitch	FILENAME	pd115.all	FILETYPE		
FILEVERSION	02	CONTENTS	Parameter list of PCDitch 1.15			
ORGANISATION	RIVM	ADMINISTRATO	JJ			
DATE	10 Mar 1997	TIME				
NTABLES		3 REVISION				
TABLECODES		1	2	3		
TABLENAMES	ProcessPars	SystemChars	InputPars			
TABLERECORDS		216	17	19		
TABLECODE		1 TABLENAME	ProcessPars	TABLETYPE		
TABLEVERSION		REMARKS				
SOURCE		AUTHOR	JJ			
DATE	10 Mar 1997	TIME				
NRECORDS		216 NFIELDS	7			
FIELD_CODES		1	2	3	4	5
FIELDNAMES	ParName	Unit	Start	Min	Max	
FIELDTYPES	(Str)	(Str)	(Num)	(Num)	(Num)	
General	1 cCPerDW	[gC/gD]		0.4	0.4	0.45
	2 cTmRef	[oC]		20	20	20
Settling	3 cVeloSetDet	[m/d]		0.1	0.05	0.2
	4 cThetaSet	[1/e^oC]		1.01	1	1.03
P sorption	5 cRelPAdsDW	[gP/gD]	3.00E-05	1.00E-05	5.00E-05	
	6 cRelPAdsFe	[gP/gFe]		0.1	0.05	0.25
	7 cRelPAdsAl	[gP/gAl]		0.5	0.2	1
	8 fActFeW	[-]		1	1	1
	9 fActAlW	[-]		1	1	1
	10 kdPAdsIMW	[m3/gD]		0.01	0.005	0.025
	11 kdPAdsDetW	[m3/gD]		0.01	0.005	0.025
	12 kdPAdsIMS	[m3/gD]	0.00736	0.005	0.025	
	13 kdPAdsDetS	[m3/gD]	0.01	0.005	0.025	
P immobilis.	14 coPO4Max	[mgP/l]		1	0.5	2
	15 kPChemPO4	[d-1]		0	0	0.1
P and N diffus.	16 kPDifPO4	[m2/d]	0.00072	0.0001	0.002	
	17 kNDifNO3	[m2/d]	0.00086	0.0001	0.002	
	18 kNDifNH4	[m2/d]	0.00112	0.0001	0.002	
	19 cThetaDif	[1/e^oC]		1.02	1.01	1.03
	20 fDepthDifS	[-]		0.5	0.1	0.5
	21 cDepthDifMin	[m]	0.001	0.001	0.001	
Reaeration	22 cReaerRoot	[m/d/(m/s)]	0.727	0.727	0.727	
	23 cReaerLin	[m/d/(m/s)]	-0.371	-0.371	-0.371	

	24	cReaerSquare	[m/d/(m2/s2)]	0.0376	0.0376	0.0376
	25	cThetaReaer	[1/e^oC]	1.024	1.02	1.03
	26	cReaerSpLemn	[m2/gD]	0.005	0.0025	0.02
Mineralisation	27	kDMinDetW	[d-1]	0.02	0.01	0.1
	28	cThetaMinW	[1/e^oC]	1.1	1.05	1.12
	29	kDMinDetS	[d-1]	0.01	0.005	0.05
	30	cThetaMinS	[1/e^oC]	1.1	1.05	1.12
Oxygen demand	31	cDepthAerS	[m]	0.001	0.0005	0.005
	32	cSODMin	[gO2/m2/d]	0.5	0.25	1
	33	hO2Demand	[mgO2/l]	1	0.5	2
(De)nitrific.	34	kNitrNH4	[d-1]	0.05	0.02	1
	35	cThetaNitr	[1/e^oC]	1.08	1.06	1.1
	36	hO2Nitr	[mgO2/l]	2	1	3
	37	kDenitNO3	[d-1]	0.5	0.5	5
	38	cThetaDenit	[1/e^oC]	1.05	1.04	1.08
	39	hO2Denit	[mgO2/l]	0.1	0.005	0.2
Light	40	fPAR	[-]	0.48	0.48	0.48
	41	fRefl	[-]	0.1	0.05	0.2
	42	cExtWat	[m-1]	0.5	0.25	1
	43	cExtSpIM	[m2/gD]	0.05	0.02	0.1
	44	cExtSpDet	[m2/gD]	0.1	0.05	0.15
	45	cPACcoefMin	[-]	1.5	1	1.5
	46	cPACcoefMax	[-]	3	2.5	3
	47	hPACcoef	[gD/m3]	3	2	5
Algae	48	cCoverSpPhyt	[%/(gD/m2)]	2	1	5
	49	cMuMaxPhyt	[d-1]	1.9	1	2
	50	cQ10ProdPhyt	[-]	2	1.5	2.5
	51	cExtSpPhyt	[m2/gD]	0.25	0.15	0.3
	52	hLRefPhyt	[W/m2]	10.2	10	30
	53	cChDPhytMin	[gChla/gD]	0.01	0.005	0.015
	54	cChDPhytMax	[gChla/gD]	0.02	0.015	0.025
	55	kDRespPhyt	[d-1]	0.1	0.05	0.15
	56	cQ10RespPhyt	[-]	2.5	2	3
	57	kLossPhyt	[d-1]	0	0	1
	58	cTmOptLoss	[oC]	25	20	30
	59	cSigTmLoss	[oC]	13	10	16
	60	kMortPhytW	[d-1]	0.02	0.01	0.05
	61	cVeloSetPhyt	[m/d]	0.1	0.05	0.15
	62	cRelNutExcrPhyt	[-]	0.5	0.25	0.75
	63	fDissMortPhyt	[-]	0.2	0.1	0.4
	64	fDissLoss	[-]	0.25	0.2	0.6
	65	cVPUptMaxPhyt	[gP/gD/d]	0.01	0.001	0.01
	66	cAffPUptPhyt	[m3/gD/d]	0.02	0.002	0.02
	67	cPDPhytMin	[gP/gD]	0.002	0.001	0.005
	68	cPDPhytMax	[gP/gD]	0.015	0.01	0.025
	69	cVNUptMaxPhyt	[gN/gD/d]	0.07	0.007	0.07
	70	cAffNUptPhyt	[m3/gD/d]	0.02	0.002	0.02
	71	cNDPhytMin	[gN/gD]	0.02	0.01	0.03
	72	cNDPhytMax	[gN/gD]	0.1	0.05	0.25
Veget. general	73	cRelNutExcrVeg	[-]	0.5	0.25	0.75
	74	fDissMortVeg	[-]	0.25	0.1	0.4
Subm. rooted	75	fRootElod	[-]	0.05	0.02	0.1
	76	fDepth1Elod	[-]	0	0	0.25
	77	fDepth2Elod	[-]	1	1	1
	78	cDCarrElod	[gD/m2]	500	200	600

	79	cCoverSpElod	[%/(gD/m2)]	0.5	0.25	1
	80	cMuMaxElod	[d-1]	0.29	0.2	0.8
	81	cQ10ProdElod	[-]	1.2	1.2	1.8
	82	hLRefElod	[W/m2]	31.6	20	50
	83	cExtSpElod	[m2/gD]	0.01	0.005	0.02
	84	kDRespElod	[d-1]	0.024	0.02	0.05
	85	cQ10RespElod	[-]	1.5	1.5	2
	86	kMortElodMin	[d-1]	0.005	0	0.02
	87	kMortElodMax	[d-1]	0.05	0.02	0.1
	88	cTimeHiberElod	[d]	244	213	274
	89	cLengHiberElod	[d]	151	121	181
	90	fHiberElod	[-]	0.21	0.1	0.8
	91	fDetWMortElod	[-]	0.1	0.05	0.25
	92	cVPUptMaxElod	[gP/gD/d]	0.001	0.001	0.01
	93	cAffPUptElod	[m3/gD/d]	0.002	0.002	0.02
	94	cPDElodMin	[gP/gD]	0.0008	0.0005	0.002
	95	cPDElodMax	[gP/gD]	0.0035	0.003	0.005
	96	cVNUptMaxElod	[gN/gD/d]	0.007	0.007	0.07
	97	cAffNUptElod	[m3/gD/d]	0.002	0.002	0.02
	98	cNDElodMin	[gN/gD]	0.01	0.005	0.02
	99	cNDElodMax	[gN/gD]	0.035	0.03	0.05
Charophytes	100	fRootChar	[-]	0.05	0.02	0.1
	101	fDepth1Char	[-]	0.5	0	0.75
	102	fDepth2Char	[-]	1	1	1
	103	cDCarrChar	[gD/m2]	500	200	500
	104	cCoverSpChar	[%/(gD/m2)]	0.5	0.25	1
	105	cMuMaxChar	[d-1]	0.2	0.2	0.5
	106	cQ10ProdChar	[-]	1.2	1	1.8
	107	hLRefChar	[W/m2]	18.6	20	50
	108	cExtSpChar	[m2/gD]	0.01	0.005	0.02
	109	kDRespChar	[d-1]	0.025	0.02	0.04
	110	cQ10RespChar	[-]	1.2	1	2
	111	kMortCharMin	[d-1]	0.005	0	0.02
	112	kMortCharMax	[d-1]	0.05	0.02	0.1
	113	cTimeHiberChar	[d]	244	213	274
	114	cLengHiberChar	[d]	151	121	181
	115	fHiberChar	[-]	0.91	0.8	1
	116	fDetWMortChar	[-]	0.1	0.05	0.25
	117	cVPUptMaxChar	[gP/gD/d]	0.001	0.001	0.01
	118	cAffPUptChar	[m3/gD/d]	0.002	0.002	0.02
	119	cPDCharMin	[gP/gD]	0.00117	0.0005	0.002
	120	cPDCharMax	[gP/gD]	0.0035	0.003	0.005
	121	cVNUptMaxChar	[gN/gD/d]	0.007	0.007	0.07
	122	cAffNUptChar	[m3/gD/d]	0.002	0.002	0.02
	123	cNDCharMin	[gN/gD]	0.01	0.005	0.02
	124	cNDCharMax	[gN/gD]	0.035	0.03	0.05
Subm. non-root	125	fDepth1Cera	[-]	0	0	0
	126	fDepth2Cera	[-]	0.5	0.25	0.75
	127	cDCarrCera	[gD/m2]	500	200	600
	128	cCoverSpCera	[%/(gD/m2)]	0.5	0.25	1
	129	cMuMaxCera	[d-1]	0.21	0.2	0.5
	130	cQ10ProdCera	[-]	1.5	1.2	1.8
	131	hLRefCera	[W/m2]	39.1	20	50
	132	cExtSpCera	[m2/gD]	0.01	0.005	0.02
	133	kDRespCera	[d-1]	0.024	0.02	0.05

	134	cQ10RespCera	[-]	2	1.5	2
	135	kMortCeraMin	[d-1]	0.005	0	0.02
	136	kMortCeraMax	[d-1]	0.05	0.02	0.1
	137	cTimeHiberCera	[d]	244	213	274
	138	cLengHiberCera	[d]	151	121	181
	139	fHiberCera	[-]	0.71	0.1	0.8
	140	fDetWMortCera	[-]	0.1	0.05	0.25
	141	cVPUptMaxCera	[gP/gD/d]	0.001	0.001	0.01
	142	cAffPUptCera	[m3/gD/d]	0.002	0.002	0.02
	143	cPDCeraMin	[gP/gD]	0.00119	0.0005	0.002
	144	cPDCeraMax	[gP/gD]	0.0035	0.003	0.005
	145	cVNUptMaxCera	[gN/gD/d]	0.007	0.007	0.07
	146	cAffNUptCera	[m3/gD/d]	0.002	0.002	0.02
	147	cNDCeraMin	[gN/gD]	0.01	0.005	0.02
	148	cNDCeraMax	[gN/gD]	0.033	0.03	0.05
Duckweeds	149	cDCarrLemn	[gD/m2]	575	300	600
	150	cCoverSpLemn	[%/(gD/m2)]	1	0.5	2
	151	cDLayerLemn	[gD m-2]	100	50	100
	152	cMuMaxLemn	[d-1]	0.4	0.2	0.4
	153	cQ10ProdLemn	[-]	2	1.5	2.5
	154	kDRespLemn	[d-1]	0.036	0.02	0.05
	155	cQ10RespLemn	[-]	2.5	1.5	3
	156	kMortLemnMin	[d-1]	0.023	0.02	0.03
	157	kMortLemnMax	[d-1]	0.05	0.02	0.1
	158	cTimeHiberLemn	[d]	274	244	305
	159	cLengMortLemn	[d]	121	91	151
	160	fHiberLemn	[-]	0.13	0.1	0.5
	161	fDetWMortLemn	[-]	0.2	0.1	0.3
	162	cVPUptMaxLemn	[gP/gD/d]	0.001	0.001	0.01
	163	cAffPUptLemn	[m3/gD/d]	0.002	0.002	0.02
	164	cPDLemnMin	[gP/gD]	0.00414	0.004	0.006
	165	cPDLemnMax	[gP/gD]	0.026	0.02	0.04
	166	cVNUptMaxLemn	[gN/gD/d]	0.007	0.007	0.07
	167	cAffNUptLemn	[m3/gD/d]	0.002	0.002	0.02
	168	cNDLemnMin	[gN/gD]	0.015	0.01	0.03
	169	cNDLemnMax	[gN/gD]	0.08	0.05	0.1
Nymphaeids	170	fRootNymp	[-]	0.75	0.5	0.8
	171	fFloatNymp	[-]	0.25	0.15	0.5
	172	cDCarrNymp	[gD/m2]	500	300	600
	173	cCoverSpNymp	[%/(gD/m2)]	0.5	0.25	1
	174	cDLayerNymp	[gD/m2]	100	50	200
	175	cMuMaxNymp	[d-1]	0.033	0.02	0.1
	176	cQ10ProdNymp	[-]	1.5	1.2	2
	177	hLRefNymp	[W/m2]	(25)	10	50
	178	kDRespNymp	[d-1]	0.01	0.005	0.05
	179	cQ10RespNymp	[-]	2	1.5	2.5
	180	kMortNympMin	[d-1]	0.005	0	0.02
	181	kMortNympMax	[d-1]	0.05	0.02	0.1
	182	cTimeHiberNymp	[d]	244	213	274
	183	cLengHiberNymp	[d]	151	121	181
	184	fHiberNymp	[-]	0.333	0.2	0.5
	185	fDetWMortNymp	[-]	0.1	0.05	0.25
	186	cVPUptMaxNymp	[gP/gD/d]	0.001	0.001	0.01
	187	cAffPUptNymp	[m3/gD/d]	0.002	0.002	0.02
	188	cPDNympMin	[gP/gD]	0.001	0.0005	0.002

Helophytes	189	cPDNypMax	[gP/gD]	0.0075	0.003	0.005
	190	cVNUptMaxNyp	[gN/gD/d]	0.007	0.007	0.07
	191	cAffNUptNyp	[m3/gD/d]	0.002	0.002	0.02
	192	cNDNypMin	[gN/gD]	0.01	0.005	0.02
	193	cNDNypMax	[gN/gD]	0.03	0.03	0.05
	194	fRootHelo	[-]	0.5	0.25	0.75
	195	fEmergHelo	[-]	0.5	0.2	0.75
	196	cDCarrHelo	[gD/m2]	2000	1000	2000
	197	cCoverSpHelo	[%/(gD/m2)]	0.05	0.02	0.1
	198	cMuMaxHelo	[d-1]	0.043	0.02	0.1
	199	cQ10ProdHelo	[-]	1.5	1.2	2
	200	hLRefHelo	[W/m2]	(25)	10	50
	201	kDRespHelo	[d-1]	0.01	0.005	0.05
	202	cQ10RespHelo	[-]	2	1.5	2.5
	203	kMortHeloMin	[d-1]	0.005	0	0.02
	204	kMortHeloMax	[d-1]	0.05	0.02	0.1
	205	cTimeHiberHelo	[d]	244	213	274
	206	cLengHiberHelo	[d]	151	121	181
	207	fHiberHelo	[-]	0.43	0.2	0.5
	208	fDetWMortHelo	[-]	0.1	0.05	0.25
	209	cVPUptMaxHelo	[gP/gD/d]	0.001	0.001	0.01
	210	cAffPUptHelo	[m3/gD/d]	0.002	0.002	0.02
	211	cPDHeloMin	[gP/gD]	0.001	0.0005	0.002
	212	cPDHeloMax	[gP/gD]	0.0075	0.003	0.005
	213	cVNUptMaxHelo	[gN/gD/d]	0.0077	0.007	0.07
	214	cAffNUptHelo	[m3/gD/d]	0.002	0.002	0.02
215	cNDHeloMin	[gN/gD]	0.01	0.005	0.02	
216	cNDHeloMax	[gN/gD]	0.03	0.03	0.05	

TABLECODE	2	TABLENAME	SystemChars	TABLETYPE		
TABLEVERSION	REMARKS					
SOURCE	AUTHOR		JJ			
DATE	10 Mar 1997	TIME				
NRECORDS	17	NFIELDS	7			
FIELDCODES	1	2	3	4	5	
FIELDNAMES	ParName	Unit	Start	Min	Max	
FIELDTYPES	(Str)	(Str)	(Num)	(Num)	(Num)	
1	cDepthW	[m]	s			
2	cDepthIMS0	[m]	0.05			
3	cDepthMaxS	[m]	0.06		0.05	0.2
4	cSecchiPlus	[m]	s (0.0)			
5	cRhoIMS	[gD/m3]	s	1.2E+06	2.5E+06	
6	cPorIMS	[-]	s	0.2		0.8
7	cRhoDetS	[gD/m3]	1.1E+06	1.0E+06	1.5E+06	
8	cPorDetS	[-]	0.4		0.2	0.8
9	cTortSed	[-]	s (1.17)		1	1.5
10	fFeDIM	[gFe/gD]	s			
11	fFeDDet	[gFe/gD]	0.0002			
12	fActFeS	[-]	s			
13	fAIDDet	[gAl/gD]	1.0E-06			
14	fAIDIM	[gAl/gD]	s			
15	fActAIS	[-]	1			
16	fObstrLemn	[-]	s (0.75)		0	1
17	sDIMW0	[gD/m3]	s (1.0)		0	20

TABLECODE	3	TABLENAME	InputPars	TABLETYPE		
TABLEVERSION		REMARKS	s = system specific, v = variable.			
SOURCE		AUTHOR	JJ			
DATE	10 Mar 1997	TIME				
NRECORDS	19	NFIELDS	7			
FIELDPCODES	1	2	3	4	5	
FIELDNAMES	ParName	Unit	Start	Min	Max	
FIELDTYPES	(Str)	(Str)	(Num)	(Num)	(Num)	
	1 uTm	[oC]		v		
	2 cTmAve	[oC]		12	10	14
	3 cTmVar	[oC]		10	8	12
	4 cTimeLag	[d]		10	5	30
	5 cDayLengAve	[-]		0.5		
	6 cDayLengVar	[-]		0.2		
	7 uLDay	[J/m2/d]		v		
	8 cLDayAve	[J/m2/d]	1.0E+07	8.0E+06	1.2E+07	
	9 cLDayVar	[J/m2/d]	8.0E+06	6.0E+06	1.0E+07	
	10 uVWind	[m/s]		v (5.0)		
	11 cQLocIn	[mm/d]		v		
	12 cQForIn	[mm/d]		v		
	13 cQinf	[mm/d]		v (0.0)		
	14 cPBackIn	[gP/m2/d]	0.00016			
	15 uPLoad	[gP/m2/d]		v		
	16 cNBackIn	[gN/m2/d]	0.009			
	17 uNLoad	[gN/m2/d]		v		
	18 uDLoad	[gD/m2/d]		v		
	19 cPLoadPhyt	[gP/m2/d]		v (1.0E-8)		

* * * * *