

33/ u. 101 (272) 2^e ex

**Effecten van beheersmaatregelen op de
nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van
peilgebied Bergambacht**

Een modelstudie

**R.F.A. Hendriks
J.W.H. van der Kolk
H.P. Oosterom**

- 5 JAN. 1995

Rapport 272

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1994

+ glirt.

LSn 0135 12 *

REFERAAT

Hendriks, R.F.A., J.W.H. van der Kolk en H.P. Oosterom, 1994. *Effecten van beheersmaatregelen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht; een modelstudie*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 272 162 blz.; 8 fig.; 27 tab.; 34 ref.; 5 aanh.; 9 bijl.

Om een evenwichtig aquatisch ecosysteem in het peilgebied Bergambacht te krijgen moeten de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater dalen. De effectiviteit van verschillende maatregelen is onderzocht met simulatiemodellen. Verschillende scenario's zijn doorgerekend op basis van varianten van maatregelen. Combinaties van peilbeheer en bemestingsregime geven daarbij geringe verschillen in de emissie van nutriënten naar het oppervlaktewater. Kroosverwijderen, baggeren en verbeteren van de afvalwaterzuiveringsinstallaties en combinaties daarvan geven een substantiële verlaging van de gemiddelde fosforconcentratie in het oppervlaktewater in het zomerhalfjaar. Voor stikstof is kroos verwijderen en verbeteren van de zuiveringsinstallaties belangrijk, maar minder effectief dan voor fosfor. Baggeren leidt niet tot verlaging van de stikstofconcentratie.

Trefwoorden: baggeren, eutrofiëringsmodel, kroos, nutriëntenemissie, oppervlaktewaterkwaliteit, scenariostudie, uitspoelingsmodel, veenweidegebied

ISSN 0927-4499

©1994 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.
Tel.: 08370-74200; telefax: 08370-24812.

DLO-Staring Centrum is een voortzetting van: het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW), het Instituut voor Onderzoek van Bestrijdingsmiddelen, afd. Milieu (IOB), de Afd. Landschapsbouw van het Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw 'De Dorschkamp' (LB), en de Stichting voor Bodemkartering (STIBOKA).

DLO-Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van DLO-Staring Centrum.

Inhoud

	blz.
Woord vooraf	11
Samenvatting	13
1 Inleiding	17
1.1 Probleem- en doelstelling	17
1.2 Opzet van de studie	18
1.3 Opbouw van het rapport	19
2 Gebiedsbeschrijving	21
3 Methoden	27
3.1 Modelleninstrumentarium	28
3.2 Schematisering van het studiegebied	33
3.2.1 Oppervlaktewatersysteem	33
3.2.2 Bodemsysteem	36
3.3 Invoergegevens	36
3.3.1 Bodemsysteem	37
3.3.1.1 Waterhuishouding: FLOCR	37
3.3.1.2 Nutriëntenhuishouding: ANIMO	39
3.3.2 Oppervlaktewatersysteem	40
3.3.2.1 Waterhuishouding: SIMWATS	40
3.3.2.2 Nutriëntenhuishouding: NUSWA	41
4 Scenario's van beheersmaatregelen	45
4.1 Algemene uitgangspunten	45
4.2 Emissie van nutriënten vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater	46
4.2.1 Varianten van maatregelen	47
4.2.1.1 Peilbeheer	47
4.2.1.2 Bemesting	49
4.2.2 Doorgerekende scenario's	52
4.3 Nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewatersysteem	53
4.3.1 Varianten van maatregelen	54
4.3.1.1 Kroosverwijderen	54
4.3.1.2 Baggeren	54
4.3.1.3 Verbeteren kwaliteit effluent van AWZI's en ongerioleerde lozingen	56
4.3.1.4 Verbeteren kwaliteit inlaatwater	56
4.3.2 Doorgerekende scenario's	57
4.4 Discrepanctie tussen modelberekeningen en praktijk	59

5 Resultaten van de scenario-berekeningen	61
5.1 Emissie van nutriënten vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater	61
5.2 Nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewatersysteem	69
6 Bespreking van de resultaten van de scenario-berekeningen	81
6.1 Onzekerheid van de modelresultaten	82
6.1.1 Onzekerheidsanalyse voor ANIMO	82
6.1.2 Gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse voor NUSWA	84
6.2 Emissie van nutriënten vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater	87
6.3 Nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewatersysteem	90
6.3.1 Effecten en relatieve effectiviteit van maatregelen en combinaties van maatregelen	90
6.3.2 Haalbaarheid van de grenswaarden	94
6.3.3 Discrepantie tussen modelberekeningen en praktijk	100
7 Conclusies	103
7.1 Emissie van nutriënten vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater	103
7.2 Nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewatersysteem	104
7.2.1 Modelberekeningen	104
7.2.2 Discrepantie tussen modelberekeningen en praktijk	106
Literatuur	107
Niet-gepubliceerde bronnen	109
<i>Aanhangsels</i>	
1 Beschrijving van de modellen	111
2 Schematisering van peilgebied Bergambacht	135
3 Uitgangspunten voor de berekening van de stikstof- en fosforbemesting	141
4 Resultaten van de ANIMO-berekeningen	147
5 Resultaten van de NUSWA-berekeningen	153
<i>Tabellen</i>	
1 Grondgebruik binnen het peilgebied Bergambacht	22
2 Enkele kenmerken van het oppervlaktewatersysteem in het peilgebied Bergambacht	23
3 De belangrijkste invoergegevens voor de vier modellen van de modelstudie Bergambacht en een kwalitatieve aanduiding van de onzekerheid in de modeluitkomsten als gevolg van onzekerheden in de gegevens	43
4 Gemiddelde polderpeil in de onderscheiden inrichtingsgebieden voor de drie peilbeheervarianten	48

5	Stikstofniveaus, en effectieve stikstof- en fosforbestedingsniveaus voor de bemestingsvarianten bij verschillende jaren van invoering	51
6	Reële toedieningen van stikstof- en fosforbestedingsvormen in het model ANIMO voor de bemestingsvarianten bij verschillende jaren van invoering	51
7	Verdeling van de toedieningen van de verschillende mestvormen over het jaar	52
8	De zeven doorgerekende scenario's voor de emissie vanuit en vanaf het bodemsysteem als combinaties van verschillende peilbeheer- en bemestingsvarianten	53
9	Gemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in het ingelaten rivierwater uit de Lek en de Vlist in zomer en winter 1988/1989	57
10	De negen doorgerekende scenario's voor de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht als combinaties van verschillende varianten van maatregelen	59
11	De belangrijkste artefacten in de modelberekeningen als het verschil tussen modelberekeningen en praktijk, voor relevante aspecten van de modelstudie Bergambacht	60
12	Berekende totaal-N- en totaal-P-vrachten vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater, voor zes scenario's en voor het referentiejaar 1990 en de drie peiljaren, gemiddeld over het landbouwgebied van peilgebied Bergambacht	62
13	Berekende gemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in het vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater afgevoerde water, voor zes scenario's en voor het referentiejaar 1990 en de drie peiljaren, gemiddeld over het landbouwgebied van peilgebied Bergambacht	62
14	Berekende totaal-N- en totaal-P-emissie vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater als vrachten en als gemiddelde concentraties, voor twee scenario's met verschillend polderpeil, absoluut en relatief ten opzichte van elkaar, voor de drie peiljaren, gemiddeld over het natuurgebied van peilgebied Bergambacht	63
15	Gebiedseigenschappen van belang voor de emissie van nutriënten naar het oppervlaktewater, effecten van bepalende processen op de emissie, en de relatieve emissie in de vorm van vrachten en gemiddelde concentraties, voor het landbouw-kleigebied en het landbouw-veengebied	65
16	Berekende gemiddelde totaal-N-concentraties in hoofdwaterlopen en sloten gedurende het zomerhalfjaar, voor de negen scenario's en voor het referentiejaar 1990 en de drie peiljaren, gemiddeld naar waterinhoud voor het gehele gebied, het landbouw-kleigebied, het landbouw-veengebied en het natuurgebied van peilgebied Bergambacht	70
17	Berekende gemiddelde totaal-P-concentraties in hoofdwaterlopen en sloten gedurende het zomerhalfjaar, voor de negen scenario's en voor het referentiejaar 1990 en de drie peiljaren, gemiddeld naar waterinhoud voor het gehele gebied, het landbouw-kleigebied, het landbouw-veengebied en het natuurgebied van peilgebied Bergambacht	71
18	De belangrijkste processen die in de zomerperiode tot toename of afname leiden van de concentratie van opgeloste N- en/of P-verbindingen in het oppervlaktewater en de maatregelen die van invloed zijn op deze processen met de effecten van deze maatregelen op de N- en P-concentratie	72

19	Grenzen van het geschatte maximale bereik van de nutriëntenconcentraties in het kwelwater, als gemiddelden van twee representatieve clusters per deelgebied van peilgebied Bergambacht, absoluut en relatief ten opzichte van de concentraties gebruikt in de scenario-berekeningen met ANIMO	83
20	Grenzen van de berekende onzekerheidsintervallen van de emissie van totaal-N, totaal-P en ortho-P in 2025, als gemiddelden van twee representatieve clusters per deelgebied van peilgebied Bergambacht, in % ten opzichte van de emissie van het referentie-scenario	83
21	Resultaten van de gevoeligheidsanalyse voor NUSWA als zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht, absoluut en relatief ten opzichte van het referentie-scenario, berekend voor twee waarden van vier parameters en voor twee scenario's	85
22	Grenzen van de berekende onzekerheidsintervallen van de zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht, absoluut en relatief ten opzichte van het referentie-scenario, voor twee peiljaren en voor twee scenario's	86
23	Relatieve totaal-N- en totaal-P-vrachten in het jaar 2025, gemiddeld voor de drie bemestingsvarianten en uitgedrukt als percentage van de vrachten in het referentiejaar 1990, voor het gehele peilgebied en de drie deelgebieden, bij twee peilbeheervarianten	87
24	Relatieve effectiviteit volgens de modelberekeningen, van de drie individuele maatregelen en van het totaal-pakket aan maatregelen bij huidig peil voor het verlagen van de zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentratie in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht, weergegeven in effectiviteitsklassen, voor twee peiljaren	93
25	De modelberekeningen, de meest pessimistische schattingen en de meest optimistische schattingen van de zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in hoofdwaterlopen en sloten, kwalitatief weergegeven ten opzichte van de grenswaarden voor oppervlaktewaterkwaliteit, voor de negen scenario's en voor het gehele gebied, het landbouw-kleigebied, het landbouw-veengebied en het natuurgebied van peilgebied Bergambacht. Peiljaar 2000.	96
26	De modelberekeningen, de meest pessimistische schattingen en de meest optimistische schattingen van de zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in hoofdwaterlopen en sloten, kwalitatief weergegeven ten opzichte van de grenswaarden voor oppervlaktewaterkwaliteit, voor de negen scenario's en voor het gehele gebied, het landbouw-kleigebied, het landbouw-veengebied en het natuurgebied van peilgebied Bergambacht. Peiljaar 2025.	97
27	Belangrijkste artefacten in de modelberekeningen en hun effecten op de berekeningsresultaten voor de zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentratie in de hoofdwaterlopen en sloten van peilgebied Bergambacht	101

Figuren

1 Het peilgebied Bergambacht	21
2 Herinrichting van het peilgebied Bergambacht volgens de plannen van de Land-inrichtingscommissie Krimpenerwaard	25
3 Schematische weergave van processen in het bodemsysteem en het oppervlaktewatersysteem, en de daarbij betrokken modellen	29
4 Onderlinge relatie tussen de vier modellen die zijn gebruikt in de modelstudie	31
5 Schematisering van het hoofdwaterlopenstelsel, het slotenstelsel en het landoppervlak van het peilgebied in knooppunten, leidingen en knooppuntreservoirs, respectievelijk toegevoegde bergingreservoir, en respectievelijk afwateringseenheid of subgebied	34
6 Gemeten verloop in de tijd van de P-concentratie in het oppervlaktewater, gemiddeld voor enkele meetlokaties in peilgebied Bergambacht	74
7 Relatieve gemiddelde totaal-N-concentratie en totaal-P-concentratie in het vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater afgevoerde water, weergegeven als gemiddelde van de drie bemestingsvarianten in % ten opzichte van het referentiejaar 1990, voor twee peilbeheervarianten, de drie peiljaren, en voor het gehele gebied en de drie deelgebieden van peilgebied Bergambacht	89
8 Relatieve zomerhalfjaargemiddelde totaal-N-concentratie en totaal-P-concentratie in de hoofdwaterlopen en de sloten van peilgebied Bergambacht, gemiddeld over het gehele gebied in % ten opzichte van het referentiejaar 1990, voor de drie peiljaren, en voor de scenario's 1, 3, 4, 5 en 6	91

Bijlagen

- 1 Ruimtelijke weergave van de berekende jaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-emissie vanuit en vanaf de bodem naar het oppervlaktewater in peilgebied Bergambacht, als vracht en als gemiddelde concentratie in het afgevoerde water, voor scenario 1: autonoom-huidig-peil. Referentiejaar 1990.
- 2 Ruimtelijke weergave van de berekende jaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-emissie vanuit en vanaf de bodem naar het oppervlaktewater in peilgebied Bergambacht, als vracht en als gemiddelde concentratie in het afgevoerde water, voor scenario 1: autonoom-huidig-peil. Peiljaar 2025.
- 3 Ruimtelijke weergave van de berekende zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in de hoofdwaterlopen en in de sloten van peilgebied Bergambacht, voor het peiljaar 2025. Scenario 1: autonoom-huidig-peil.
- 4 Ruimtelijke weergave van de berekende zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in de hoofdwaterlopen en in de sloten van peilgebied Bergambacht, voor het peiljaar 2025. Scenario 2: autonoom-laag-peil.
- 5 Ruimtelijke weergave van de berekende zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in de hoofdwaterlopen en in de sloten van peilgebied Bergambacht, voor het peiljaar 2025. Scenario 3: kroosverwijderen.
- 6 Ruimtelijke weergave van de berekende zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in de hoofdwaterlopen en in de sloten van peilgebied Bergambacht, voor het peiljaar 2025. Scenario 4: kwaliteitsbaggeren.

- 7 Ruimtelijke weergave van de berekende zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in de hoofdwaterlopen en in de sloten van peilgebied Bergambacht, voor het peiljaar 2025. Scenario 5: verbeteren AWZI's.
- 8 Ruimtelijke weergave van de berekende zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in de hoofdwaterlopen en in de sloten van peilgebied Bergambacht, voor het peiljaar 2025. Scenario 6: totaal-huidig-peil.
- 9 Ruimtelijke weergave van de berekende zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in de hoofdwaterlopen en in de sloten van peilgebied Bergambacht, voor het peiljaar 2025. Scenario 7: totaal-laag-peil.

Woord vooraf

In het voorliggende rapport wordt verslag gedaan van de modelstudie die DLO-Staring Centrum heeft uitgevoerd naar de effecten van beheersmaatregelen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht. De opdracht voor deze studie is verleend door het project 'gebiedsgericht waterbeheer in peilgebied Bergambacht'. Dit project is een samenwerking tussen de Westelijke Land- en Tuinbouworganisaties, de Christelijke Boeren- en Tuindersbond, de gewestelijke raad van het Landbouwschap, het hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard, de gemeenten Bergambacht en Schoonhoven, het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, de provincie Zuid-Holland en het zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden.

Namens de deelnemers van het project 'gebiedsgericht waterbeheer in peilgebied Bergambacht' werd de studie begeleid door:

- drs. R. van Gerve, Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden (voorzitter);
- ing. A.J. Bos, Dienst Landbouwvoorlichting, Team Rundveehouderij;
- ir. R.D. Groen, Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden;
- ir. H.J. Schuring en ing. A.P. Wubben (afwisselend), Gewestelijke Raad voor het Landbouwschap;
- ing. A.T. Pander, Ministerie voor Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Directie LNO Zuid-Holland;
- J.M. Verheul, Regionaal Onderzoekscentrum Zegveld.

De studie werd in de periode eind 1992 tot midden 1994 uitgevoerd door een projectteam bestaande uit ir. R.F.A. Hendriks, ir. J.W.H. van der Kolk, ing. H.P. Oosterom, ir. J. Drent en ir. C.W.J. Roest. Belangrijke bijdragen aan de studie, in de vorm van het aanleveren van onmisbare informatie, zijn geleverd door ing. W. Gilijamse en J.P.A. Pree van het hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard, en door ing. J.T.F. Heijs en ing. G. Slijkhuis van het zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden.

De uitgangspunten voor de bepaling van de historische en huidige (1992) bemestingsniveaus zijn tot stand gekomen in overleg met de deelnemers van twee mineralenpraktijk-groepen uit het peilgebied Bergambacht. De volgende veehouders hebben hieraan een bijdrage geleverd: J. Boer, E. Bos, J. Hakkesteegt, A. de Jong, L.G. de Jong, A.D. Oskam, A. Rodenburg, M.J. Rooker, W. Schep, J. Snoek, C. Verburg, C. van Vliet, D. de Vos en M. de With.

Samenvatting

Aanleiding en doel

DLO-Staring Centrum heeft van medio 1992 tot medio 1994 een modelstudie uitgevoerd naar de effecten van maatregelen op de stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater van het peilgebied Bergambacht. De opdracht voor deze studie werd verleend door de deelnemers aan het project 'gebiedsgericht waterbeheer in peilgebied Bergambacht': de Westelijke Land- en Tuinbouworganisaties, de Christelijke Boeren- en Tuindersbond, de gewestelijke raad van het Landbouwschap, het hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard, de gemeenten Bergambacht en Schoonhoven, het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, de provincie Zuid-Holland en het zuiveringschap Hollandse Eilanden en Waarden (ZHEW).

Het peilgebied Bergambacht is een polder in de Krimpenerwaard ten zuiden van Gouda. Het omvat in totaal ruim 2500 ha waarvan het merendeel in gebruik is als weiland. Karakteristiek voor het gebied zijn de brede sloten en de smalle kavels. In de Krimpenerwaard vindt op dit moment de planvorming voor een landinrichting plaats. In de modelstudie is de toekomstige gebiedsindeling van het peilgebied als uitgangspunt gekozen. Dit betekent dat ruim 700 ha natuurgebied wordt.

Uit een balansonderzoek van het ZHEW uit 1988/1989 is gebleken dat de oppervlaktewaterkwaliteit van het peilgebied Bergambacht op basis van nutriëntenconcentraties en zuurstofgehalten matig tot slecht is. Een andere conclusie uit dit balansonderzoek is dat voor een goede bestrijding van de eutrofiëring in het peilgebied alle bronnen van stikstof en fosfor gezamenlijk moeten worden aangepakt.

Doel van het project 'gebiedsgericht waterbeheer in peilgebied Bergambacht' is te komen tot een situatie waarin geen sprake meer is van overmatige eutrofiëring. Daarvan is sprake als er een evenwichtig aquatisch ecosysteem is en de overheersing door kroos is doorbroken. Als rekendoelstelling is gekozen voor de grenswaarden voor nutriënten uit de Derde Nota Waterhuishouding van 2,2 mg.l⁻¹ totaal-N en 0,15 mg.l⁻¹ totaal-P. De doelstelling van de modelstudie was daarom vast te stellen in hoeverre maatregelen of combinaties van maatregelen bijdragen aan het halen van de grenswaarden. Van belang hierbij was dat de effecten van individuele maatregelen goed werden ingeschat, zodat betrokkenen inzicht kunnen krijgen in hun bijdrage aan de verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater.

Werkwijze

In het project zijn brongerichte en effectgerichte maatregelen voorgesteld. Deze zijn in de modelstudie doorgerekend. De brongerichte maatregelen zijn: verminderen van de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor vanuit en vanaf de bodem door peilbeheer, aanpassen van de bemesting en slootkantbeheer, verbeteren van de kwaliteit van het effluent van AWZI's, beëindigen van ongerioleerde lozingen, verminderen van de lozing vanuit de bestaande riolering en verbeteren van de kwaliteit van het inlaatwater. De effectgerichte maatregelen zijn: oogsten van kroos en extra diep uitbaggeren van de waterlopen.

De modelstudie bestond uit twee delen. Het eerste deel was een studie naar de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in het landelijk gebied onder invloed van peilbeheer en bemestingsregime. Het tweede deel was een studie naar de stikstof- en fosforconcentratie in het oppervlaktewater bij uitvoering van bron- en effectgericht maatregelen. De studie is uitgevoerd met modellen die processen in de bodem en in het oppervlaktewater in hun onderlinge interactie beschrijven. Met deze modellen zijn verschillende scenario's doorgerekend voor de uit- en afspoeling en voor de concentraties in het oppervlaktewater. De scenario's bestonden uit combinaties van varianten van voorgestelde maatregelen.

Resultaten

Voor de uit- en afspoeling zijn zeven scenario's doorgerekend. Deze scenario's waren samengesteld uit drie peilbeheervarianten en drie bemestingsniveaus. De varianten voor peilbeheer waren: huidig peil (gemiddeld 45 cm - mv in het centrale landbouwgebied) met opgezet peil in de toekomstige natuurgebieden, verlaagd peil in het centrale landbouwgebied (gemiddeld 60 cm - mv) met opgezet peil in de natuurgebieden en verlaagd peil in het centrale landbouwgebied (gemiddeld 60 cm - mv) met huidig peil in de natuurgebieden. De drie bemestingsniveaus waren: autonome ontwikkeling volgens de verwachte landelijke wetgeving, versneld naar de eindnorm van de landelijke wetgeving en regionaal gewasonttrekkingsniveau.

In de modelberekeningen zijn de verschillen in uit- en afspoeling tussen de twee peilbeheervarianten 'huidig peil' en 'laag peil' zeer gering. Het handhaven van het huidige peil als alternatief voor het opzetten van het peil in de natuurgebieden geeft een 10-20% grotere uit- en afspoeling in deze gebieden.

De berekende uit- en afspoeling verschillen niet wezenlijk voor de drie bemestingsniveaus. Voor de gewasopname zijn er wel duidelijke verschillen tussen de drie niveaus: de stikstofopname door het gewas en daarmee de gewasproductie zijn het hoogst bij gewasonttrekkingsniveau.

In het tweede deel van de studie zijn negen scenario's doorgerekend voor de stikstof- en fosforconcentratie in het oppervlaktewater. Twee scenario's betroffen de autonome ontwikkeling, bij huidig peil en bij laag peil. Hierin worden alleen de wettelijk verplichte maatregelen uitgevoerd. Bij de overige scenario's wordt verdergegaan. Drie scenario's bevatten respectievelijk de maatregel kroosverwijderen, eenmalig verwijderen van de gehele baggerlaag (kwaliteitsbaggeren) en AWZI's verdergaand verbeteren volgens de 'best technical means'. Deze drie individuele maatregelen zijn gecombineerd, te zamen met de bemestingsvariant 'gewasonttrekkingsniveau' en perceelsrandenbeheer, tot het 'totaal-pakket aan maatregelen'. Vier scenario's zijn doorgerekend met dit totaal-pakket: bij huidig peil, bij laag peil, bij handhaven huidig peil in de natuurgebieden en bij verbetering van de kwaliteit van het inlaatwater tot de grenswaarden.

In de autonome ontwikkeling verandert de zomerhalfjaargemiddelde totaal-stikstofconcentratie in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht nauwelijks volgens de modelberekeningen. De zomerhalfjaargemiddelde totaal-fosforconcentratie daarentegen neemt in de autonome ontwikkeling aanzienlijk af in de tijd. Deze afname is het gevolg

van de wettelijk verplichte maatregelen en het uitloggen van de met fosfaat opgeladen baggerlaag.

Aanvullende maatregelen hebben in de modelberekeningen de volgende effecten:

- *kroosverwijderen* heeft een verlaging van de zomerhalfjaargemiddelde nutriëntenconcentraties in het gebied tot gevolg, vooral van de totaal-fosforconcentratie. Vooral in de eerste jaren dalen de concentraties sterk. Naarmate de nutriëntenconcentraties verder dalen, neemt de kroosgroei meer af, en is kroosverwijderen minder effectief. De afname van de totaal-stikstofconcentratie stagneert daardoor;
- *kwaliteitsbaggeren* heeft een sterk verlagend effect op de zomerhalfjaargemiddelde totaal-fosforconcentratie. Dit positieve effect treedt vrij snel op na het uitvoeren van deze maatregel. De totaal-stikstofconcentratie stijgt door kwaliteitsbaggeren. Deze stijging wordt in de modelberekeningen vooral veroorzaakt door het verwijderen van nagenoeg de gehele baggerlaag, waardoor de denitrificatiecapaciteit bijna volledig wordt weggenomen. In de praktijk zal dat zich waarschijnlijk nauwelijks of niet voordoen;
- *verbeteren van de kwaliteit van het effluent van de AWZI's* geeft een aanzienlijke verlaging van de zomerhalfjaargemiddelde totaal-stikstofconcentratie in de hoofdwaterlopen. De zomerhalfjaargemiddelde totaal-fosforconcentratie in de hoofdwaterlopen daalt enigszins door deze maatregel. De maatregel heeft weinig effect op de concentraties stikstof en fosfor in de sloten;
- het uitvoeren van *het totaal-pakket aan maatregelen* is voor fosfor de meest effectieve maatregel: de laagste zomerhalfjaargemiddelde totaal-fosforconcentraties zijn berekend voor het totaal-pakket. Voor stikstof is het totaal-pakket ongunstiger dan de individuele maatregelen 'kroosverwijderen' en 'verbeteren van de AWZI's'. Dit is het gevolg van het negatieve effect van baggeren op de totaal-stikstofconcentraties. In de praktijk zal het totaal-pakket naar verwachting toch effectiever zijn dan de individuele maatregelen.

De grenswaarde voor stikstof lijkt haalbaar met een redelijke tot grote kans in het grootste deel van het peilgebied als alle maatregelen worden uitgevoerd. Vooral in het landbouwgebied in het zuiden is de kans groot dat de grenswaarde wordt gehaald. In de sloten van de toekomstige natuurgebieden is de kans groot dat de grenswaarde voor stikstof niet wordt bereikt.

Bij het uitvoeren van het totaal-pakket aan maatregelen bestaat een redelijke kans dat de grenswaarde voor fosfor wordt gehaald in de hoofdwaterlopen en sloten van het landbouwgebied in het zuiden, en de sloten van de natuurgebieden. In het overige deel van het gebied is de kans nihil tot gering dat de grenswaarde voor fosfor wordt bereikt.

1 Inleiding

Het project 'gebiedsgericht waterbeheer in peilgebied Bergambacht' is een samenwerking tussen de Westelijke Land- en Tuinbouworganisaties, de Christelijke Boeren- en Tuindersbond, de gewestelijke raad van het Landbouwschap, het hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard, de gemeenten Bergambacht en Schoonhoven, het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, de provincie Zuid-Holland en het zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden (ZHEW). In 1992 hebben de projectdeelnemers verklaard dat zij de waterkwaliteit in het peilgebied Bergambacht in de Krimpenerwaard willen verbeteren. Daarbij stonden in principe twee wegen open. Ten eerste: op basis van bestaande inzichten starten met het nemen van maatregelen en afhankelijk van hun effectiviteit zonodig de maatregelen bijstellen. De tweede mogelijkheid was om eerst de effectiviteit van de maatregelen te voorspellen door het uitvoeren van een modelstudie. Aan de hand van de resultaten van de modelstudie zouden de deelnemers dan kunnen bepalen welke maatregelen ze zouden willen uitvoeren. De projectdeelnemers hebben voor de laatste benadering gekozen. Zij hebben daarom aan DLO-Staring Centrum de opdracht gegeven een modelstudie uit te voeren.

1.1 Probleem- en doelstelling

In 1988/1989 heeft het ZHEW een balansonderzoek uitgevoerd naar de stikstof- en fosforvruchten in het peilgebied Bergambacht (Oosterberg et al., 1989). In dit balansonderzoek zijn de verschillende bronnen van stikstof en fosfor zo goed mogelijk gekwantificeerd. Een belangrijke conclusie is dat de oppervlaktewaterkwaliteit van het peilgebied op basis van de nutriëntenconcentraties en zuurstofgehalten matig tot slecht is. De hoge nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater leiden tot overmatige kroesgroei. De waterkwaliteit voldoet niet aan de waterkwaliteitsdoelstellingen behorende bij de ecologische functie en de functie water in waterwingebieden, zoals deze aan het oppervlaktewater waren toegekend in het provinciale Waterkwaliteitsplan en het Waterkwaliteitsbeheersplan van het zuiveringsschap.

De andere belangrijke conclusie van het balansonderzoek van Oosterberg et al. (1989) is dat voor een goede bestrijding van de eutrofiëring alle bronnen van stikstof en fosfor gezamenlijk moeten worden aangepakt. Volgens het onderzoek zijn de belangrijkste bronnen:

- uit- en afspoeling vanuit en vanaf de bodem (ca. 50% op jaarbasis);
- inlaat en doorlaat van rivierwater (15-20% op jaarbasis);
- effluent van AWZI's (7-13% op jaarbasis);
- ongerioleerde lozingen (5-13% op jaarbasis);
- depositie (2-11% op jaarbasis);
- kwel direct op het oppervlaktewater (1% op jaarbasis);
- voor fosfor in het zomerhalfjaar: nalevering van fosfaat vanuit de waterbodem (ca. 40% op zomerhalfjaarbasis).

De deelnemers van het project 'gebiedsgericht waterbeheer in peilgebied Bergambacht' streven ernaar om te komen tot een situatie waarin geen sprake meer is van overmatige eutrofiëring. Deze situatie kenmerkt zich door een evenwichtige samenstelling van het aquatisch ecosysteem. De overheersing door kroos moet dan beëindigen. Een indicatie voor eutrofiëring is de concentratie stikstof en fosfor in het oppervlaktewater. In het project wordt aangenomen dat er geen overmatige eutrofiëring meer is als de stikstof- en fosforconcentraties zijn gedaald tot de grenswaarden uit de Derde Nota Waterhuishouding van 2,2 mg.l⁻¹ totaal-N en 0,15 mg.l⁻¹ totaal-P.

De doelstelling van de hier beschreven modelstudie was vast te stellen in hoeverre maatregelen of combinaties van maatregelen bijdragen aan het halen van de grenswaarden. Er zijn brongerichte en effectgerichte maatregelen voorgesteld. De brongerichte maatregelen zijn: verminderen van de nutriëntenemissie vanuit en vanaf het bodemsysteem door peilbeheer- en bemestingsmaatregelen, verbeteren van de kwaliteit van het effluent van AWZI's, beëindigen van ongerioleerde lozingen en verbeteren van de kwaliteit van het inlaatwater. De effectgerichte maatregelen zijn: verwijderen van kroos en extra diep uitbaggeren van de waterlopen. Het is van belang dat de effecten van individuele maatregelen goed worden ingeschat, zodat betrokkenen inzicht krijgen in hun bijdrage aan de verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater.

1.2 Opzet van de studie

Vanwege de grote mate van onzekerheid over de huidige diffuse belasting van het oppervlaktewater met nutriënten uit het landelijk gebied en over het aandeel daarvan dat beïnvloedbaar is door de agrarische bedrijfsvoering, is de studie in twee fasen opgedeeld:

fase 1: voor het schatten van de huidige en de toekomstige uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in het landelijk gebied onder invloed van peilbeheer en bemestingsregime, is een modelstudie uitgevoerd naar de nutriëntenhuishouding van het bodemsysteem;

fase 2: voor het schatten van de effecten op de stikstof- en fosforconcentratie in het oppervlaktewater van vermindering van de nutriëntenbelasting vanuit verschillende bronnen en van effectgerichte maatregelen zijn berekeningen gedaan met een model voor de nutriëntenhuishouding van het oppervlaktewatersysteem.

De studie moest in een relatief korte tijd en met beperkte financiële middelen worden uitgevoerd. Om deze redenen zijn vooraf de volgende randvoorwaarden als uitgangspunt genomen:

- voor de benodigde invoer- en toetsingsgegevens voor de simulatiemodellen worden geen veldmetingen gedaan, deze moeten uit bestaande databestanden en uit de literatuur worden gehaald;
- de calibratie van de simulatiemodellen moet geschieden op basis van bestaande gegevens uit het gebied; dit betreft hoofdzakelijk gegevens uit het balansonderzoek van het peilgebied Bergambacht die in de periode 1988/1989 door het ZHEW is uitgevoerd. Dit betekent dat de mogelijkheden voor calibratie beperkt zijn en dat verificatie niet haalbaar is;

- omdat het gebied redelijk uniform is hoeft de schematisering niet erg verfijnd. De hoofdindeling wordt gevormd door de voorziene toekomstige inrichting van het gebied in landbouw-, natuur- en stedelijk gebied;
- het accent bij de interpretatie van de uitkomsten van de modelberekeningen ligt bij de onderlinge vergelijking van de doorgerekende scenario's; de absolute waarde van de uitkomsten zijn hierbij van minder belang;
- het verkrijgen van een indruk van de realiteitswaarde of betrouwbaarheid van de modeluitkomsten zal worden verkregen door het uitvoeren van een beperkte gevoeligheidsanalyses.

1.3 Opbouw van het rapport

In hoofdstuk 2 wordt een globale beschrijving van het gebied gegeven, waarbij relevante gebiedskenmerken worden behandeld. Hoofdstuk 3 handelt over de methoden van de studie en de toegepaste modellen. In hoofdstuk 4 worden de doorgerekende scenario's en de varianten van beheersmaatregelen die ten grondslag lagen aan deze scenario's besproken. Hoofdstuk 5 geeft de resultaten van de scenario's en een verklaring op hoofdlijnen van de belangrijkste tendensen en opvallendste resultaten. In hoofdstuk 6 worden de scenario-resultaten besproken in relatie tot de doelstelling van de studie. Tevens bevat dit hoofdstuk een bespreking van de betrouwbaarheid van de resultaten. In hoofdstuk 7, tenslotte, worden conclusies getrokken. In aanhangsels zijn verschillende aspecten van de methoden en de modelresultaten in meer detail behandeld.

2 Gebiedsbeschrijving

Het peilgebied Bergambacht is gelegen in de zuid-oostelijke hoek van de Krimpenerwaard (fig. 1). Het wordt aan de zuidkant begrensd door de Lek en aan de oostkant door de Vlist. De begrenzing aan de noord- en westkant wordt gevormd door kaden langs hoofdwaterlopen. Vanuit polder Vlist-Westzijde, dat buiten peilgebied Bergambacht

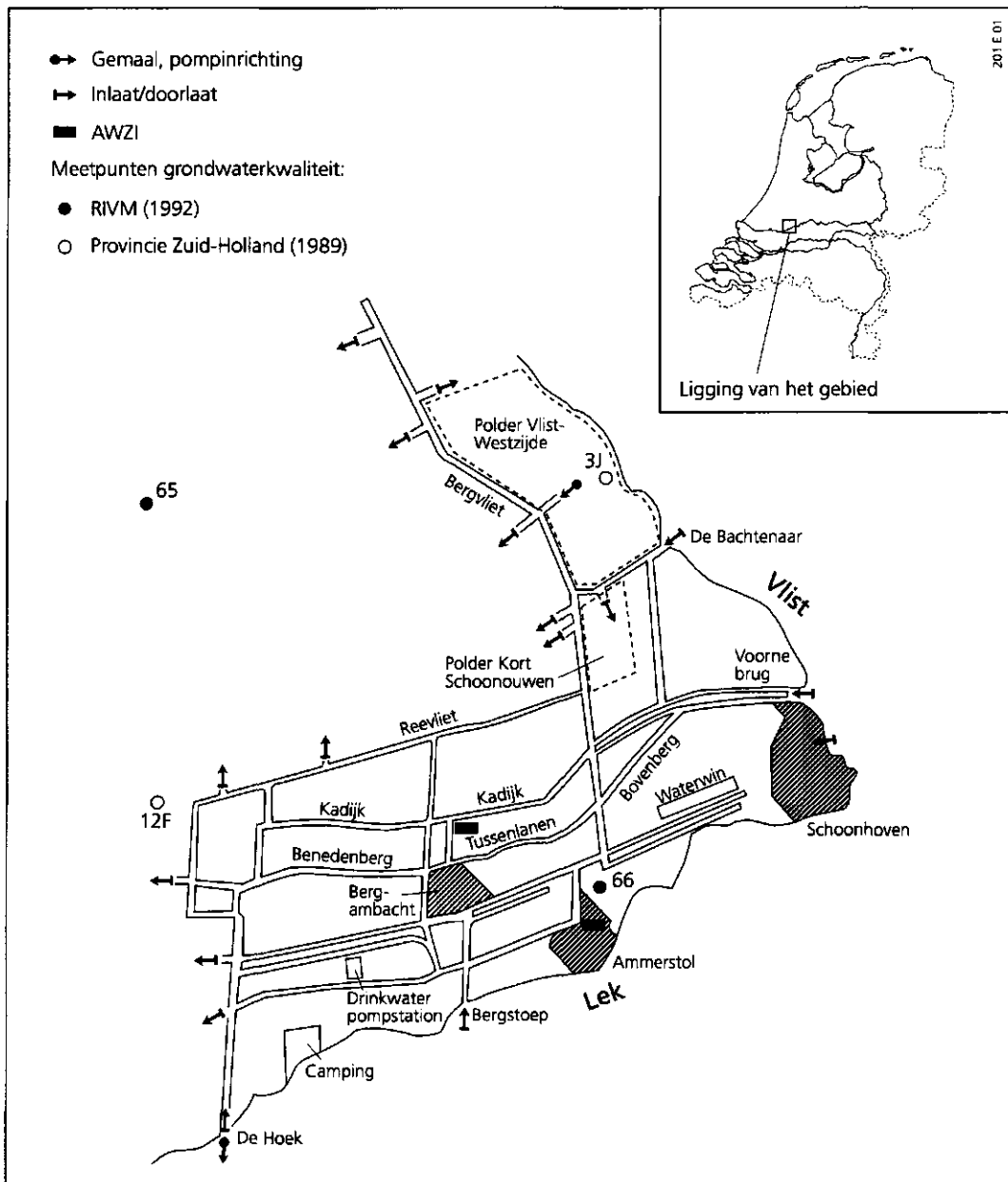


Fig. 1 Het peilgebied Bergambacht

ligt, vindt in tijden van waterbezwaar lozing op het peilgebied plaats. Polder Kort-Schoonouwen (fig. 1) valt buiten het peilgebied Bergambacht.

Het totale oppervlak van het peilgebied bedraagt ca. 2570 ha. Ruim 1800 ha bestaat uit landbouwgrond, die vrijwel uitsluitend in gebruik is als grasland. In het peilgebied bevinden zich drie stedelijke kernen, Bergambacht, Ammerstol en Schoonhoven, die te zamen ca. 9% van het oppervlak van het gebied uitmaken. Daarnaast komt lint-bebouwing voor langs de Lekdijk en langs het traject Benedenberg-Tussenlanen-Bovenberg. Het oppervlak aan oppervlaktewater is volgens Oosterberg et al. (1989) ca. 19% van het totale oppervlak. Volgens het hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard bedraagt dit percentage 15% (pers. med. Gilijamse). Dit lagere percentage is in deze studie aangehouden (tabel 1).

Tabel 1 *Grondgebruik binnen het peilgebied Bergambacht (bron: Oosterberg et al., 1989; gecorrigeerd voor het oppervlak aan oppervlaktewater volgens gegevens van het hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard)*

Gebruiksvorm	Oppervlak (ha)		Relatieve oppervlak (%)
	stedelijk	overig	
Stedelijk gebied:			
Schoonhoven	123		
Bergambacht	67		
Ammerstol	<u>40</u>		
Totaal stedelijk gebied	230		9
Wegen		70	3
Grasland		1825	71
Boomgaard		40	1,5
Recreatie		15	0,5
Oppervlaktewater		<u>390</u>	<u>15</u>
Totaal peilgebied		2570	100

In het peilgebied komen twee bodemsoorten voor: een strook rivierkleigronden op veen van 1 tot 2 km breedte in het zuiden langs de Lek, en veengronden met een weinig kleidek in het overige deel van het peilgebied (Markus, 1984). De grens tussen de rivierkleigronden en de veengronden is weergegeven als de grens tussen landbouw-klei en landbouw-veengebied in figuur 2, aan het einde van dit hoofdstuk. In het algemeen is het verschil tussen de voorkomende bodemeenheden van zowel de rivierkleigronden als de veengronden de dikte van het kleidek; de ondergrond van nagenoeg het gehele peilgebied bestaat uit eutroof bos- en broekveen. Naarmate de afstand tot de rivieren Lek en Vlist groter wordt, neemt de dikte van het kleidek af.

De rivierkleigronden bestaan voornamelijk uit de bodemeenheid drechtvaaggronden (Markus, 1984). De profielopbouw is globaal: 50 cm zware klei op eutroof broekveen met een 25 cm dikke tussenlaag van kleilig bosveen. Direct langs de Lek tussen Schoonhoven en Ammerstol ligt een smalle strook poldervaaggronden van enkele honderden meters breed. De profielopbouw hiervan is: 100 cm zware klei op bosveen.

De voorkomende bodemeenheden van de veengronden zijn van zuidoost naar noordwest: waardveengronden, weideveengronden, en koopveengronden (Markus, 1984). De globale profielopbouw van al deze eenheden is zware venige klei op niet geoxydeerd bosveen of eutroof broekveen, met daartussen een laag matig verweerd bosveen of eutroof broekveen. Alleen in het uiterste noordwesten van het gebied ligt een hoekje mesotroof broekveen. Het onderscheid tussen de eenheden van de veengronden bestaat voornamelijk in de dikte van de kleilaag. In de gegeven volgorde loopt deze af van 40 cm, via 30-40 cm naar 20-30 cm.

De grondwatertrap (Gt) van alle voorkomende bodemeenheden is II. Uitzondering vormt de strook poldervaaggronden met Gt III. De maaiveldshoogte bedraagt langs de rivieren ca. 1,00 m - NAP en in het noordwesten ca. 1,45 m - NAP.

In het peilgebied treedt voornamelijk kwel op. De kwelintensiteit is het hoogst langs de rivieren en neemt af in noordelijke richting. Volgens gegevens van het ICW is de gemiddelde kwelintensiteit langs de rivieren ca. 0,50 mm.d⁻¹, in het centrale veengebied ca. 0,25 mm.d⁻¹ en langs de noordgrens ca. 0 mm.d⁻¹ (ICW, 1987). In de directe omgeving van de drinkwaterwinning vindt wegzijging plaats met een intensiteit van 0,50-1,00 mm.d⁻¹ (ICW, 1987). In het zuiden en oosten, langs de rivieren, is de kwel rivierkwel met lage nutriëntenconcentraties van ca. 0,5 mg.l⁻¹ totaal-N en ca. 0,25 mg.l⁻¹ totaal-P. Naar het noordwesten gaand nemen de nutriëntenconcentraties in het kwelwater toe tot ca. 25 mg.l⁻¹ totaal-N en ca. 2,5 mg.l⁻¹ totaal-P (Provincie Zuid-Holland, 1989; RIVM, 1992).

Het oppervlaktewatersysteem in het peilgebied wordt gekenmerkt door brede sloten op relatief korte afstand van elkaar (tabel 2). De gemiddelde perceelsbreedte bedraagt ca. 30 m. Het oppervlaktewater is te onderscheiden in hoofdwaterlopen en sloten. De hoofdwaterlopen hebben als primaire functie de aan- en afvoer van water en zijn daarom in onderhoud bij het hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard. De functie van de sloten is ontwatering. Ze kunnen worden onderverdeeld in kavel-, schei-, weg- en dijksloten. Het onderscheid tussen hoofdwaterlopen en sloten is in het peilgebied vrij arbitrair. Door de structuur van het oppervlaktewatersysteem en de breedte van de sloten fungeren veel sloten tevens als aan- en afvoerleiding.

Tabel 2 *Enkele kenmerken van het oppervlaktewatersysteem in het peilgebied Bergambacht (naar: Oosterberg et al., 1989; gecorrigeerd voor het oppervlak aan sloten volgens gegevens van het hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard)*

Soort	Lengte (km)	Gemiddelde breedte (m)	Gemiddelde diepte*) (m - mv)	Oppervlak (ha)	Volume (1000 m ³)
Hoofdwaterlopen	64	10	0,75	60	480
Sloten	800	3,8	0,40	330	1320
Totaal	864	-	-	390	1800

*) diepte tot de baggerlaag

Het overtollige water wordt uitgeslagen op de Lek door gemaal Hoekse Sluis. In tijden van waterbehoefte wordt het peilgebied van water voorzien vanuit de Lek en de Vlist. Vanuit het peilgebied worden veel van de achterliggende polders via inlaten van water voorzien.

Het zomerpeil in het peilgebied Bergambacht bedraagt 1,73 m - NAP; het winterpeil 1,79 m - NAP. In de praktijk vertoont het polderpeil een geringe fluctuatie rond 1,78 m - NAP. De drooglegging van de landbouwgrond is gering: van 40-50 cm beneden maaiveld in het veengebied tot ca. 65 cm beneden maaiveld in het kleigebied.

In het peilgebied bevindt zich naast enkele verspreide ongerioleerde woningen en bedrijven ook een aantal relatief dichte lintbebouwingen die niet zijn aangesloten op een gemeentelijk rioleringsstelsel. Vanuit deze panden wordt afvalwater ongezuiverd op het oppervlaktewater geloosd. Voorts bevinden zich in het gebied nog twee afvalwaterzuiveringsinrichtingen (AWZI's) en enkele bedrijven, waaronder een pompstation van een waterleidingbedrijf (Duinwaterbedrijf), waarvan het effluent op het peilgebied wordt geloosd.

Ten westen van Schoonhoven bevindt zich een waterwinstation. Het betreft een oeverinfiltratie van Lekwater, met een productie van 8,7 miljoen m³ per jaar. Deze drinkwateronttrekking beïnvloedt de kwel/wegzijing in het gebied. Als gevolg van de aanwezigheid van dit bedrijf is een groot deel van het peilgebied als waterwingebied aangewezen.

Voor de toekomstige indeling van het peilgebied stelt de Landinrichtingscommissie Krimpenerwaard op dit moment een schetsontwerp op. De provincie Zuid-Holland heeft daarbij twee belangrijke randvoorwaarden geformuleerd: de situering van natuurgebieden (reservaatsgebieden) en de mogelijkheden tot vergroting van de drooglegging in de landbouwgebieden.

Bij de scenario-berekeningen in de modelstudie vormen de bestaande plannen voor de gebiedsinrichting van de Landinrichtingscommissie de basis voor de gebiedsindeling van het peilgebied Bergambacht. Het gebied is hierbij ingedeeld in landbouw-, beheers-, natuur- en stedelijk gebied. Deze inrichtingsgebieden beslaan respectievelijk 60, 2, 29 en 9% van het oppervlak van het peilgebied (Landinrichtingsdienst, 1993). De gebiedsindeling is weergegeven in figuur 2.

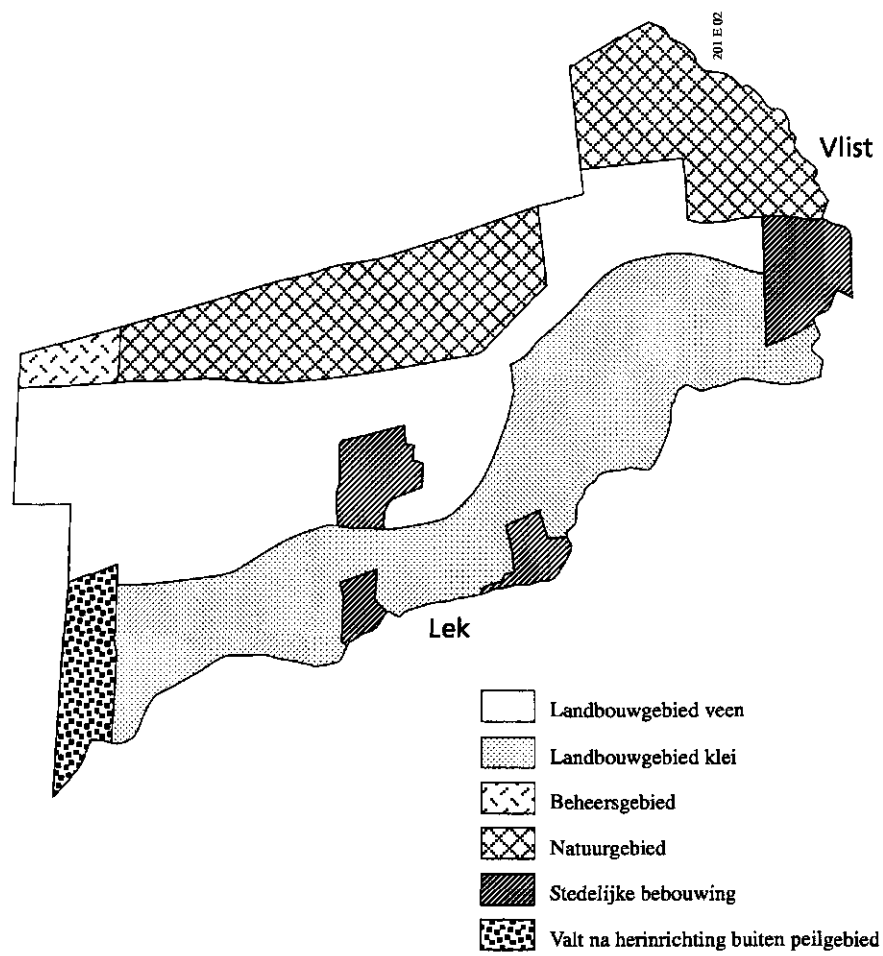


Fig. 2 Herinrichting van het peilgebied Bergambacht volgens de plannen van de Landinrichtingscommissie Krimpenerwaard (naar: Landinrichtingsdienst, 1993)

3 Methoden

De studie is uitgevoerd met vier modellen die processen in de bodem en in het oppervlaktewater in hun onderlinge interactie beschrijven. Voor het doel van de studie was het van groot belang met modellen te werken. Omdat modellen een zo goed mogelijk mathematische beschrijving vormen van de belangrijkste processen die in de werkelijkheid optreden, kunnen met modellen voorspellingen worden gedaan over het effect van veranderingen in bepaalde omstandigheden of randvoorwaarden (scenario's). Deze veranderingen kunnen het doorvoeren van bepaalde maatregelen betreffen, maar ook een ontwikkeling in de tijd: met modellen kunnen voorspellingen in de toekomst worden gedaan. Met een balansonderzoek is dat niet mogelijk. De resultaten van een balansonderzoek vormen een weergave van de situatie van het moment van meten. 'Doorrekenen' van scenario's op balansniveau door één of meer balanstermen te veranderen, geeft niet het gewenste resultaat: het effect op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater. Verschuivingen binnen de totale balans brengen veranderingen in processen teweeg die het uiteindelijke effect op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater bepalen.

Voorwaarde voor goede resultaten met modelberekeningen is dat er voldoende correcte gegevens zijn om de modellen mee te voeden en aan te toetsen. Invoergegevens voor modellen kunnen in drie groepen worden onderverdeeld:

- initiële gegevens: voor alle toestandsgrootheden in het simulatiemodel zijn initiële waarden nodig om de berekeningen te kunnen starten;
- modelparameters: invoergegevens die gedurende de modelberekeningen constant zijn en die de gemodelleerde processen beïnvloeden;
- tijdsafhankelijke invoergegevens: deze vormen in feite het scenario dat met het model wordt doorgerekend.

Invoergegevens kunnen uit veld- en laboratoriummetingen, en uit de literatuur worden verkregen. Voor onzekere modelparameters is het mogelijk via calibratie of ijking correcte waarden voor het gemodelleerde systeem af te leiden. Hierbij worden relevante modelparameters zolang bijgesteld tot het vergelijken van berekende met gemeten waarden bevredigende resultaten geeft. Uiteraard moeten de waarden van gecalibreerde parameters binnen fysisch realistische grenzen liggen. Na calibratie moeten de waarden van de modelparameters worden getoetst door een andere situatie met andere tijdsafhankelijke invoergegevens door te rekenen en de resultaten te vergelijken met gemeten waarden (verificatie). Voorwaarden voor een juiste calibratie en verificatie zijn voldoende correcte initiële en tijdsafhankelijke invoergegevens, en meetgegevens om de modeluitkomsten mee te vergelijken.

Randvoorwaarde voor deze studie was dat geen veldmetingen zouden worden uitgevoerd (zie 1.2). Invoer- en toetsingsgegevens moesten uit bestaande gegevensbestanden en uit de literatuur worden verkregen. Deze gegevens waren niet voldoende voor een uitgebreide calibratie en verificatie. Calibratie is daardoor beperkt gebleven; verificatie is niet uitgevoerd. Hierdoor en omdat aannamen zijn gedaan waar waarden voor parameters

niet bekend of niet zeker waren, zijn onzekerheden in de modeluitkomsten ingevoerd. In hoofdstuk 6 wordt ingegaan op de implicatie hiervan op de resultaten van de studie.

In de modellen zijn de processen beschreven op het niveau van uniforme systemen. Waarden van invoerparameters en ook modeluitkomsten gelden voor het gehele systeem. Onderwerp van deze studie was een heel peilgebied met ruimtelijke differentiatie in kenmerken en eigenschappen, die moest resulteren in ruimtelijke differentiatie in uitkomsten. Het gebied is daarom geschematiseerd tot uniforme sub-eenheden. Afhankelijk van het model is elke sub-eenheid uniform voor specifieke eigenschappen.

In dit hoofdstuk wordt eerst ingegaan op de relevante processen en de modellen die zijn gebruikt om deze processen te beschrijven (3.1). Dat gebeurt vrij globaal. In aanhangsel 1 zijn de modellen in meer detail beschreven. Hierin worden ook de belangrijke aannamen betreffende procesformulering en waarden voor procesparameters behandeld. Tevens wordt hierin het calibratie-proces besproken. Vervolgens wordt in dit hoofdstuk de schematisering van het peilgebied beschreven (3.2). Het hoofdstuk eindigt met een bespreking van de belangrijkste invoergegevens, hoe ze verkregen zijn, wat de onzekerheden zijn en welke aannamen zijn gedaan (3.3). Voor een gedetailleerde beschrijving van de modelinvoer wordt verwezen naar aanhangsel 1.

3.1 Modelleninstrumentarium

Voor deze studie zijn processen in het oppervlaktewatersysteem en processen in het bodemsysteem van belang. Processen in het oppervlaktewatersysteem zijn direct van invloed op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater. Processen in het bodemsysteem zijn relevant, omdat uit- en afspoeling belangrijke bronnen van nutriënten zijn in het peilgebied (ca. 50% van de belasting op jaarbasis).

Voor de processen kan bij beide systemen onderscheid worden gemaakt tussen 'kwantiteit' en 'kwaliteit' (fig. 3). 'Kwantiteit' heeft betrekking op processen die het transportmedium water betreffen; 'kwaliteit' op de processen van de nutriëntenhuishouding. Voor zowel het bodemsysteem als het oppervlaktewatersysteem kunnen de bepalende kwantiteits- en kwaliteits-processen worden onderverdeeld in drie groepen:

- 1 aanvoer over de randen van het systeem;
- 2 afvoer over de randen van het systeem;
- 3 interne processen binnen het systeem.

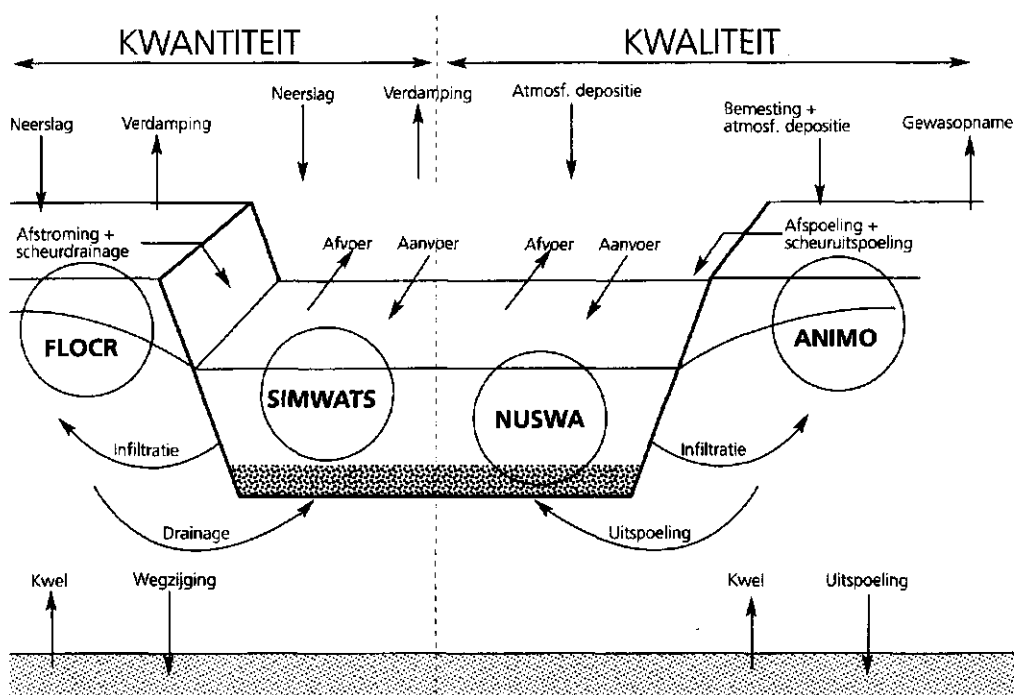
Meer in detail zijn de belangrijkste processen voor het bodemsysteem (fig. 3):

1a aanvoer over de bovenrand:

- kwantiteit: neerslag;
- kwaliteit: bemesting en atmosferische depositie;

1b aanvoer over de onderrand:

- kwantiteit: kwel;
- kwaliteit: aanvoer van nutriënten via kwel;



037 E 02

Fig. 3 Schematische weergave van processen in het bodemsysteem en het oppervlaktewater-systeem, en de daarbij betrokken modellen

- 1c aanvoer over het grensvlak bodem/water:
- kwantiteit: infiltratie vanuit het oppervlaktewater;
 - kwaliteit: aanvoer van nutriënten vanuit het oppervlaktewater via infiltratie;
- 2a afvoer over de bovenrand:
- kwantiteit: verdamping;
 - kwaliteit: gewasopname;
- 2b afvoer over de onderrand:
- kwantiteit: wegzijging naar het diepere grondwater;
 - kwaliteit: uitspoeling van nutriënten naar het diepere grondwater;
- 2c afvoer over het grensvlak bodem/water:
- kwantiteit: drainage, oppervlakkige afstroming en drainage via krimpscheuren naar het oppervlaktewater;
 - kwaliteit: uitspoeling, afspoeling en uitspoeling via krimpscheuren van nutriënten naar het oppervlaktewater;
- 3 interne processen:
- kwantiteit: veranderingen in vochtgehalten, drukhoogten, grondwaterstand en bodemmatrix- en scheurvolumen, en interne waterbewegingen o.i.v. processen aan de randen;
 - kwaliteit: afbraak en mineralisatie van organische stof (veen), nitrificatie, denitrificatie, ad- en desorptie van N en P, en intern transport van N en P o.i.v. processen aan de randen en kwantiteits-processen.

De belangrijkste processen in het oppervlaktewatersysteem zijn (fig. 3):

1a aanvoer over de bovenrand:

- kwantiteit: neerslag;
- kwaliteit: atmosferische depositie;

1b aanvoer over de zijranden:

- kwantiteit: aanvoer vanuit aanliggende watersystemen, inlaten, lozingen van AWZI's en bedrijven, overstorten en ongerioleerde lozingen;
- kwaliteit: aanvoer van nutriënten vanuit aanliggende watersystemen, en via inlaten en lozingen;

1c aanvoer over het grensvlak bodem/water:

- kwantiteit: drainage, oppervlakkige afstroming en drainage via krimpscheuren;
- kwaliteit: uitspoeling, afspoeling en uitspoeling via krimpscheuren van nutriënten vanuit/vanaf het bodemsysteem;

2a afvoer over de bovenrand:

- kwantiteit: verdamping;
- kwaliteit: eventueel verwijderen van kroos en baggeren;

2b afvoer over de zijranden:

- kwantiteit: afvoer naar aanliggende watersystemen of via gemalen;
- kwaliteit: afvoer van nutriënten naar aanliggende watersystemen of via gemalen;

2c afvoer over het grensvlak bodem/water:

- kwantiteit: infiltratie naar het bodemsysteem;
- kwaliteit: afvoer van nutriënten naar de bodem via infiltratie;

3 interne processen:

- kwantiteit: veranderingen in de berging en interne waterbewegingen o.i.v. processen aan de randen;
- kwaliteit: afbraak en mineralisatie van organische stof (bagger en afgestorven kroos), nitrificatie en denitrificatie in waterbodem en bovenstaand water, ad- en desorptie van N en P in de waterbodem, en opname van N en P door kroos, groei en sterfte van kroos, en transport van N en P in het bovenstaande water o.i.v. processen aan de randen en kwantiteits-processen.

Figuur 3 is een dwarsdoorsnede door de bodem en een waterloop. Hierin zijn alle randprocessen aangegeven. De interne processen zijn gesymboliseerd door de rondjes waarin de namen van de desbetreffende modellen staan. Elk model bestaat uit een mathematisch stelsel dat de interne processen beschrijft onder invloed van de randvoorwaarden. In detail is dit niet helemaal juist, aangezien bepaalde randtermen door de modellen zelf worden berekend afhankelijk van interne processen (b.v. de nutriëntenuitspoeling in ANIMO is afhankelijk van de berekende concentraties in het interne systeem).

Uit figuur 3 worden de interacties tussen het bodemsysteem en het oppervlaktewatersysteem en de interacties tussen de modellen onderling duidelijk. De twee systemen communiceren via het grensvlak bodem/water in de vorm van de uitspoeling en afspoeling van bodem naar oppervlaktewater en infiltratie van oppervlaktewater naar bodem. De communicatie tussen de twee systemen op modelniveau is een éénrichtingsverkeer van het bodemsysteem naar het oppervlaktewatersysteem en vindt gescheiden plaats voor de kwantiteit en voor de kwaliteit: het hydrologische model FLOCR levert invoer

voegd tot één kwelterm en wordt de drainageterm vermeerderd met de term 'kwel direct op het oppervlaktewater'.

In het navolgende worden de vier modellen in het kort gekenschetst. Een meer uitgebreide beschrijving wordt gegeven in aanhangsel 1.

FLOCR

Het computermodel FLOCR (Oostindie en Bronswijk, 1992) is een één-dimensionaal hydrologisch model voor het dynamisch simuleren van de stroming van water door een onverzadigde zone en voor het simuleren van de waterbalans onder invloed van neerslag, verdamping, kwel en wegzijging, en drainage naar en infiltratie vanuit ontwateringsmiddelen. Het belang van het model voor dit onderzoek is dat het rekening houdt met zwellen en krimpen van de bodem, en de scheuren die daarbij ontstaan. Hierdoor kan drainage via krimp-scheuren worden berekend, ten behoeve van de berekening van de uitspoeling van nutriënten via krimp-scheuren. Belangrijker echter is dat het voor een correcte beschrijving van de water- en de nutriëntenhuishouding van krimpende bodems als veen en klei noodzakelijk is de effecten van zwel en krimp van de bodemmatrix in de berekeningen te betrekken (Hendriks, 1993). Een krimpende bodemmatrix blijft vochtiger dan een rigide. Dit heeft grote gevolgen voor de zuurstofhuishouding van de bodemmatrix en de processen die daarmee samenhangen als afbraak en mineralisatie van organische stof, nitrificatie en denitrificatie.

ANIMO

Het model ANIMO (Berghuis-van Dijk et al., 1985; Rijtema et al., i.v.) is een dynamisch simulatiemodel voor het kwantificeren van de stikstof- en fosforhuishouding in gewasbodem-watersystemen. Voor veengronden en klei-op-veengronden, zoals in het peilgebied Bergambacht, is het van belang dat de nutriëntenhuishouding in samenhang met de koolstofhuishouding wordt gesimuleerd. In deze gronden komen stikstof en fosfor in grote hoeveelheden voor in de organische vorm. In ANIMO wordt de koolstofhuishouding meegenomen in de berekeningen, zodat de uit- en afspoeling van alle voor het peilgebied belangrijke N- en P-componenten, inclusief organisch-N en organisch-P, kunnen worden gesimuleerd. Verder is ANIMO geschikt voor deze studie, omdat het model sterk is gericht op beschrijving van de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor onder invloed van bemesting.

Met de toepassing van de modellencombinatie FLOCR/ANIMO op veenweidepercelen, o.a. in de Alblasserwaard, is uitgebreide ervaring opgedaan in eerder onderzoek (Hendriks, 1993).

SIMWATS

Het pseudo-dynamische model SIMWATS (Hendriks, i.v.) is een regionaal waterbalans-model voor het oppervlaktewater dat per dag de waterverdeling over een beschouwd gebied berekend. Met het model kunnen de waterbeweging, en de bergingsverandering en het peil in open waterleidingen worden gesimuleerd. Het model is in staat ingelaten water te verdelen in tijden van waterbehoefte en water te verzamelen en uit te laten in tijden van wateroverschot. Hierbij wordt rekening gehouden met de aanvoer vanuit of de afvoer naar het bodemsysteem, de inlaat van water, de uitslag van water, de aanwezigheid van stuwen, streefpeilen, de weerstand van leidingen enz. Het model is geba-

seerd op de aanname dat per dag een stationaire situatie bestaat of dat per dag het oppervlaktewaterpeil gelijk is over het gehele peilgebied. Op grond van peilgegevens van ZHEW blijkt deze aanname gerechtvaardigd voor het peilgebied Bergambacht.

NUSWA

Het model NUSWA (Van der Kolk en Drent, i.v.) is een dynamisch model voor het simuleren van de stikstof- en fosforhuishouding in oppervlaktewatersystemen op regionale schaal. NUSWA berekent de concentratie van zowel organische als anorganische stikstof- en fosforcomponenten in water en sediment. Hiervoor worden de stikstof-, fosfor-, koolstof- en zuurstofkringloop gesimuleerd. De interactie tussen sediment en bovenstaand water is in deze kringlopen betrokken. Omdat de biomassa in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht voor ca. 90% uit kroos bestaat, is een kroos-groeimodel in het model inbegrepen. NUSWA onderscheidt zich van andere eutrofiëringsmodellen door de koppeling met een nutriëntenhuishoudingmodel voor het bodemsysteem (ANIMO). Het model is speciaal ontwikkeld om de in deze studie beschouwde maatregelen door te rekenen, zoals kroosverwijderen, baggeren, verbeteren van de effluentkwaliteit van AWZI's, maar ook veranderingen in de nutriëntenemissie vanuit en vanaf de bodem.

3.2 Schematisering van het studiegebied

De schematisering van het oppervlaktewater vormt de basis van de gebiedsschematisering; de schematisering van het bodemsysteem is hier van afgeleid. De schematisering van het oppervlaktewatersysteem wordt daarom als eerste behandeld (3.2.1), gevolgd door een bespreking van de schematisering van het bodemsysteem (3.2.2).

3.2.1 Oppervlaktewatersysteem

Voor de beschrijving van de kwantiteits- en kwaliteitsprocessen in het oppervlaktewater wordt het oppervlaktewatersysteem verdeeld in een stelsel van hoofdwaterlopen met daaraan gekoppeld een stelsel van kleinere waterlopen (sloten). In het vervolg worden deze twee deelsystemen aangeduid als 'hoofdwaterlopen' en als 'sloten'. Hoofdwaterlopen zijn in deze studie de waterlopen met een duidelijke afwaterende functie die in onderhoud zijn bij het hoogheemraadschap. De overige waterlopen zijn tot de sloten gerekend; deze hebben als functie de ontwatering van de landbouw- en overige gronden (zie ook H 2).

Het hoofdwaterlopenstelsel wordt geschematiseerd tot een netwerk van knooppunten verbonden door leidingen. De plaatsen van de knooppunten worden als volgt bepaald:

- op de gebiedsranden waar waterinlaat of -uitlaat plaatsvindt;
- op punten waar hoofdwaterlopen samenkomen. In elk knooppunt kan een willekeurig aantal leidingen samenkomen;
- aan het einde van doodlopende hoofdwaterlopen;
- ter verdeling van hoofdwaterlopen in leidingen van ongeveer gelijke lengte.

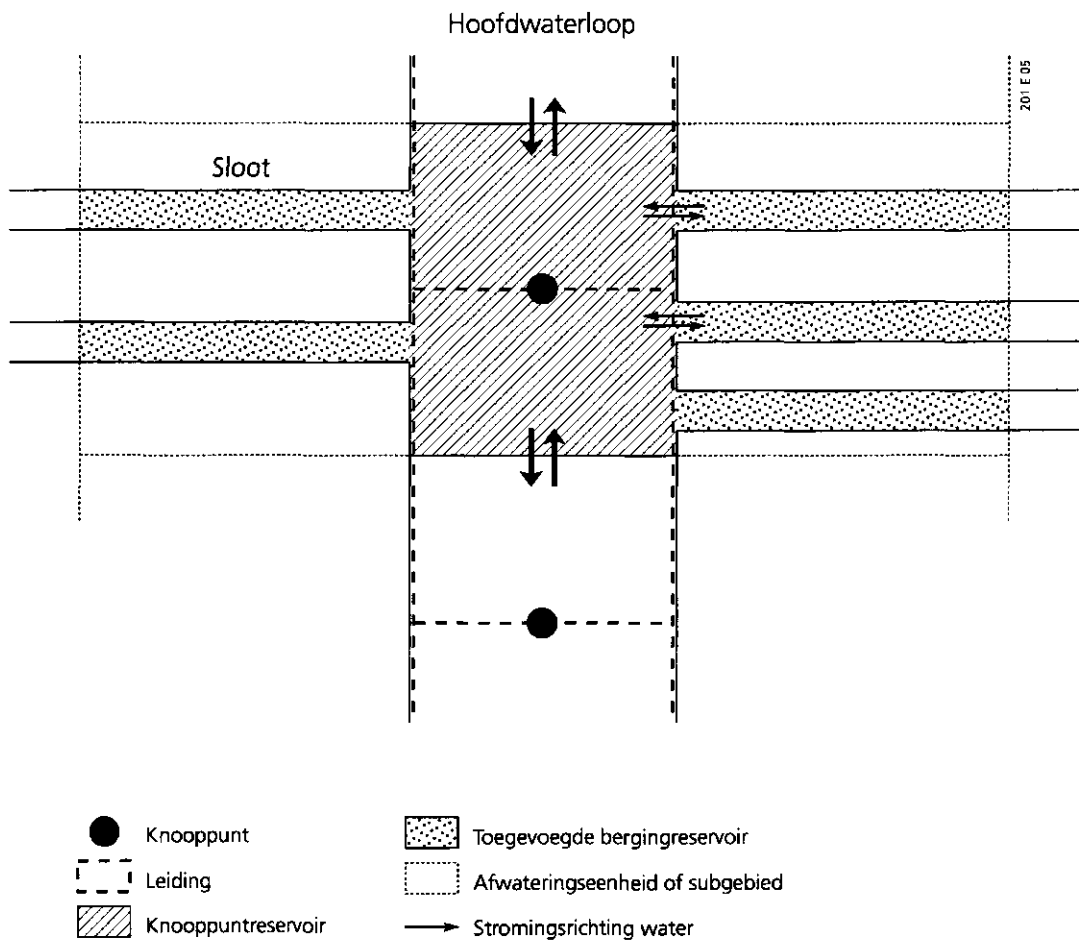


Fig. 5 Schematisering van het hoofdwaterlopenstelsel, het slotenstelsel en het landoppervlak van het peilgebied in knooppunten, leidingen en knooppuntreservoirs, respectievelijk toegevoegde bergingreservoir, en respectievelijk afwateringseenheid of subgebied

Elk knooppunt vertegenwoordigt een deel van het hoofdwaterlopenstelsel: het knooppuntreservoir. De grenzen van deze reservoirs liggen midden tussen de knooppunten. Bij elk knooppunt hoort een toegevoegde bergingreservoir. Dit is het stelsel van detailontwateringssloten dat afwatert op het desbetreffende knooppuntreservoir. Ruimtelijk gezien is de toegevoegde berging de afwateringseenheid, het deel van het peilgebied dat afwatert op het beschouwde knooppuntreservoir. Bij de schematisering van het landoppervlak van het gehele gebied worden deze afwateringseenheden subgebieden genoemd. Het geheel is schematisch weergegeven in figuur 5.

Tussen de knooppuntreservoirs onderling en tussen knooppuntreservoir en bijbehorend toegevoegde bergingreservoir vindt uitwisseling van water en stoffen plaats, afhankelijk van de hydraulische en hydrologische omstandigheden. Het toegevoegde bergingreservoir heeft alleen contact met het eigen knooppuntreservoir; niet met andere toegevoegde bergingreservoirs.

Invoer van gegevens in de modellen SIMWATS en NUSWA geschiedt op het niveau van knooppunt, leiding en toegevoegde berging. De belangrijkste resultaten, zoals nutriëntenconcentraties, hebben betrekking op het knooppuntreservoir en het toegevoegde bergingreservoir. Hierbij bestaat geen differentiatie binnen de reservoirs; de waarden zijn gemiddelden over deze reservoirs.

Bij de schematisering van het oppervlaktewatersysteem van het peilgebied is onderscheid gemaakt tussen de bestaande situatie en de toekomstige ontwikkeling. De eerste is van belang voor de calibratie van de modellen; de tweede voor de scenario-berekeningen.

De schematisering van de bestaande situatie is gebaseerd op de gegevens van de legger voor de Krimpenerwaard van 1992 en aanvullende informatie van het hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard, en op de topografische kaart. Het hoofdwaterlopenstelsel is geschematiseerd tot 82 knooppunten verbonden door leidingen. Het slotenstelsel is onderverdeeld in 72 afwateringseenheden, het landoppervlak in een gelijk aantal subgebieden. Niet elk knooppunt heeft een toegevoegde berging en dus een aanliggend subgebied. Het knooppunten- en leidingennetwerk en de bijbehorende subgebieden voor de bestaande situatie zijn gegeven in figuur 2.1 van aanhangsel 2. In deze figuur zijn ook de kunstwerken met een bijzondere functie aangegeven, n.l. gemalen, inlaten en doorlaten.

Voor de schematisering van de toekomstige situatie is uitgegaan van de plannen voor de gebiedsinrichting van de Landinrichtingscommissie (zie fig. 2). Conform deze plannen zijn twee peilbeheervarianten onderscheiden die beide voorzien in een inrichting van het peilgebied in verschillende deelpeilgebieden met ieder een eigen peil (zie ook 4.2.1.1, tabel 4):

- de variant 'huidig peil' (5 deelpeilgebieden);
- de variant 'laag peil' (10 deelpeilgebieden).

Bij de schematisering van de toekomstige situatie is er van uitgegaan dat het toekomstige hoofdwaterlopenstelsel grotendeels gelijk is aan dat van de huidige situatie. De schematisering van de toekomstige inrichting is dan ook gebaseerd op die van de bestaande. Bij de toekomstige inrichting is het peilgebied echter kleiner dan in de huidige situatie. De hoofdwaterloop de Bergvliet in het noordoosten en de zuidwestelijke hoek nabij het huidige gemaal de Hoekse Sluis (zie fig. 1) behoren dan niet langer tot het peilgebied. Het peilgebied fungeert ook niet meer als doorlaatgebied voor inlaatwater. Het aantal knooppunten en het aantal subgebieden zijn in de schematisering van de toekomstige situatie daarom geringer dan in de schematisering van de bestaande situatie. Deze aantallen bedragen respectievelijk 63 en 61.

De in de toekomstige inrichting onderscheiden deelpeilgebieden communiceren onderling via stuwen en interne inlaten. Aan de randen van het peilgebied ligt een achttal inlaten; één voor de inlaat van Lekwater en zeven voor de inlaat van Vlistwater. Deelpeilgebieden die niet aan de rand van het peilgebied liggen, worden van water voorzien door de inlaat vanuit hogergelegen aanliggende deelpeilgebieden via interne inlaten. Voor de uitslag van overtollig water uit het gehele peilgebied is een nieuw gemaal langs de Lek ingericht. Dit staat in verbinding met het laagst gelegen deelpeilgebied, het centrale landbouw-veengebied. De overige deelpeilgebieden voeren overtollig water af via stuwen

naar het centrale landbouw-veengebied. Omdat het aantal deelpeilgebieden verschilt bij de twee varianten van de toekomstige inrichting, verschilt de schematisering van beide varianten eveneens. De schematisering van de variant 'huidig peil' is weergegeven in figuur 2.2 en die van de variant 'laag peil' in figuur 2.3 van aanhangsel 2.

3.2.2 Bodemsysteem

Voor de beschrijving van de kwantiteits- en de kwaliteitsprocessen in het bodemsysteem dient het gebied te worden onderverdeeld in delen die uniform zijn voor de bepalende eigenschappen. De schematisering van het bodemsysteem van het peilgebied is gebaseerd op de schematisering van het slotenstelsel in afwateringseenheden of subgebieden. Het subgebied is de kleinste ruimtelijke eenheid. De eenheden van de schematisering van het bodemsysteem zijn clusters van één subgebied of een aantal soortgelijke aanliggende subgebieden. Clusters van subgebieden zijn samengesteld uit subgebieden die zoveel mogelijk uniform zijn voor:

- de bodemkundige eenheid;
- de maaiveldhoogte;
- de stijghoogte van het diepere grondwater;
- het oppervlaktewaterpeil (ze moeten in het zelfde deelpeilgebied liggen);
- de bestaande en toekomstige inrichtingsgebieden (ze moeten in hetzelfde inrichtingsgebied liggen).

Op deze wijze zijn 18 clusters onderscheiden waarvoor kwantiteits- en kwaliteitsberekeningen zijn uitgevoerd. Daarnaast zijn nog zes 'samengestelde clusters' beschouwd die een overgang vormen tussen twee clusters. Deze samengestelde clusters zijn niet doorrekend. De modeluitkomsten voor deze clusters zijn verkregen door middelen van de modeluitkomsten van de twee samenstellende clusters, met als wegingsfactor het aandeel van deze twee clusters in het oppervlak van het samengestelde cluster. Op deze wijze is het aantal rekeneenheden beperkt.

De clusterindeling voor de bestaande situatie is weergegeven in figuur 2.4 van aanhangsel 2. In deze figuur is ook aangegeven de toekomstige gebiedsinrichting in landbouwkleigebied, landbouw-veengebied, beheers- en natuurgebied en stedelijk gebied. Tussen de schematisering van de huidige situatie en die van de twee varianten van de toekomstige situatie bestaat slechts één verschil: in de toekomstige situatie komen cluster 1 en 18 niet meer voor.

3.3 Invoergegevens

In deze paragraaf worden per model de binnen deze studie belangrijkste invoergegevens besproken. Er wordt ingegaan op de bronnen van de gegevens, de grootste hiaten in en onzekerheden rond de gegevens, en de gevolgen hiervan voor de modeluitkomsten. Bij deze bespreking wordt de indeling in drieën van de invoergegevens gehanteerd, zoals aangegeven in 3.1. In tabel 3 aan het einde van deze paragraaf zijn de gevolgen voor

de modeluitkomsten van de onzekerheden in de gegevens samengevat. In aanhangsel 1 zijn de invoergegevens meer uitvoerig besproken.

3.3.1 Bodemsysteem

De invoergegevens voor de modellen voor het bodemsysteem, FLOCR en ANIMO, zijn voor een groot gedeelte verkregen uit een onderzoek met deze modellen op een veenweideperceel in de Ablasserwaard (Hendriks, 1993). Dit betreft dan vooral de modelparameters (zie 3.1). Het bedoelde perceel is gelegen in natuureservaat Donkse Laagten, ca. 5 km ten zuid-westen van het peilgebied Bergambacht. De bodemeenheid is koopveengrond op bosveen. De profielopbouw is venige zware klei op niet geoxydeerd eutroof bosveen, met daartussen een horizont matig verweerd bosveen. Deze drie horizonten zijn ook de belangrijkste voor het peilgebied. De dikte van de horizonten verschilt per voorkomende bodemeenheid. Deze dikten zijn afgeleid van de bodemkaart (Markus, 1984). De waarden voor de meeste bodemfysische en bodemchemische parameters zijn voor deze drie horizonten overgenomen van de in het onderzoek van Hendriks (1993) gemeten of aan de resultaten van kolom- en veldonderzoek gecalibreerde waarden. Een van de belangrijkste aannamen bij de berekeningen van de hydrologie en de nutriëntenhuishouding van de bodem was dan ook dat de bodemfysische en bodemchemische eigenschappen van het bodemmateriaal van het perceel in Donkse Laagten overeenkomen met die van het bodemmateriaal in het peilgebied. Op grond van de overeenkomst in bodemopbouw is deze aanname geoorloofd. Voor de bodemhorizonten die niet voorkomen in het perceel van Donkse Laagten (zware niet humeuze klei) zijn waarden afgeleid met algemeen geldende relaties uit literatuurgegevens.

3.3.1.1 Waterhuishouding: FLOCR

Initiële gegevens

In het model moeten initiële waarden worden ingevoerd voor grondwaterstanden, vochtgehalten enz. Omdat het systeem onder invloed van de randvoorwaarden zeer snel reageert, zijn de exacte waarden niet belangrijk.

Modelparameters

De belangrijkste modelparameters betreffen de bodemfysische eigenschappen van de verschillende horizonten: waterretentie-, doorlatendheids- en krimpkarakteristieken. Deze zijn verkregen uit het onderzoek van Hendriks (1993). Voor de zware, niet humeuze klei zijn de eerste twee afgeleid uit de Staringreeks, een standaardreeks voor bodemfysische karakteristieken (Wösten et al., 1987). Als krimpkarakteristiek voor deze klei is de karakteristiek van de klei van het perceel van de Donkse Laagten genomen, omdat van deze karakteristiek geen standaardreeks bestaat. De onzekerheid die hiermee is ingevoerd, is gering.

Andere belangrijke modelparameters betreffen de interactie tussen grond- en oppervlaktewater. Zij hebben invloed op de drainage naar en de infiltratie vanuit het oppervlaktewater. Dit zijn in de eerste plaats sloot- en greppeldiepten, en sloot- en greppelaf-

standen. Hiervan is een redelijk betrouwbaar beeld verkregen uit gegevens van de topografische kaart en van het hoogheemraadschap, en door veldbezoek. De onzekerheid hierin is gering. De andere bepalende modelparameter voor drainage en infiltratie is de drainageweerstand voor het sloot- en greppelsysteem. Eerste waarden hiervoor zijn verkregen van het ICW (1987). Deze zijn gecontroleerd en een weinig bijgesteld in het calibratieproces aan de hand van gegevens over het verloop van de grondwaterstand in drie relevante DGV-TNO-peilbuizen (zie aanhangsel 1, 1.1.2). Er waren echter niet voldoende grondwaterstandsgegevens om een goed beeld van de drainageweerstanden voor het gehele gebied te verkrijgen. De gecalibreerde waarden zijn geëxtrapoleerd naar andere delen van het gebied. Op grond van de gegevens van het ICW (1987), die een grote uniformiteit in drainageweerstanden voor het gehele gebied aangeven, is naar verwachting de onzekerheid in de ingevoerde waarden gering.

De laatste belangrijke modelparameter voor de hydrologie is de weerstand voor verticale stroming. Deze bepaalt in belangrijke mate de berekende kwelintensiteit. Dit is de meest onzekere parameter, omdat in het afdekkende pakket waarvoor deze weerstand geldt, storende lagen kunnen voorkomen die de weerstand verhogen. Vooral op de overgang veen/zand kunnen slecht doorlatende laagjes voorkomen in de vorm van een gliedelaag, een amorfe laag van ingespoeld organisch materiaal. Eerste waarden voor de verticale weerstand zijn verkregen van Boswinkel (1979). Deze gegevens waren echter vrij summier en niet erg gedifferentieerd voor het gebied. Door calibratie is getracht juiste waarden voor de verschillende clusters te vinden. Hierbij is gekeken naar het grondwaterstandsverloop van de drie beschikbare buizen en naar het ruimtelijke beeld dat het ICW (1987) geeft van de kwelintensiteiten. Dit beeld is echter een momentopname en zegt niets over het verloop van de kwelintensiteit in de tijd en de afwisseling kwel/wegzijing. Hiermee is een bepaalde onzekerheid ingevoerd in de absolute waarde van de berekende kwelintensiteit, die vooral van belang is voor de calibratieberekeningen. De orde van grootte is echter wel goed ingeschat. Dat geldt ook voor de ruimtelijke differentiatie (zie bij 'tijdsafhankelijke invoergegevens'). Deze twee aspecten zijn van belang voor de scenarioberekeningen, die fictieve situaties betreffen. De onzekerheid is daarom vrij groot voor de calibratieberekeningen, maar slechts gering voor de scenario-berekeningen.

Tijdsafhankelijke invoergegevens

De belangrijkste tijdsafhankelijke invoergegevens betreffen meteorologische gegevens, oppervlaktewaterpeilen en stijghoogten van het diepere grondwater. De eerste twee gegevens waren nauwkeurig genoeg bekend. De stijghoogten van het diepere grondwater zijn verkregen van 17 diepe filters in het eerste watervoerende pakket van DGV-TNO-peilbuizen. Deze buizen waren redelijk verspreid over het peilgebied, zodat een redelijk goed beeld is verkregen van het isohypsenpatroon van het grondwater van het eerste watervoerende pakket. De onzekerheid die met deze gegevens is ingevoerd, is gering. De stijghoogten bepalen samen met de verticale weerstand de grootte van de kwel/wegzijing. De verwachting is dan ook dat op deze wijze een redelijk nauwkeurig ruimtelijk beeld is verkregen van de kwel/wegzijing.

3.3.1.2 Nutriëntenhuishouding: ANIMO

Initiële gegevens

De belangrijkste initiële invoergegevens betreffen beginwaarden voor concentraties van stikstof- en fosforcomponenten en bodemcomplexbezettingen met fosfaat en ammonium. Voor de bovenste meter van het profiel zijn deze waarden uit het onderzoek van Hendriks (1993) verkregen; voor het profiel daaronder zijn ze gebaseerd op de concentraties in het kwelwater (zie onder 'tijdsafhankelijke gegevens'). De onzekerheid in deze waarden is daardoor vrij groot. Deze onzekerheid is echter relatief onbelangrijk, omdat met ANIMO een zogenaamde 'historische run' is uitgevoerd. De periode 1950 tot 1988 is doorgerekend met de bemesting die, voorzover achterhaalbaar, feitelijk is toegediend in deze periode. Voor de hydrologie van elk jaar in deze periode is de meteorologie van het gemiddelde weerjaar 1952 gebruikt. De bedoeling van deze run was realistische uitgangswaarden voor concentraties en complexbezettingen voor het jaar 1988 te krijgen. In 1988 starten de calibratieberekeningen. Deze eindigen eind 1989. De eindsituatie van 1989 vormt de beginsituatie voor alle scenarioberekeningen. Normaliter worden de modelberekeningen aan het einde van de historische berekening gecontroleerd aan de hand van meetgegevens. Betrouwbare meetgegevens waren in dit onderzoek niet beschikbaar. De orde van grootte van de modeluitkomsten is echter realistisch (zie ook aanhangsel 1, 1.2.2). Om die reden en omdat de nutriëntenconcentraties in het kwelwater de meest onzekere invoergegevens waren voor ANIMO (zie onder 'tijdsafhankelijke gegevens'), is naar verwachting de onzekerheid in de ANIMO-uitkomsten tengevolge van onzekerheden in de initiële gegevens gering.

Modelparameters

ANIMO heeft een groot aantal modelparameters nodig. Sommigen daarvan, vooral die het gewas betreffen, zijn herhaalde malen getoetst in andere studies en kunnen als betrouwbare standaardwaarden worden bestempeld. Andere zijn afhankelijk van het doorgerkende bodemsysteem. Dit betreft vooral bodemchemische gegevens en snelheidsconstanten. Hiervoor zijn de waarden vooral verkregen van het onderzoek van Hendriks (1993). Gezien de grote overeenkomst in de aard van het bodemmateriaal van de verschillende horizonten is dit geoorloofd. De verwachting is dan ook dat de onzekerheden die hierdoor in de berekeningen zijn ingebracht, gering zijn.

Tijdsafhankelijke invoergegevens

De voornaamste tijdsafhankelijke invoergegevens betreffen de hydrologische gegevens die door FLOCR worden aangeleverd, de N- en P-concentraties in het infiltrerende water en in het kwelwater, en de gegevens over de bemesting. Het is niet duidelijk hoe groot de onzekerheid in de hydrologische data is. De kwel/wegzijingstermen en daarmee samenhangend de drainage/infiltratietermen kunnen afwijken van de werkelijkheid, althans voor de calibratieperiode 1988/1989. De scenario's betreffen een fictieve meteorologische situatie. Belangrijk hiervoor is de orde van grootte en de differentiatie in de ruimte. En deze is naar verwachting redelijk goed ingeschat.

De concentraties in het infiltrerende water zijn afgeleid van de zomerhalfjaargemiddelde concentraties in het oppervlaktewater van Oosterberg et al. (1989). De grootte-orde is hiermee redelijk ingeschat. Het belang van deze nutriëntenbron voor de nutriëntenbalans van de bodem is gering.

De bemestingsgegevens zijn zeer gedetailleerd uitgezocht binnen deze studie (zie 4.2.1.2 en aanhangsel 3). Diverse deskundigen van diverse instanties hebben hieraan bijdragen geleverd, waaronder twee mineralen-praktijk-groepen uit het gebied. Dit zijn groepen van boeren uit het gebied die zich bezig houden met de mineralenbalansen op hun bedrijf. De bemestingsgegevens zijn daardoor in verhouding tot andere invoergegevens zeer betrouwbaar.

De concentraties in het kwelwater zijn verkregen van vier peilbuizen met het filter op ca. 10-15 m - mv. Drie van deze buizen staan aan de randen van het peilgebied, één ligt daar ca. 3 km buiten (deze heeft dan ook minder zwaar meegewogen). Twee buizen zijn van het Landelijk meetnet grondwaterkwaliteit van het RIVM (1992), twee van de provincie Zuid-Holland (1989). Van de twee buizen van het RIVM zijn tijdreeksen bekend van 1980 t/m 1991. Van de buizen van de provincie alleen waarden voor 1988. Vooral de P-concentraties in de RIVM-buizen fluctueren sterk in de tijd. Deze fluctuaties zijn niet realistisch in deze sterk gebufferde diepe systemen en moeten daarom worden toegeschreven aan onzekerheden in de metingen. Een andere onzekerheid betreft de toekenning van waarden aan de onderscheiden clusters. Dit is gedaan door 'kritische lineaire interpolatie' tussen de buizen. Hiermee wordt bedoeld dat niet letterlijk lineair is geïnterpoleerd, maar dat de geografie van het gebied, zoals ligging ten opzichte van de rivieren de Lek en de Vlist, een belangrijke rol heeft gespeeld. Langs de rivieren is nutriëntenarme kwel te verwachten (zie H2). Eén van de buizen stond dicht bij de Lek en één dicht bij de Vlist. De onzekerheid in zowel de absolute waarden van de kwelconcentraties als in de ruimtelijke verdeling is dus groot. Omdat aanvoer via kwel een belangrijke post van de nutriëntenbalans kan zijn, is besloten de gevolgen van deze onzekerheden op de modeluitkomsten te onderzoeken in een onzekerheidsanalyse (6.1).

3.3.2 Oppervlaktewatersysteem

Eén van de aannamen die is gedaan bij de modellering van het oppervlaktewatersysteem geldt zowel voor het kwantiteitsmodel SIMWATS als het kwaliteitsmodel NUSWA. Het betreft de aanname dat de hoofdwaterlopen en sloten een rechthoekig profiel hebben. Gezien de wijze van onderhoud van de waterlopen en sloten in het gebied lijkt deze aanname niet onrealistisch. Naar verwachting heeft deze aanname geen negatieve gevolgen gehad voor de resultaten.

3.3.2.1 Waterhuishouding: SIMWATS

Initiële gegevens

Het enige initiële gegeven voor SIMWATS is het beginpeil van het oppervlaktewater. Voor de calibratieperiode was dit bekend vanuit meetgegevens van ZHEW. Voor de scenario's volgt het uit de streefpeilen die in de scenario's zijn aangehouden. Deze zijn afkomstig van de plannen van de Landinrichtingscommissie (Landinrichtingsdienst, 1993).

Modelparameters

Belangrijke modelparameters voor SIMWATS betreffen de structuur van het waterlopenstelsel. Op grond hiervan wordt het waterlopenstelsel geschematiseerd. Voor de bestaande situatie was deze structuur bekend van de legger van de Krimpenerwaard. Voor de scenarioberekeningen is uitgegaan van de plannen van de Landinrichtingscommissie. De schematisering van het oppervlaktewaterstelsel en daarmee de modelresultaten zijn gebaseerd op deze plannen.

Andere modelparameters betreffen dimensies van hoofdwaterlopen en sloten. Hiervoor zijn redelijk betrouwbare waarden verkregen van de legger, gegevens van het hoogheemraadschap, de topografische kaart en veldbezoek.

Een belangrijke modelparameter die de verdeling van het water over het gebied bepaalt, is de stromingsweerstand (k_M) van de hoofdwaterlopen. Hiervoor zijn waarden verkregen van Bon (1967) die relaties geeft tussen de k_M , en de dimensies en onderhoudstoestand van de waterlopen. In SIMWATS zijn de absolute waarden van de stromingsweerstand van minder belang dan de verhouding tussen de weerstand van de verschillende waterlopen. Naar verwachting zijn deze verhoudingen redelijk goed ingeschat en vormen slechts een geringe onzekerheid in de modelberekeningen.

Een andere aanname betreft de verdeelsleutel voor de inlaatwerken. Deze verdeelsleutel is verkregen uit meetgegevens van het ZHEW voor het onderzoek van Oosterberg et al. (1989). In de scenarioberekeningen is er van uit gegaan dat per deelpeilgebied de inlaat gelijkmatig is verdeeld over de inlaatwerken van dat deelpeilgebied.

Tijdsafhankelijke invoergegevens

De belangrijkste tijdsafhankelijke invoergegevens betreffen de hydrologische data aangeleverd door het hydrologische model FLOCR. Bij de calibratieberekeningen zijn de randdebieten nog van belang; bij de scenarioberekeningen worden deze door het model berekend op basis van de hydrologische gegevens. Omdat SIMWATS een balansmodel is, kunnen de hydrologische gegevens voor het totale gebied worden gecontroleerd als de debieten over de randen en de oppervlaktewaterpeilen exact bekend zijn. Voor de calibratieperiode 1988/1989 zijn deze randvoorwaarden in principe bekend uit het onderzoek van Oosterberg et al. (1989). Nadere analyse wees echter uit dat deze randdebieten niet allemaal even betrouwbaar zijn (zie aanhangsel 1, 1.3.2). De extra controlemogelijkheid voor de hydrologische gegevens viel daarmee weg. De onzekerheid betreffende de hydrologische data is al aangegeven in 3.3.1. De onzekerheid van de randdebieten voor de calibratieberekeningen is vrij groot.

3.3.2.2 Nutriëntenhuishouding: NUSWA

Initiële gegevens

De belangrijkste initiële invoergegevens zijn de beginconcentraties in water en sediment, en de dikte van de sedimentlaag. Aangenomen is dat de sedimentlaag in het hele gebied in zowel hoofdwaterlopen als sloten even dik is. Op grond van gegevens van ZHEW lijkt dat gerechtvaardigd.

De beginconcentraties in water en sediment zijn afgeleid uit het onderzoek van Oosterberg et al. (1989). Voor het water zijn de gegevens niet gebiedsgedifferentieerd

ingevoerd. De beschikbare gegevens dekten niet het gehele peilgebied. Hiermee is een onzekerheid ingevoerd.

De beginconcentraties in het sediment zijn wel gebiedsgedifferentieerd ingevoerd. Hierbij is gebruik gemaakt van de ruimtelijke differentiatie in de ANIMO-uitkomsten. Daarnaast is aangenomen dat rond de AWZI's 'vuile plekken' zijn ontstaan, doordat de kwaliteit van het effluent van de AWZI's in het recente verleden vele malen slechter was dan in de calibratieperiode 1988/1989 (Oosterberg et al. 1989). Meetgegevens van nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van het gebied lijken dit te bevestigen (Oosterberg et al., 1989). Verondersteld is dat hierdoor de sedimentlaag rond de AWZI's is opgeladen met fosfaat en ammonium. Gegevens over de fosfaat- en de ammoniumconcentratie in het sediment van het gebied waren niet aanwezig. Daarom is besloten de beginconcentraties in de sedimentlaag te schatten via calibratie op concentraties in het oppervlaktewater (zie aanhangsel 1, 1.4.2). De ingevoerde beginconcentraties in het sediment zijn daarom eveneens onzeker.

Omdat onbekend was hoe groot de onzekerheid in de modelberekeningen was tengevolge van onzekere beginconcentraties in water en sediment, is de gevoeligheid van het model voor deze grootheden getest in een gevoeligheidsanalyse (6.1).

Modelparameters

Evenals bij ANIMO moet bij NUSWA een groot aantal modelparameters worden ingevoerd. Deze betreffen voornamelijk snelheidsconstanten en sorptiecoëfficiënten. Veel daarvan zijn verkregen uit de literatuur, waarvan de meeste van het model DUFLOW (ICIM, 1992). Enkele zijn bijgesteld via calibratie. De verwachting is daarom dat de onzekerheid in de meeste modelparameters relatief gering is.

Noodzakelijke gegevens voor het kroosgroei-model binnen NUSWA ontbraken in de literatuur. Hiervoor zijn waarden afgeleid uit metingen aan kroosgroei van het proefslootencomplex de Sinderhoeve te Renkum (Herik, 1993). De omstandigheden in deze proefsloten verschillen mogelijk nogal van de natuurlijke situatie.

De belangrijkste onzekere modelparameters waren de sorptiecoëfficiënt voor fosfaat in het sediment en de sterftesnelheid van kroos. Voor deze beide parameters is de gevoeligheid van het model getest (6.1). De sterftesnelheid van kroos is eveneens meegenomen in een onzekerheidsanalyse van de NUSWA-uitkomsten (6.1).

Tijdsafhankelijke invoergegevens

De belangrijkste tijdsafhankelijke invoergegevens zijn de modeluitkomsten van ANIMO en SIMWATS die als invoer dienen voor NUSWA. Dit zijn respectievelijk de nutriëntenconcentraties in het uit- en afspoelende water, de waterfluxen tussen bodem en oppervlaktewater, en de debieten tussen knooppuntreservoirs en toegevoegde bergingreservoirs. Onzekerheden in de uitvoer van ANIMO en SIMWATS werken zo door in de modeluitkomsten van NUSWA.

De verwachting was dat vooral de ANIMO-uitkomsten onzekerheden bevatten. De consequenties daarvan voor de NUSWA-uitkomsten waren onbekend en zijn daarom verder onderzocht in een gevoeligheids- en in een onzekerheidsanalyse (6.1).

De consequenties voor de NUSWA-uitkomsten van onzekerheden in de SIMWATS-uitkomsten kunnen van belang zijn bij de calibratieberekeningen. Het is echter onbekend hoe groot de hierdoor ontstane onzekerheid in de NUSWA-berekeningen is. Voor de scenarioberekeningen zijn de onzekerheden in de SIMWATS-uitkomsten gering, omdat deze berekeningen fictieve situaties betreffen.

Tabel 3 *De belangrijkste invoergegevens voor de vier modellen van de modelstudie Bergambacht en een kwalitatieve aanduiding van de onzekerheid in de modeluitkomsten als gevolg van onzekerheden in de gegevens. Tevens is aangegeven of de invloed van onzekerheden in de gegevens op de modeluitkomsten is onderzocht in een gevoeligheids- of onzekerheidsanalyse (zie 6.1).*

Model	Invoergegevens		Onzekerheid	Analyse
	soort	omschrijving		
FLOCR	Initiële Modelparameters	- grondwaterstand, vochtgehalten	geen	geen
		- bodemfysische eigenschappen	gering	geen
	Tijdsafhankelijke	- parameters drainage	gering	geen
		- weerstand verticale stroming	vrij groot/ gering ^{*)}	geen
		- meteorologische gegevens	gering	geen
		- oppervlaktewaterpeilen	gering	geen
		- stijghoogten diepere grondwater	gering	geen
ANIMO	Initiële Modelparameters	- concentraties, complexbezetting	gering	geen
		- bodemchemische eigenschappen, snelheidsconstanten	gering	geen
	Tijdsafhankelijke	- hydrologische gegevens	onbekend/ gering ^{*)}	geen
		- bemestingsgegevens	gering	geen
		- N- en P-concentraties in kwelwater	groot	onzekerheids
SIMWATS	Initiële Modelparameters	- oppervlaktewaterpeil	geen	geen
		- structuur en dimensies waterlopen	gering	geen
		- stromingsweerstand	gering	geen
	Tijdsafhankelijke	- verdeelsleutel inlaat	gering	geen
		- hydrologische gegevens	onbekend/ gering ^{*)}	geen
		- randdebieten	vrij groot/ geen ^{*)}	geen
NUSWA	Initiële Modelparameters	- N- en P-concentraties	onbekend	gevoeligheids
		- snelheidsconstanten en sorptiecoëfficiënt ammonium	gering	geen
		- sorptiecoëfficiënt fosfaat	onbekend	gevoeligheids
		- sterftesnelheid kroos	onbekend	gevoeligheids + onzekerheids
	Tijdsafhankelijke	- N- en P-concentraties in uit/afspoelende water	onbekend	gevoeligheids + onzekerheids
		- hydraulische gegevens	onbekend/ gering ^{*)}	geen

^{*)} calibratie/scenario's

In tabel 3 zijn de hierboven beschreven gevolgen voor de modeluitkomsten van de onzekerheden in de belangrijkste invoergegevens kwalitatief samengevat per model. In deze tabel is ook aangegeven of de invloed van onzekerheden in de gegevens op de modeluitkomsten zijn onderzocht in een gevoeligheids- of onzekerheidsanalyse (zie ook 6.1).

4 Scenario's van beheersmaatregelen

In deze studie is onderzocht met welke voorgestelde beheersmaatregelen of combinaties van beheersmaatregelen de grenswaarden voor de stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater het meest effectief kunnen worden bereikt of benaderd in het peilgebied Bergambacht. Hiertoe zijn met de modellen verschillende scenario's van beheersmaatregelen doorgerekend. Het betreft bron- en effectgerichte maatregelen. In dit hoofdstuk wordt eerst ingegaan op algemene aspecten van de scenarioberekeningen (4.1). Vervolgens worden de varianten van maatregelen die ten grondslag liggen aan de doorgerekende scenario's, en de scenario's zelf besproken. De beheersmaatregelen zijn hierbij onderverdeeld in twee categorieën die betrekking hebben op de twee onderscheiden systemen: bodem en oppervlaktewater. Bij elke categorie zijn andere modellen betrokken. De categorieën zijn:

- maatregelen die van invloed zijn op de emissie van nutriënten vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater (4.2). Deze brongerichte maatregelen betreffen:

- peilbeheer;
- bemestingsniveau.

Relevante modellen: FLOCR en ANIMO;

- maatregelen die meer direct van invloed zijn op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewatersysteem (4.3). Dit zijn:

- kroosverwijderen (effectgericht);
- baggeren (effectgericht);
- verbeteren kwaliteit emissie van AWZI's en ongerioleerde lozingen (brongericht);
- verbeteren kwaliteit van inlaatwater (brongericht).

Relevante modellen: SIMWATS en NUSWA.

Het hoofdstuk eindigt met een beschouwing over de discrepantie tussen de aannamen in de modelberekeningen en de situatie in de praktijk (4.4).

4.1 Algemene uitgangspunten

Bij de scenarioberekeningen is een periode van 36 jaar gesimuleerd: van 1990 t/m 2025. De verwachting was dat aan het einde van deze periode een min of meer stabiele situatie is ontstaan, waarin effecten van doorgerekende maatregelen voldoende zijn doorgewerkt. De eigenlijke scenarioberekeningen startten in het jaar 1994. In dat jaar is de onderverdeling van het gebied in diverse deelpeilgebieden doorgevoerd, afhankelijk van het ingestelde peil (4.2.1.1), en zijn de verschillende maatregelen ingevoerd (4.3). Voor de bemestingsmaatregelen golden aparte jaren van invoering voor de onderscheiden bemestingsvarianten: 1995 en 2000 (4.2.1.2). De resultaten van de doorgerekende scenario's zijn vastgelegd voor drie 'peiljaren': 1995, 2000 en 2025. De eerste twee peiljaren zijn gekozen om na te gaan hoe snel de diverse maatregelen resultaat hebben na de invoering in 1994. Peiljaar 2025 laat het effect van de doorgerekende maatregelen op de langere termijn zien, als een min of meer stabiele situatie is ontstaan.

De periode 1990 t/m 1993 is gezien als 'overbruggingsperiode', om het scenariotijdsverloop te laten sporen met het reële tijdsverloop. Hierdoor kregen het startjaar 1994 en de drie peiljaren een betekenis in het reële tijdsverloop. De beginconcentraties van stikstof en fosfor in het grond- en oppervlaktewater voor deze berekeningsperiode bestonden uit de eindconcentraties van de berekeningen van de periode april 1988 t/m april 1989 (de calibratieberekeningen). De berekeningsresultaten voor het jaar 1990 zijn beschouwd als referentie voor de scenario-uitkomsten.

Om vergelijking tussen het referentiejaar en de peiljaren realistisch te maken, zijn de berekeningen voor alle scenariojaren met dezelfde meteorologische condities en hydrologische onderrandvoorwaarden uitgevoerd. Voor de meteorologische condities zijn de gegevens van De Bilt voor het gemiddelde meteorologische jaar 1952 genomen. Dit is een 50,6% droogjaar met een neerslaghoeveelheid van 807 mm en een potentiële gewasverdamping van 538 mm. De hydrologische onderrandvoorwaarden betreffen de stijghoogten van het diepere grondwater ten opzichte van NAP. Ze bepalen de mate van kwel en wegzijging. Per TNO-buis zijn de meetwaarden van de jaren 1986 t/m 1989 gemiddeld op dagbasis. De randvoorwaarden betreffende de nutriëntenconcentraties in kwelwater en ingelaten rivierwater waren eveneens gelijk voor alle scenariojaren. Hiervoor zijn de gemeten waarden van de periode april 1988 t/m april 1989 genomen (meetjaar uit de studie van Oosterberg et al., 1989).

Het doorlaten van grote hoeveelheden water naar aanliggende peilgebieden, zoals in de huidige situatie gebeurt, zou conform de plannen van de Landinrichtingscommissie bij de herinrichting van het peilgebied omstreeks 2000 stoppen. In de scenarioberekeningen is deze doorlaat al in het referentiejaar 1990 beëindigd. Hiermee is bereikt dat de situatie in het peilgebied in het referentiejaar niet wordt vertroebeld door doorgelaten gebiedsvreemd water. Daardoor zijn de berekeningsresultaten van het referentiejaar goed vergelijkbaar met die van de drie peiljaren.

4.2 Emissie van nutriënten vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater

De uit- en afspoeling van nutriënten vanuit en vanaf de bodem kunnen door twee vormen van maatregelen worden beïnvloed:

- peilbeheermaatregelen. Deze grijpen sterk in op de hydrologische randvoorwaarden die in grote mate de uit- en afspoeling naar het oppervlaktewater bepalen;
- bemestingsmaatregelen. Deze zijn direct van invloed op de uit- en afspoeling van meststoffen naar het oppervlaktewater.

Bij de simulatie van de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater zijn verschillende peilbeheervarianten en bemestingsvarianten beschouwd (4.2.1). Omdat bij elke bemestingsvariant een peilbeheer moet worden gevoerd, levert dit diverse combinaties van peilbeheer- en bemestingsvarianten. Deze combinaties vormen de door-gerekende scenario's (4.2.2).

4.2.1 Varianten van maatregelen

Bij de modelberekeningen van de nutriëntenemissie vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater is uitgegaan van de bestaande plannen voor de gebiedsinrichting van de Landinrichtingscommissie (Landinrichtingsdienst, 1993). Er zijn géén verschillende gebiedsinrichtings-varianten doorgerekend. In de genoemde inrichting zijn landbouw-, beheers-, natuur- en stedelijk gebied onderscheiden. Deze inrichtingsgebieden beslaan respectievelijk 60, 2, 29 en 9% van het oppervlak van het peilgebied (zie figuur 2). In de modelstudie is voor de bemesting geen onderscheid gemaakt tussen beheersgebieden en landbouwgebieden. Voor het peilbeheer is dat onderscheid wel gemaakt. Omdat beheersovereenkomsten zullen worden afgesloten op vrijwillige basis is moeilijk in te schatten wat het bemestingsniveau in de beheersgebieden in de toekomst zal zijn. Er is daarom aangenomen dat het bemestingsniveau gelijk is voor beheers- en landbouwgebied. Omdat beheersgebied slechts 2% van het totale gebied beslaat, zullen onzekerheden in deze aanname nauwelijks invloed hebben op de modelresultaten voor het gebied als geheel.

Bij de verschillende varianten van maatregelen is steeds onderscheid gemaakt tussen de autonome ontwikkeling en een situatie waarin verdergaande maatregelen worden genomen, zodat het effect van deze maatregelen kon worden afgezet tegen de autonome ontwikkeling.

4.2.1.1 Peilbeheer

Een van de opties in de plannen van de Landinrichtingscommissie is om in het blijvend agrarisch veenweidegebied de drooglegging te vergroten door het polderpeil te verlagen tot 60 cm beneden maaiveld in het centrale veenweidegebied (Landinrichtingsdienst, 1993). Een andere optie is het huidige peil ten opzichte van maaiveld in het landbouwgebied zoveel mogelijk te handhaven (autonome ontwikkeling). Bij beide peilbeheer-varianten hoort een inrichting van het gebied in verschillende afzonderlijke deelpeilgebieden.

In de modelstudie zijn deze twee peilbeheervarianten en een extra variant doorgerekend:

- 1 'huidig' peil (autonoom): handhaven van het huidige peil in het landbouwgebied en opzetten van het peil in het natuurgebied;
- 2 'laag' peil (verdergaand): verlaging van het peil in het landbouw-veengebied en opzetten van het peil in het natuurgebied;
- 3 'laag' peil extra (verdergaand): verlaging van het peil in het landbouw-veengebied en handhaven van het huidige peil in het natuurgebied.

1 Huidig peil

Het huidige peil (van 1992) bedroeg in het centrale en noordelijke veenweidegebied gemiddeld 45 cm - mv en in het zuidelijke kleigebied gemiddeld 65 cm - mv. In de autonome ontwikkeling worden deze peilen voor het landbouwgebied in grote lijnen gehandhaafd. Concreet houdt dit in dat het peil, uitgedrukt ten opzichte van NAP, de maaivelddaling volgt. Deze daling bedraagt 5 mm per jaar in het veengebied en 1 mm

per jaar in het kleigebied (Brouwer civiele en cultuurtechniek, 1992). Het peil in de natuurgebieden wordt opgezet tot 20 cm - mv. Ook hier volgt het peil de maaiveldddaling die 2 mm per jaar bedraagt (Hendriks, 1991). Bij deze variant is het totale peilgebied onderverdeeld in 8 delen met een eigen drooglegging. Op grond van maaiveldhoogte resulteert dit in 5 deelpeilgebieden met een eigen peil ten opzichte van NAP (zie aanhangsel 2, fig. 2.2 en 2.5).

2 Laag peil

In deze variant wordt het peil in het landbouwgebied in het centrale veenweidegebied verlaagd tot ongeveer 60 cm - mv. De peilen in de overige delen van het gebied zijn grotendeels gelijk aan die van variant ' huidig ' peil. Om de ingestelde peilen ten opzichte van maaiveld te handhaven in de tijd volgt ook in de variant ' laag peil ' het peil de maaiveldddaling. Hierbij is dezelfde maaiveldddaling gehanteerd als bij ' huidig peil '. Het totale peilgebied is in de variant ' laag peil ' onderverdeeld in 11 delen met een eigen drooglegging. Op grond van maaiveldhoogte resulteert dit in 10 deelpeilgebieden met een eigen peil ten opzichte van NAP (zie aanhangsel 2, fig. 2.3 en 2.6).

3 Laag peil extra

Deze variant is gelijk aan variant 2, met dit verschil dat het polderpeil in de natuurgebieden ongeveer gelijk wordt gehouden aan het huidige peil. Het peil in de natuurgebieden bedraagt in deze variant gemiddeld 40 cm - mv. Dit peil wordt gehandhaafd door de maaiveldddaling te volgen (4 mm per jaar). Het doel van het scenario voor de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater waarmee deze peilbeheervariant samenhangt (zie 4.3.2), was het effect door te rekenen van een lager peil in de natuurgebieden dan de 20 cm - mv die de landinrichtingsdienst voorstaat. Door het opzetten van het peil in de natuurgebieden tot 20 cm - mv vermindert de kwel en wordt de inlaatbehoefte in de zomer groter. Dit betekent dat een extra hoeveelheid rivierwater met hoge nutriëntenconcentraties wordt ingelaten. Handhaven van het huidige peil betekent minder inlaat van rivierwater, wat mogelijk lagere nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater tot gevolg heeft dan bij het opzetten van het peil.

De gemiddelde, ingestelde peilen zijn voor de drie varianten per inrichtingsgebied samengevat in tabel 4. Deze peilen zijn in meer detail gegeven in aanhangsel 2, figuren 2.5 en 2.6.

Tabel 4 Gemiddelde polderpeil (cm - mv) in de onderscheiden inrichtingsgebieden voor de drie peilbeheervarianten (naar: Landinrichtingsdienst, 1993)

Variant	Code	Inrichtingsgebieden			
		landbouw		beheers	natuur
		klei	veen		
Huidig	hp	65	45	50	20
Laag	lp	65	58	50	20
Laag extra	lp+	65	58	50	40

Omdat het peil in alle varianten de maaiveldaling volgt, dalen het grondwater- en oppervlaktewaterpeil in absolute zin gedurende de scenarioperiode. Omdat geen andere gegevens voorhanden waren, is aangenomen dat de stijghoogte van het diepere grondwater in absolute zin gelijk blijft voor alle scenariojaren. Het grondwater- en oppervlaktewaterpeil dalen daardoor ten opzichte van de stijghoogte van het diepere grondwater. Het gevolg hiervan is dat gedurende de scenarioperiode kwel toeneemt en wegzijging afneemt.

De peilbeheervarianten zijn doorerekend met het hydrologische model FLOCR. Per cluster van subgebieden is het bijbehorende peil ingesteld, afhankelijk van het deelpeilgebied waarin het cluster viel (zie aanhangsel 2, fig. 2.4 t/m 2.6).

4.2.1.2 Bemesting

Om het effect van bemestingsmaatregelen op de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater in te schatten, is besloten naast de verwachte autonome ontwikkeling nog twee realistische verdergaande bemestingsvarianten door te rekenen. De drie doorerekende varianten zijn:

- 1 autonoom: volgen van het landelijke beleid ten aanzien van de vermindering van de bemesting;
- 2 versneld (verdergaand): versneld naar de eindnorm die in de autonome ontwikkeling pas geldt voor het jaar 2000;
- 3 gewasonttrekkingsniveau (verdergaand): de bemesting wordt zo snel mogelijk ingesteld op het werkelijke, regionale gewasonttrekkingsniveau in het peilgebied Bergambacht.

1 Autonoom

Op het moment van aanvang van de studie (1992) waren de stikstof- en de fosforbemestingsnorm nog niet vastgelegd in het landelijk beleid. De meest concrete aanwijzingen voor het toekomstige stikstofmestbeleid waren de adviezen van de Commissie Stikstof. Deze commissie adviseerde voor het jaar 2000 een norm gebaseerd op de mineraal-stikstofvoorraad in de bodem in het najaar. Voor deze studie is die norm omgerekend naar een stikstofbemestingsniveau. Deze bedraagt $200 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ effectieve stikstof. Voor het fosforbemestingsniveau was er het 'Besluit gebruik dierlijke meststoffen'. Hierin wordt de fosforbemestingsnorm tot het jaar 2000 aangescherpt tot uiteindelijk $110 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ ($48,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ P}$).

2 Versneld

In deze variant worden de stikstof- en fosforbemestingsniveaus al in 1995 ingesteld op de niveaus van 2000 uit de autonome ontwikkeling: $200 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ effectieve-N en $110 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ ($48,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ P}$).

3 Gewasonttrekkingsniveau

Deze variant betreft een bemestingsniveau waarbij de landbouw in het peilgebied rendabel kan functioneren met zo min mogelijk verliezen aan nutriënten. De bemesting is in deze variant gelijk aan de gewasbehoefte plus de onvermijdbare verliezen, verminderd met de bijdrage van de nutriëntenbronnen mineralisatie van veen, toediening van bagger en atmosferische depositie. Voor stikstof is er hierbij vanuit gegaan dat de helft van de gemineraliseerde stikstof uit organisch materiaal en de helft van de stikstof van atmosferische depositie als onvermijdbaar verlies kunnen worden aangemerkt. Uitgangspunt was verder dat de onvermijdbare verliezen van fosfor zijn te verwaarlozen. De expertise en de ervaring van deskundigen uit het veenweidegebied (de MPG's: mineralen-praktijk-groepen), DLV-Gouda en ROC-Zegveld vormden de basis voor de berekening van de gewasonttrekkingsniveaus. De berekende niveaus bedragen $260 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ effectieve-N respectievelijk $85 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ ($37,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ P}$). Het stikstofniveau is hoger dan de stikstofnorm van de Commissie Stikstof. De stikstofnorm van de Commissie Stikstof is gebaseerd op de stikstofvoorraad in de bodem. Deze voorraad is zeer hoog in veenbodems. De beschikbaarheid van deze stikstof voor het gewas is echter gering door de relatief grote verliezen in veenbodems. Daarom is volgens genoemde deskundigen de bemestingsnorm van de Commissie Stikstof te laag voor veengronden.

De uitgangspunten van de drie varianten zijn verwerkt tot invoergegevens voor de stikstof- en fosfortoediening in het model ANIMO. De berekeningswijze en de hierbij gehanteerde aannamen zijn beschreven in aanhangsel 3.

Bovenvermelde stikstofniveaus van de drie varianten dienden als basis voor de berekening van het stikstoftoedieningsniveau. Het stikstofniveau staat voor de effectieve stikstofbemesting, het deel van de stikstofbemesting dat geacht wordt ten goede te komen aan het gewas. In de bemestingsadvisering en in de landbouwpraktijk is het gebruikelijk bij de berekening van de effectieve stikstofbemesting uit te gaan van werkingscoëfficiënten. Dit zijn op onderzoek gebaseerde reductiefactoren die aangeven welk gedeelte van de toegediende stikstof ter beschikking komt aan het gewas (Informatie en Kennis Centrum Veehouderij, 1993). De werkingscoëfficiënt van toegediende organische mest (stalmest) is afhankelijk van de wijze van aanwending. Voor het jaar 1990 is uitgegaan van de actuele situatie betreffende mesttoediening. Hierbij hoort een werkingscoëfficiënt van 25%. Voor de jaren na 1994 is aangenomen dat stalmest emissie-arm wordt aangewend. De werkingscoëfficiënt van stalmest is dan 45%. In het jaar 1994 wordt 30% van de stalmest uitgereden en het overige deel emissie-arm aangewend. De totale werkingscoëfficiënt bedraagt voor dat jaar 39%. De hoeveelheid geproduceerde stalmeststikstof in de toekomst is ingeschat aan de hand van de verwachting over de ontwikkeling van de veestapel en de stikstofuitscheiding per dier. Vermenigvuldiging van deze hoeveelheid met de werkingscoëfficiënt geeft de hoeveelheid effectieve stalmeststikstof. Omdat de werkingscoëfficiënt van kunstmest 100% bedraagt, is de jaarlijkse kunstmestgift gelijk aan het stikstofniveau minus het effectieve deel van de stalmest. Door de pleksgewijze toediening draagt weidemest niet bij aan de effectieve stikstofbemesting. Weidemest is echter wel van belang voor de uit- en afspoeling van bemestingsstikstof. De effectieve stikstofbemesting voor de drie varianten is gegeven in tabel 5.

Omdat in het model ANIMO de verliezen aan stikstof expliciet worden berekend, is het nodig in het model de reële stikstofbemesting in te voeren, dat wil zeggen de hoe-

Tabel 5 Stikstofniveaus, en effectieve stikstof- en fosforbestedingsniveaus voor de bemestingsvarianten bij verschillende jaren van invoering

Jaar van invoering	Variant	N-niveau (kg.ha ⁻¹ .j ⁻¹ N)	Effectieve N-bemesting (kg.ha ⁻¹ .j ⁻¹ N)			Effectieve P-bemesting (kg.ha ⁻¹ .j ⁻¹ P)		
			stalmest	kunstmest	totaal	org.mest	kunstmest	totaal
1990	-	258	47	211	258	39,9	1,4	41,3
1994	-	253	67	186	253	37,0	3,4	40,4
1995	autonoom	251	78	173	251	36,5	3,6	40,1
	versneld	200	70	130	200	34,4	0	34,4
	gewasonttr.	263	58	205	263	27,3	0	27,3
2000	autonoom	200	65	135	200	30,6	8,3	38,9
	versneld	200	65	135	200	30,6	8,3	38,9
	gewasonttr.	260	59	201	260	27,3	0	27,3

veelheden stikstofmeststoffen die daadwerkelijk worden toegediend. Het totale reële toedieningsniveau in ANIMO is dan opgebouwd uit de reële stalmeststikstof, de kunstmeststikstof en de weidemeststikstof (tabel 6). Hierbij dient opgemerkt dat in de ANIMO-berekeningen nog andere toedieningsvormen van nutriënten worden onderscheiden: toediening van bagger en atmosferische depositie (zie verder aanhangsel 3).

Het toedieningsniveau van fosfor is gekoppeld aan het toedieningsniveau van stikstof via de hoeveelheid geproduceerde mest en de gewasbehoefte. Hierbij is een werkingscoëfficiënt voor organische en minerale fosformeststoffen van 100% als uitgangspunt genomen. Het effectieve fosforbestedingsniveau is daardoor gelijk aan het toedieningsniveau (tabellen 5 en 6). Deze niveaus zijn in alle gevallen lager dan de fosforbestedingsnormen van de drie varianten.

Van het gewasonttrekkingsniveau is een extra variant doorgerekend die verder niet is opgenomen in de tabellen 5 en 6. Bij gewasonttrekkingsniveau moet om aan de randvoorwaarden voor fosfor te voldoen varkensmest worden afgevoerd uit het gebied. Bij

Tabel 6 Reële toedieningen van stikstof- en fosforbestedingsvormen in het model ANIMO voor de bemestingsvarianten bij verschillende jaren van invoering

Jaar van invoering	Variant	Reële N-toediening (kg.ha ⁻¹ .j ⁻¹ N)			Reële P-toediening (kg.ha ⁻¹ .j ⁻¹ P)			
		organische mest		totaal	org.mest	kunstmest	totaal	
		weidem.	stalm.					
1990	-	109	188	211	508	39,9	1,4	41,3
1994	-	99	171	186	456	37,0	3,4	40,4
1995	autonoom	101	172	173	446	36,5	3,6	40,1
	versneld	88	154	130	372	34,4	0	34,4
	gewasonttr.	89	128	205	422	27,3	0	27,3
2000	autonoom	83	144	135	362	30,6	8,3	38,9
	versneld	83	144	135	362	30,6	8,3	38,9
	gewasonttr.	90	130	201	421	27,3	0	27,3

de extra variant wordt alle in het gebied geproduceerde mest ook aangewend in het gebied. De totale fosforbemesting bij deze variant bedraagt $33,7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ P}$ ($77 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$). Dit is $6,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ P}$ meer dan bij de variant 'gewasonttrekkingsniveau'.

Het tijdstip van toediening van de verschillende mestvormen in het model is tot stand gekomen in overleg met de MPG en DLV-Gouda (tabel 7). Weidemest wordt in werkelijkheid continu geproduceerd en toegediend. In ANIMO wordt de hoeveelheid weidemest van zeven dagen één keer per zeven dagen toegediend gedurende de periode half april (dagnr. 109) t/m half oktober (dagnr. 291).

Tabel 7 *Verdeling (%) van de toedieningen van de verschillende mestvormen over het jaar*

Dag	Maand	Dagnr.	Stalmest	Kunstmest-N	Kunstmest-P
22	feb.	53	50	-	-
1	mrt.	60	-	35	100
3	mei	123	-	20	-
14	juni	165	20	20	-
26	juli	207	10	15	-
23	aug.	235	-	10	-
6	sep.	249	20	-	-

In de scenarioberekeningen worden alleen de landbouw- en de beheersgebieden bemest. Bemestingsniveau en tijdstip van toediening zijn gelijk voor beide gebieden. Verder is geen onderscheid gemaakt tussen landbouwbedrijven of tussen subgebieden. De aanname was dat alle landbouwers in het gebied eenzelfde bemestingswijze toepassen. Op grond van praktijkgegevens uit het gebied aangedragen door de MPG-Bergambacht was de verwachting dat deze aanname verantwoord is. Concreet houdt dit in dat de mesttoediening in het model ANIMO hetzelfde is voor alle doorgerekend clusters van subgebieden. Natuurgebieden en stedelijk gebied worden niet bemest in de modelberekeningen.

4.2.2 Doorgerekende scenario's

De drie peilbeheervarianten en de drie bemestingsvarianten zijn gecombineerd tot zeven scenario's. In tabel 8 zijn deze scenario's samengevat. De scenario's zijn doorgerekend met het model ANIMO. Aan deze berekeningen lagen de resultaten van de hydrologische berekeningen met het model FLOCR ten grondslag. Het hoofdresultaat van deze berekeningen bestond per doorgerekend cluster uit concentraties per tijdstip van ammonium-N, nitraat-N, organisch-N in oplossing, ortho-P en organisch-P in oplossing in het naar greppels en sloten uit het bodemsysteem uitspoelende en van het bodemoppervlak afspoelende water.

Tabel 8 De zeven doorgerekende scenario's voor de emissie vanuit en vanaf het bodemsysteem als combinaties van verschillende peilbeheer- en bemestingsvarianten

Scenario-nr. en -code	Inrichtingsgebied	Gemiddeld peil (cm - mv)					Bemestingsvariant			
		45/65*	58/65*	50	40	20	autonoom	versneld	gewasontrek.	geén bem.
Huidig peil										
1 aut-hp	landbouw	*					*			
	beheers			*			*			
	natuur				*					*
2 ver-hp	landbouw	*						*		
	beheers			*				*		
	natuur				*					*
3 gon-hp	landbouw	*							*	
	beheers			*				*		
	natuur				*					*
Laag peil										
4 aut-lp	landbouw		*				*			
	beheers			*			*			
	natuur				*					*
5 ver-lp	landbouw		*					*		
	beheers			*				*		
	natuur				*					*
6 gon-lp	landbouw		*						*	
	beheers			*				*		
	natuur				*					*
Laag peil extra										
7 gon-lp+	landbouw		*						*	
	beheers			*				*		
	natuur				*					*

*45/65: 45 = het centrale veengebied; 65 = het zuidelijke kleigebied

4.3 Nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewatersysteem

Om de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater te verlagen, kunnen zowel bron- als effectgerichte maatregelen worden genomen. Brongerichte maatregelen om de nutriëntenemissie vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater te reduceren, zijn besproken in 4.2. Andere brongerichte maatregelen zijn: verbeteren van de kwaliteit van het effluent van de AWZI's en verbeteren van de kwaliteit van het inlaatwater. Met effectgerichte maatregelen, zoals kroosverwijderen en baggeren, kunnen nutriënten uit het oppervlaktewatersysteem worden verwijderd.

De in de studie beschouwde varianten van bron- en effectgerichte maatregelen in het oppervlaktewatersysteem zijn beschreven in 4.3.1. De effecten van zowel individuele maatregelen als combinaties van maatregelen op de stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater zijn doorgerekend in een negental scenario's (4.3.2).

4.3.1 Varianten van maatregelen

Bij de verschillende varianten van maatregelen is steeds onderscheid gemaakt tussen de autonome ontwikkeling en een verdergaande situatie waarin maatregelen worden doorgevoerd om de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater te reduceren. Op deze wijze kon het effect van de maatregelen worden afgewogen tegen de autonome ontwikkeling zonder verdergaande maatregelen.

Van de volgende maatregelen zijn varianten doorgerekend:

- kroosverwijderen (4.3.1.1);
- baggeren (4.3.1.2);
- verbeteren kwaliteit effluent van AWZI's en ongerioleerde lozingen (4.3.1.3);
- verbeteren kwaliteit inlaatwater (4.3.1.4).

4.3.1.1 Kroosverwijderen

De eutrofiëring in het peilgebied Bergambacht komt onder meer tot uiting in het voorkomen van een dicht kroosdek in de zomerperiode. In het kroos zijn grote hoeveelheden stikstof en fosfor opgeslagen. Bij afsterven van het kroos komen deze componenten weer terug in het oppervlaktewatersysteem. Met het verwijderen van kroos uit het oppervlaktewater worden dus grote hoeveelheden nutriënten aan het systeem onttrokken.

In de modelstudie zijn twee varianten van kroosverwijderen doorgerekend:

- 1 niet verwijderen van kroos (autonoom);
- 2 wel verwijderen van kroos (verdergaand).

1 Niet verwijderen van kroos

In de autonome variant wordt in de modelberekeningen geen kroos verwijderd. Wel kan kroos via het gemaal uit het gebied worden uitgeslagen.

2 Verwijderen van kroos

Een volledige bedekking met een enkelvoudige krooslaag komt overeen met een drooggewicht aan kroos van ca 60 g.m⁻². In de studie is voorgesteld in het gehele gebied kroos te verwijderen op het moment dat een bedekkingsgraad van ca. 80% is bereikt. Aangezien het vrijwel onmogelijk lijkt alle kroos te verwijderen, is aangenomen dat na het verwijderen de resterende hoeveelheid kroos overeenkomt met een bedekkingsgraad van ca. 20%. In de modelberekeningen wordt gedurende het groeiseizoen op elk moment dat de kroosdichtheid groter of gelijk is aan 50 g.m⁻² deze teruggebracht tot 15 g.m⁻².

4.3.1.2 Baggeren

In het peilgebied Bergambacht bestaat in de huidige situatie de waterbodem uit een baggerlaag met een dikte van gemiddeld 40 cm (Heidemij, 1990). Deze baggerlaag bezit een grote sorptie-capaciteit voor vooral fosfaat. Een groot deel van de hoeveelheid

fosfaat die in het verleden is uitgespoeld vanuit de bodem en afgevoerd door AWZI's is daardoor momenteel in de baggerlaag opgeslagen. Het gevolg hiervan is dat deze baggerlaag grote hoeveelheden fosfaat kan naleveren. Verwijderen van (een deel van) de baggerlaag vermindert de potentie voor fosfaatnalevering. Dit zou een verlaging van de fosfaatconcentratie tot gevolg kunnen hebben.

In de modelstudie zijn twee varianten van baggeren doorgerekend:

- 1 regulier baggeren (autonoom): baggeren volgens de huidige baggercyclus;
- 2 kwaliteitsbaggeren (verdergaand): éénmalig de totale hoeveelheid bagger verwijderen.

1 Regulier baggeren

In het peilgebied Bergambacht blijkt de baggerlaag jaarlijks gemiddeld met 6 cm aan te groeien (Hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard). Om aan de keur te kunnen voldoen, worden momenteel eenmaal per 10 jaar de hoofdwaterlopen gebaggerd en gemiddeld maximaal eenmaal per 6-7 jaar de kavelsloten. Hierbij wordt in feite alleen de hoeveelheid bagger verwijderd die in 10 respectievelijk 6-7 jaar is aangegroeid. In de modelberekeningen wordt deze praktijksituatie gesimuleerd door elk jaar aan het einde van het jaar de jaarlijkse aangroei van de baggerlaag in zowel hoofdwaterlopen als sloten te verwijderen. Dit betekent dat aan het begin van elk scenariojaar de dikte van de baggerlaag gelijk is aan de initiële dikte van gemiddeld 40 cm, zodat in deze baggervariant het vermogen van fosfaatnalevering of -vastlegging niet afneemt. De situatie van de modelberekeningen wijkt dus af van die in de praktijk. In beide situaties is echter gemiddeld een dikke baggerlaag aanwezig.

2 Kwaliteitsbaggeren

Een mogelijkheid om de nalevering van fosfaat te verminderen, is het verwijderen van de gehele baggerlaag. Hierbij wordt éénmalig alle bagger verwijderd tot op de vaste bodem, in zowel hoofdwaterlopen als sloten. Omdat dit in de praktijk nooit in het gehele gebied op hetzelfde moment kan gebeuren, wordt het in de modelberekeningen op twee tijdstippen gedaan. Op 1 april 1994 wordt de eerste helft van de oorspronkelijke baggerlaag verwijderd en op 1 september 1994 de tweede helft. Als gevolg hiervan daalt het oppervlaktewaterpeil, zodat extra water moet worden ingelaten. Om modeltechnische redenen is het bij de berekeningen noodzakelijk dat een geringe baggerlaag aanwezig blijft. Gekozen is deze een dikte van 1,0 cm te geven. In de werkelijkheid zal ook nooit alle bagger kunnen worden verwijderd.

Na dit eenmalige intensieve baggeren, wordt in het model regulier gebaggerd (alleen de jaarlijkse aangroei wordt verwijderd) om er voor te zorgen dat de baggerlaag niet opnieuw een mogelijke bron van fosfaat wordt.

Om praktische redenen is gekozen voor deze implementatie van de maatregel kwaliteitsbaggeren in de modelberekeningen. In de praktijk zal echter nooit het gehele gebied in twee keer gebaggerd kunnen worden. Daarnaast zal waarschijnlijk minstens 10 cm bagger achterblijven.

4.3.1.3 Verbeteren kwaliteit effluent van AWZI's en ongerioleerde lozingen

Momenteel functioneren in het peilgebied Bergambacht twee zuiveringsinstallaties: één in Bergambacht en één in Ammerstol. Deze lozen aanzienlijke hoeveelheden stikstof- en fosforverbindingen op het oppervlaktewater. Daarnaast is in de huidige situatie een aantal woningen in het peilgebied niet aangesloten op het rioleringsnetwerk; zij lozen rechtstreeks op het oppervlaktewater. In het meetjaar 1988/1989 bleek de hoeveelheid nutriënten die het oppervlaktewater bereikte als gevolg van ongerioleerde lozingen bijna gelijk aan de hoeveelheid die via het effluent van de AWZI's het oppervlaktewater bereikte. In de studie is verondersteld dat vanaf 1994 geen ongerioleerde lozingen meer plaatsvinden.

In de modelstudie zijn twee varianten betreffende AWZI's en ongerioleerde lozingen doorgerekend:

- 1 autonome ontwikkeling, waarbij de AWZI's voldoen aan de lozingseisen van de Algemene Maatregelen van Bestuur (AMvB's);
- 2 verdergaande verbetering van de AWZI's volgens de 'best technical means' (BTM).

1 Autonome ontwikkeling

Bij de autonome ontwikkeling is er vanuit gegaan dat de AWZI van Ammerstol zal zijn gerenoveerd in 1994 en dat bij beide AWZI's een extra flocculatie wordt gebruikt. De verwachting is dat de concentraties in het effluent hierdoor kunnen worden teruggebracht tot 15 mg.l⁻¹ totaal-N en 2 mg.l⁻¹ totaal-P. Deze concentraties zijn in de modelberekeningen aangehouden.

2 Best technical means

De kwaliteit van het effluent kan nog verder worden verbeterd als de AWZI's hiertoe worden aangepast. Indien de zuivering zover gaat als met de huidige stand van zaken mogelijk is ('best technical means') kunnen effluentconcentraties worden bereikt van 5 mg.l⁻¹ totaal-N en 0,5 mg.l⁻¹ totaal-P. Deze concentraties zijn in de modelberekeningen gebruikt.

In de berekeningen is in beide varianten met ingang van 1994 de nutriëntenbelasting van alle ongerioleerde lozingen tot nul gereduceerd.

4.3.1.4 Verbeteren kwaliteit inlaatwater

In het peilgebied Bergambacht wordt in perioden van waterbehoefte vanuit de Lek en de Vlist water ingelaten. De concentraties van stikstof- en fosforverbindingen in het rivierwater in de inlaatperiode van het meetjaar 1988/1989 lagen ruim boven de grenswaarden voor oppervlaktewaterkwaliteit van 2,2 mg.l⁻¹ totaal-N en 0,15 mg.l⁻¹ totaal-P. Uit recente metingen is gebleken dat de kwaliteit van het rivierwater de afgelopen jaren niet significant is verbeterd.

In de modelstudie zijn twee inlaatvarianten doorgerekend:

- 1 autonome ontwikkeling: de N- en P-concentraties van het ingelaten water blijven gelijk aan die van 1988/1989;
- 2 verdergaande verbetering van de kwaliteit van het inlaatwater tot de grenswaarden van 2,2 mg.l⁻¹ totaal-N en 0,15 mg.l⁻¹ totaal-P.

1 Autonom

De nutriëntenconcentraties in het ingelaten water zijn in de zomer en de winter verschillend. Tabel 9 geeft de gemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in het inlaatwater uit de Lek en de Vlist voor het zomer- en winterhalfjaar van 1988/1989. Deze concentraties zijn in de modelberekeningen gebruikt.

Tabel 9 *Gemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties (mg.l⁻¹) in het ingelaten rivierwater uit de Lek en de Vlist in zomer en winter 1988/1989*

Rivier	Totaal-N		Totaal-P	
	zomer	winter	zomer	winter
Lek	4,6	5,5	0,28	0,31
Vlist	3,3	2,7	0,46	0,38

2 Verbeteren kwaliteit inlaatwater

In de scenario's wordt in de natuurgebieden veel water vanuit de Vlist ingelaten. De slechte kwaliteit van het Vlistwater zou de stikstof- en fosforconcentraties in die gebieden kunnen verhogen. Indien de kwaliteit van het ingelaten water dusdanig wordt verbeterd dat aan de grenswaarden wordt voldaan, zal dit mogelijk een verbetering geven van de waterkwaliteit in het gebied. In de modelberekeningen zijn in deze variant de totaal-N- en de totaal-P-concentraties in het inlaatwater van Lek en Vlist gelijk gesteld aan de grenswaarden.

4.3.2 Doorgerkende scenario's

De in de studie voorgestelde beheersmaatregelen hebben betrekking op zowel de maatregelen die van invloed zijn op de emissie van nutriënten vanuit en vanaf het bodemsysteem (4.2) als op de bron- en effectgerichte maatregelen die direct de oppervlaktewaterkwaliteit beïnvloeden (4.3). Dit betekent dat verschillende combinaties van maatregelen mogelijk zijn voor het terugdringen van de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater. Uiteindelijk zijn negen scenario's - combinaties van varianten van maatregelen - opgesteld om door te rekenen (tabel 10).

Bij de scenario's is voor de maatregelen in het oppervlaktewatersysteem onderscheid gemaakt tussen:

- de autonome ontwikkeling (tabel 10: 'autonom');
- het effect van individuele maatregelen (tabel 10: 'kroosverw.', 'baggeren' en 'AWZI/btm');

- het effect van een combinatie van maatregelen, waarvan de meest gunstige ontwikkeling wordt verwacht (tabel 10: 'totaal').

Omdat de doorgerekende bemestingsvarianten resultaten gaven die weinig verschilden (zie 5.1), is besloten slechts twee bemestingsvarianten in de scenario's op te nemen (zie tabel 6):

- de variant 'autonoom' in de scenario's betreffende de autonome ontwikkeling en de scenario's betreffende het effect van individuele maatregelen;
- de variant 'gewasonttrekkingsniveau' in de 'totaal-scenario's', waarvan de meest gunstige ontwikkeling wordt verwacht. Deze bemestingsvariant sluit het best aan bij deze scenario's, omdat bemesting op gewasonttrekkingsniveau het meest gunstig is voor de gewasopname (zie 5.1).

De variant 'gewasonttrekkingsniveau' is in de scenario's meegenomen in combinatie met perceelsrandenbeheer. Dit beheer houdt in dat stroken land van 0,5 m breedte direct langs de watergangen niet worden meebemest. Op grond van gegevens uit de literatuur is van deze maatregel een maximale reductie van de nutriëntenemissie van 7% te verwachten (Goossensen en Meeuwissen, 1990). In de modelberekeningen zijn bij deze variant de berekende nutriëntenconcentraties in het naar het oppervlaktewater afgevoerde water met 7% gereduceerd voordat zij in het oppervlaktewater-kwaliteitsmodel NUSWA zijn ingevoerd.

Van het peilbeheer zijn alle varianten meegenomen: huidig peil, laag peil en laag peil extra (zie tabel 4). Het peilbeheer heeft niet alleen invloed op de nutriëntenemissie vanuit en vanaf de bodem naar het oppervlaktewater, maar bepaalt tevens de oppervlaktewaterkwantiteit en de inrichting van het peilgebied in deelpeilgebieden (zie 4.2.1.1). Om het effect van het peilbeheer op de uitkomsten van het 'totaal-scenario' zichtbaar te maken, zijn alle drie de peilbeheervarianten doorgerekend.

De volgende scenario's als combinaties van varianten van maatregelen zijn doorgerekend:

- 1 *autonome ontwikkeling huidig peil*: alleen de wettelijk verplichte maatregelen worden uitgevoerd. In de landbouwgebieden wordt een polderpeil van gemiddeld 45 (veen) tot 60 (klei) cm - mv ingesteld;
- 2 *autonome ontwikkeling verlaagd peil in het landbouw-veengebied*: als 1, maar in het landbouw-veengebied wordt het peil verlaagd tot gemiddeld 60 cm - mv;
- 3 *kroosverwijderen*: de maatregel 'kroosverwijderen' wordt verdergaand uitgevoerd. De overige maatregelen volgen de autonome ontwikkeling. Het peil volgt het huidige peil;
- 4 *baggeren*: de maatregel 'baggeren' wordt verdergaand uitgevoerd. De andere maatregelen volgen de autonome ontwikkeling. Het peil volgt het huidige peil;
- 5 *AWZI's/btm*: de maatregel 'verbeteren van het effluent van AWZI's volgens de Best Technical Means' wordt verdergaand uitgevoerd. De overige maatregelen volgen de autonome ontwikkeling. Het peil volgt het huidige peil;
- 6 *totaal-pakket bij huidig peil*: van alle maatregelen wordt de meest vergaande variant uitgevoerd. Het peil volgt het huidige peil;
- 7 *totaal-pakket bij verlaagd peil in het landbouw-veengebied*: als 6, maar het peil van het landbouw-veengebied wordt verlaagd tot 60 cm - mv;

Tabel 10 De negen doorgerekende scenario's voor de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht als combinaties van verschillende varianten van maatregelen

scenario-nr. en -code	bemesting	peil landbouwgeb.	peil natuurgeb.	kroos	baggeren	AWZI	ongeriol. lozingen	kwaliteit inlaatwat.
1 autonoom-hp	autonoom	huidig	opgezet	niet verwdrn	regulier	AMvB	meetjaar	meetjaar
2 autonoom-lp	autonoom	verlaagd	opgezet	niet verwdrn	regulier	AMvB	meetjaar	meetjaar
3 kroosverw.	autonoom	huidig	opgezet	verwijderen	regulier	AMvB	meetjaar	meetjaar
4 baggeren	autonoom	huidig	opgezet	niet verwdrn	kwaliteits	AMvB	meetjaar	meetjaar
5 AWZI/btm	autonoom	huidig	opgezet	niet verwdrn	regulier	BTM	gestopt	meetjaar
6 totaal-hp	gewasontr.	huidig	opgezet	verwijderen	kwaliteits	BTM	gestopt	meetjaar
7 totaal-lp	gewasontr.	verlaagd	opgezet	verwijderen	kwaliteits	BTM	gestopt	meetjaar
8 totaal-lp+	gewasontr.	verlaagd	huidig	verwijderen	kwaliteits	BTM	gestopt	meetjaar
9 totaal-lp++	gewasontr.	verlaagd	opgezet	verwijderen	kwaliteits	BTM	gestopt	grenswaarden

AMvB = Algemene Maatregel van Bestuur

BTM = Best Technical Means

huidig = toestand van 1992

meetjaar = toestand van het meetjaar 1988/1989

Zie 4.2.1 en 4.3.1 voor een nadere verklaring van de varianten

8 *totaal-pakket bij verlaagd peil in het landbouw-veengebied en huidig peil in de natuurgebieden*: als 7, maar in de natuurgebieden wordt het peil niet opgezet doch gehandhaafd op het huidige niveau van gemiddeld 40 cm - mv;

9 *totaal-pakket bij verlaagd peil in het landbouw-veengebied en verbetering van de kwaliteit van het inlaatwater*: als 7, maar de kwaliteit van het inlaatwater uit de Lek en de Vlist voldoet aan de grenswaarden.

In tabel 10 zijn de kenmerken van de negen doorgerekende scenario's voor de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater samengevat. De scenario's zijn doorgerekend met het model NUSWA op basis van berekeningsresultaten van de modellen SIMWATS en ANIMO. Het hoofdresultaat van deze berekeningen bestond uit concentraties per tijdstap van ammonium-N, nitraat-N, organisch-N, ortho-P en organisch-P in het oppervlaktewater van hoofdwaterlopen en sloten van de onderscheiden subgebieden.

4.4 Discrepancie tussen modelberekeningen en praktijk

Bij het implementeren van de verschillende maatregelen in de scenario's en ook bij de schematisering van het gebied zijn aannamen gedaan. Deze aannamen komen niet altijd overeen met de situatie in de praktijk en zijn daarom artefacten in de modelberekeningen. Deze artefacten zullen consequenties hebben voor de modeluitkomsten.

Tabel 11 De belangrijkste artefacten in de modelberekeningen als het verschil tussen modelberekeningen en praktijk, voor relevante aspecten van de modelstudie Bergambacht

Aspect	Modelberekeningen	Praktijk
1 Doorvoer inlaatwater	beëindigd in 1990	beëindigen in 2000
2 Onderscheid hoofdwaterlopen en sloten	scherp onderscheid: alléén hoofdwaterlopen functie voor transport water, sloten niet	diffuus onderscheid: sloten óók functie voor transport water
3 Windinvloed	niet meegenomen	belangrijk voor ruimtelijke menging water
4 Meteorologie	gemiddeld meteorologisch jaar	afwisseling van droge en natte jaren
5 Tijdstip van uitvoer van maatregelen	alle maatregelen tegelijkertijd uitgevoerd in 1994	gefaseerde uitvoering tussen 1994 en 2000
6 Kroosverwijderen	bij bedekkingsgraad van 80% zoveel kroosverwijderen tot een bedekkingsgraad van 20% rest	waarschijnlijk niet mogelijk zo vaak en zoveel kroos te verwijderen als in modelberekeningen geschiedt
7 Kwaliteitsbaggeren	in één jaar op twee tijdstippen in het gehele gebied de gehele baggerlaag op 1 cm na verwijderen	niet mogelijk in hetzelfde jaar het gehele gebied te baggeren; blijft altijd minstens 10 cm bagger achter

De belangrijkste artefacten zijn vermeld in tabel 11. De consequenties voor de modelberekeningen in de vorm van de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater worden behandeld in 6.3.3.

5 Resultaten van de scenario-berekeningen

In dit hoofdstuk worden de resultaten gegeven van de scenario-berekeningen voor de emissie van nutriënten vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater (5.1) en van de scenario-berekeningen voor de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater (5.2). Bespreking van de resultaten blijft in dit hoofdstuk beperkt tot het verklaren en verantwoorden van de meest opvallende resultaten. In hoofdstuk 6 worden de resultaten besproken in relatie tot de doelstelling van de studie.

In de scenario's is de periode 1990 t/m 2025 doorgerekend. Het eerste jaar van de scenario-periode, het jaar 1990, geldt als referentiejaar voor de scenario-uitkomsten. In de berekeningen zijn in dit jaar nog geen maatregelen ingevoerd; de verschillende maatregelen zijn in of na het jaar 1994 ingevoerd. Het referentiejaar 1990 is daarom min of meer representatief voor de huidige situatie onder gemiddelde omstandigheden. De berekeningsresultaten worden gegeven voor het referentiejaar 1990 en voor drie peiljaren: 1995, 2000 en 2025. Voor een verdere beschouwing over de uitgangspunten van de scenario-periode, het referentiejaar en de peiljaren zie 4.1.

5.1 Emissie van nutriënten vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater

De resultaten van de scenario-berekeningen voor de emissie van nutriënten vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater zijn samengevat in de tabellen 12, 13 en 14. In aanhangsel 4 zijn de resultaten in meer detail gegeven. Tabel 12 bevat de berekende totaalstikstof- en totaalfosforvrachten die per jaar uit- en afspoelen vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater voor het referentiejaar 1990 en de drie peiljaren. Deze vrachten zijn de gemiddelden voor het landbouwgebied, omdat de varianten in bemesting en peilbeheer alleen betrekking hebben op het landbouwgebied (60% van het totale gebied). Bij het berekenen van de gemiddelden zijn stedelijk gebied en natuurgebied dus niet meegenomen. Ze zijn verkregen door de resultaten van de door-gerekende clusters in het landbouwgebied te middelen met als wegingsfactor het landoppervlak van de clusters.

Tabel 13 geeft een indicatie van de gemiddelde totaalstikstof- en totaalfosforconcentraties in het naar het oppervlaktewater afgevoerde water. Deze concentraties zijn verkregen door per cluster op jaarbasis de vrachten te delen door de totale hoeveelheden naar het oppervlaktewater afgevoerde water. Door de resultaten van de clusters te middelen op dezelfde wijze als bij de vrachten, zijn de gemiddelden voor het landbouwgebied berekend. De concentraties zijn slechts indicatief. Ze zeggen niets over het verloop in de tijd. Pieken en perioden met extreme concentraties zijn uitgemiddeld.

Het belang van het weergeven van deze concentraties is dat de emissie is gerefereerd aan de hoeveelheid water die wordt afgevoerd naar het oppervlaktewater. Een nutriëntenvracht die tot stand is gekomen door een hoge waterafvoer naar het oppervlaktewater

Tabel 12 *Berekende totaal-N- en totaal-P-vrachten (kg.ha⁻¹.j⁻¹) vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater, voor zes scenario's en voor het referentiejaar 1990 en de drie peiljaren, gemiddeld over het landbouwgebied van peilgebied Bergambacht*

Scenario-nr. en -code	Totaal-N				Totaal-P			
	1990	1995	2000	2025	1990	1995	2000	2025
1 aut-hp	29	28	27	26	2,9	2,9	2,9	2,9
2 ver-hp	29	28	27	26	2,9	2,9	2,8	2,9
3 gon-hp	29	27	27	27	2,9	2,8	2,8	2,9
4 aut-lp	29	28	26	25	2,9	3,0	2,9	3,0
5 ver-lp	29	28	26	25	2,9	3,0	2,9	3,0
6 gon-lp	29	28	26	25	2,9	2,9	2,9	2,9

voor verklaring van de scenariocodes zie tabel 8

Tabel 13 *Berekende gemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties (mg.l⁻¹) in het vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater afgevoerde water, voor zes scenario's en voor het referentiejaar 1990 en de drie peiljaren, gemiddeld over het landbouwgebied van peilgebied Bergambacht*

Scenario-nr. en -code	Totaal-N				Totaal-P			
	1990	1995	2000	2025	1990	1995	2000	2025
1 aut-hp	6,1	5,8	5,5	5,0	0,61	0,59	0,58	0,56
2 ver-hp	6,1	5,8	5,5	5,0	0,61	0,59	0,58	0,56
3 gon-hp	6,1	5,7	5,5	5,1	0,61	0,58	0,56	0,55
4 aut-lp	6,1	5,7	5,4	4,8	0,61	0,60	0,59	0,55
5 ver-lp	6,1	5,7	5,3	4,8	0,61	0,60	0,58	0,55
6 gon-lp	6,1	5,7	5,3	4,8	0,61	0,60	0,57	0,54

voor verklaring van de scenariocodes zie tabel 8

is in principe minder eutrofiërend voor het oppervlaktewater van het gebied dan een vracht van dezelfde omvang die het gevolg is van een geringere waterafvoer. In een afvoerperiode zal in het eerste geval meer water en daarmee een grotere hoeveelheid nutriënten het gebied uit worden geslagen dan in het tweede geval. In een inlaatperiode moet in het tweede geval meer water worden ingelaten dan in het eerste geval, wat een extra aanvoer van nutriënten betekent.

Tabel 14 bevat de resultaten van de twee scenario's die betrekking hebben op het natuurgebied (scenario 6 en 7). Het verschil tussen deze twee scenario's is het polderpeil in de natuurgebieden. Dit bedraagt 20 cm - mv in scenario 6 en 40 cm - mv in scenario 7. De resultaten zijn gegeven als de nutriëntenvrachten die zijn afgevoerd naar het oppervlaktewater en de gemiddelde nutriëntenconcentraties van het afgevoerde water, gemiddeld over het natuurgebied. De resultaten van scenario 7 zijn ook weergegeven als percentage ten opzichte van de resultaten van scenario 6.

De berekeningsresultaten in de tabellen 12, 13 en 14 zijn afgerond om te voorkomen dat een onterechte indruk van grote nauwkeurigheid ontstaat. Als gevolg van deze afron-

Tabel 14 *Berekende totaal-N- en totaal-P-emissie vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater als vrachten en als gemiddelde concentraties, voor twee scenario's met verschillend polderpeil, absoluut en relatief ten opzichte van elkaar, voor de drie peiljaren, gemiddeld over het natuurgebied van peilgebied Bergambacht*

Scenario- nr. en -code	Polderpeil (cm - mv)	Totaal-N						Totaal-P					
		vracht (kg.ha ⁻¹ .j ⁻¹)			gem. conc. (mg.l ⁻¹)			vracht (kg.ha ⁻¹ .j ⁻¹)			gem. conc. (mg.l ⁻¹)		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025	1995	2000	2025	1995	2000	2025
6 gon-lp	20	31	27	23	7,2	6,2	5,1	2,9	2,7	2,5	0,68	0,60	0,55
7 gon-lp+	40	33	30	27	8,0	7,2	5,9	3,2	3,1	3,1	0,78	0,73	0,66
scenario 7 als % van scenario 6		106	111	117	111	116	116	110	115	124	115	122	120

voor verklaring van de scenariocodes zie tabel 8

ding lijken enkele resultaten exact hetzelfde. Dit kan echter berekende kleine verschillen met een maximale grootte van bijna één basiseenheid verdoezelen. De berekeningsresultaten kunnen daardoor onderling maximaal 2-4% van de absolute waarden meer verschillen dan uit de tabellen blijkt. Voor de absolute waarde van de resultaten is dit niet relevant; voor de hierna beschreven tendensen wel als het gaat om details. Hiermee is rekening gehouden bij de analyse van de tendensen.

In bijlage 1 is een ruimtelijke verdeling gegeven van de stikstof- en fosforvrachten naar het oppervlaktewater en van de gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties in het naar het oppervlaktewater afgevoerde water voor het referentiejaar 1990. Bijlage 2 bevat dezelfde informatie voor het jaar 2025 van scenario 1 (autonome ontwikkeling bij huidig peil). Vergelijking van de resultaten van deze beide jaren toont de maximale verandering gedurende de simulatieperiode in de autonome ontwikkeling. De resultaten van de andere scenario's verschillen hier weinig van. In 5.2 wordt een vergelijking gemaakt tussen het ruimtelijke beeld van de nutriëntenconcentraties in het uit- en afspoelende water en het ruimtelijke beeld van de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater. De gemiddelde concentraties geven beter de ruimtelijke verdeling en de veranderingen in de tijd weer dan de vrachten. Verschillen in vrachten zijn mede veroorzaakt door verschillen in hoeveelheid afgevoerd water. De waterafvoer naar het oppervlaktewater varieert sterk in het gebied als gevolg van differentiatie in de kwelintensiteit (zie H 2). Verder neemt de waterafvoer toe in de tijd, omdat de kwel toeneemt door voortdurende zakking van het maaiveld (zie 4.2.1.1). In grote lijnen is het ruimtelijk beeld van de vrachten gelijk aan dat van de concentraties (zuiden versus noorden). Bij het ruimtelijk beeld van de gemiddelde concentraties is de indeling in klassen gebaseerd op de grenswaarden voor oppervlaktewaterkwaliteit van 2,2 mg.l⁻¹ N en 0,15 mg.l⁻¹ P.

Van het scenario 3 'gewasonttrekking huidig-peil' is een extra variant doorgerekend met een extra fosformestgift van 6,4 kg.ha⁻¹.j⁻¹ P ten opzichte van de variant 'gewasonttrekking' (zie eind 4.2.1). Het effect van deze extra fosformestgift op de fosforemissie is gering: een toename van 0,1 kg.ha⁻¹ P over een periode van 31 jaar (1995 t/m 2025). De gemiddelde fosforconcentratie van het naar het oppervlaktewater afgevoerde water is bij deze variant 0,01 mg.l⁻¹ P hoger dan bij de variant 'gewasonttrekking'. Ca. 80%

van de extra fosforbemesting wordt opgenomen door het gewas; het grootste deel van de overige 20% wordt aan het bodemcomplex gebonden.

In aanhangsel 4 zijn de modelresultaten in meer detail gegeven in de vorm van de vrachten en de concentraties gemiddeld over het totale gebied en over de deelgebieden landbouw-kleigebied, landbouw-veengebied, natuurgebied en stedelijk gebied. Tevens zijn in dit aanhangsel per deelgebied de gemiddelde jaarlijkse stikstof- en fosforopname door het gewas voor het referentiejaar en de drie peiljaren gegeven.

Opvallend zijn de geringe verschillen tussen de scenario's voor het landbouwgebied (tabellen 12 en 13). De bemestingsvarianten en de peilbeheervarianten leiden niet tot wezenlijk verschillende emissies van nutriënten naar het oppervlaktewater in het landbouwgebied. Wel zijn tendensen te herkennen. De verschillen tussen de twee scenario's voor het natuurgebied zijn groter (tabel 14). De nutriëntenemissie naar het oppervlaktewater is ca. 10 tot 20% groter bij een lager peil.

Om de tendensen voor het landbouwgebied en de verschillen voor het natuurgebied te kunnen verklaren, is inzicht nodig in de bepalende processen. Iets meer dan de helft van het landbouwgebied bestaat uit veengronden met een kleidek van gemiddeld 20 cm, de rest uit kleigronden op veen waarvan het kleidek gemiddeld 50 cm bedraagt. De uit- en afspoeling van nutriënten vanuit en vanaf een veenbodem met kleidek naar het oppervlaktewater worden in sterke mate bepaald door een complex samenspel van vier hoofdfactoren (Hendriks, 1993):

- profielopbouw: dikte van het kleidek, veensoort (eigenschappen van het veen);
- hydrologische randvoorwaarden: mate van kwel/wegzijging, nutriëntenconcentraties in het kwelwater, dichtheid van sloten en greppels, drainageweerstand, ontwateringsdiepte (drooglegging);
- bemestingsniveau;
- meteorologische randvoorwaarden: neerslaghoeveelheid en -intensiteit, gewasverdamping.

In het navolgende worden de belangrijkste tendensen voor het landbouwgebied en de verschillen voor het natuurgebied genoemd en verklaard.

1 De stikstof- en fosforvrachten in het landbouw-veengebied zijn ca. 2,5 keer zo groot als die in het landbouw-kleigebied; de gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties in het naar het oppervlaktewater uit- en afspoelende water zijn ca. 3 keer zo groot in het veengebied (aanhangsel 4 en bijlagen 1 en 2).

Het verschil in emissie tussen het veen- en kleigebied wordt veroorzaakt door het verschil in bodemopbouw en door de noordzuid-gradiënt in kwelintensiteit en de kwaliteit van het kwelwater (tabel 15; zie ook H2). De gemiddelde dikte van het kleidek op het onderliggende veen bedraagt 20 cm in het veengebied en 50 cm in het kleigebied. In het veengebied bestaat daardoor een groter deel van de onverzadigde zone uit organisch materiaal (veen). In dit gebied komt veel meer stikstof vrij door mineralisatie van organische stof dan in het kleigebied. Voor fosfor is vooral de vastleggingscapaciteit van het kleidek van belang. Deze is vele malen groter dan die van het veenprofiel. Grotere mineralisatie en geringere vastlegging in het veen-

Tabel 15 *Gebiedseigenschappen van belang voor de emissie van nutriënten naar het oppervlaktewater, effecten van bepalende processen op de emissie, en de relatieve emissie in de vorm van vrachten en gemiddelde concentraties, voor het landbouw-kleigebied en het landbouw-veengebied*

Gebied	Gebiedseigenschappen			Effect op emissie ^{*)}			Relatieve emissie	
	dikte klei-dek (cm)	kwelintensiteit	N- en P-concentr. in kwelwater	vast-legging	mineralisatie	aanvoer via kwel	vracht (v) (v:v-klei)	concentr. (c) (c:c-klei)
Klei	50	hoog	(zeer) laag	--	+	+	1	1
Veen	20	laag	zeer hoog	-	++	++	2,5	3

*) ++ = sterke toename
 + = toename
 - = afname
 -- = sterke afname

gebied betekenen hogere nutriëntenconcentraties in het bovenste grondwater en daarmee een grotere bijdrage aan de ondiepe nutriëntenuitspoeling in dit gebied.

De kwelintensiteit is het hoogst in het kleigebied in het zuiden langs de rivieren. Hier komt nutriëntenarm kwelwater naar boven (rivierkwel). De kwelintensiteit in het veengebied is veel geringer, maar de nutriëntenconcentraties in het kwelwater zijn hier zeer hoog (tot 25 mg.l⁻¹ totaal-N en 2,5 mg.l⁻¹ totaal-P). De bijdrage van kwel aan de nutriëntenvrachten naar het oppervlaktewater wordt bepaald door het produkt van de hoeveelheid kwelwater en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater. Dit produkt is het grootst in het veengebied. In dit gebied is de nutriëntenuitspoeling dieper uit het profiel dan ook het grootst. In het kleigebied spoelt meer kwelwater uit dan in het veengebied, met zeer lage nutriëntenconcentraties. Dit heeft een verdunnend effect op de gemiddelde nutriëntenconcentraties van het uitspoelende water. Om die reden is de verhouding tussen de gemiddelde concentraties van het uitspoelende water van veen- en kleigebied groter dan de verhouding tussen de vrachten van deze gebieden.

2 De stikstofvrachten nemen af in de tijd, de fosforvrachten blijven nagenoeg gelijk gedurende de scenario-periode (tabel 12).

Er spelen twee tegengestelde processen. Het eerste proces is een verlaging van de nutriëntenemissie naar het oppervlaktewater als gevolg van een afname in de tijd van de bemesting vanaf 1994 (zie tabel 6). Vooral de afname van de organische meststoffen is hierbij van belang, omdat deze meststoffen in veenweidegebieden makkelijk afspoelen en ondiep uitspoelen. Het tweede proces is de toename van de kwel en de afname van de wegzijging door de voortdurende daling van het maaiveld en de grondwaterstand ten opzichte van de stijghoogten van het diepere grondwater (zie 4.2.1.1). Hierdoor worden meer nutriënten aangevoerd met het kwelwater en spoelen meer nutriënten uit naar het oppervlaktewater. Dit speelt vooral in het veengebied, omdat de nutriëntenconcentraties in het kwelwater en de toename van de kwel hier het hoogst zijn. In het veengebied daalt het maaiveld, en daarmee de grondwaterstand, 5 mm per jaar; in het zuidelijke kleigebied slechts 1 mm per jaar.

Bij stikstof overheerst het verlagende effect van de verminderde bemesting; bij fosfor houden beide processen elkaar in evenwicht. Verminderen van de bemesting heeft een sterker verlagend effect op de stikstofemissie dan op de fosforemissie.

Het grootste deel van de fosformeststoffen die niet worden opgenomen door het gewas wordt vastgelegd aan het bodemcomplex van de toplaag (kleilaag). Fosfor is daardoor sterk gebufferd in de bodem. Veranderingen in de bemesting werken bij fosfor daarom minder snel door in de emissie dan bij stikstof.

Dat de berekende fosforvrachten tot in het jaar 2025 niet toenemen, geeft aan dat in de modelberekeningen géén fosfordoorslag optreedt. Het fosforbindend vermogen van het veengebied waar het kleidek relatief dun is, wordt op grond van gegevens van Hendriks (1993) voor een vergelijkbaar gebied in de Alblasserwaard geschat op ca. 10 ton P_2O_5 per ha. Het dieper ontwaterde kleigebied met een veel dikker kleidek heeft een groter fosforbindend vermogen. Bij dit fosforbindend vermogen is het gevaar van fosfordoorslag op korte termijn gering (Schoumans et al., 1988). Afhankelijk van het fosforbemestingsoverschot kan het vele tientallen tot honderden jaren duren voordat volledige fosfordoorslag optreedt. Volgens de modelberekeningen is deze termijn bij de in de scenario's voorkomende fosforbemestingsoverschotten langer dan de simulatieperiode van 35 jaar. Dit geldt ook voor de autonome ontwikkeling waarbij de fosforbemesting het hoogst is (tabel 6).

- 3 Bij ' huidig peil' (45 cm - mv in landbouw-veengebied) vertoont de stikstofvracht bij de bemestingsvariant 'gewasonttrekking' na de invoering van deze variant (1994) een afwijkend beeld in de tijd ten opzichte van beide andere bemestingsvarianten: de stikstofvracht blijft constant in de tijd en is in 2025 iets groter dan die van beide andere varianten. Bij 'laag peil' (60 cm - mv in landbouw-veengebied) geldt dit niet (tabel 12).**

Vooropgesteld moet worden dat de verschillen in berekende nutriëntenvrachten en -concentraties tussen de drie bemestingsvarianten marginaal zijn. Het bedoelde afwijkende beeld heeft dan ook niet betrekking op wezenlijk afwijkende resultaten, maar op een gesignaleerde tendens.

Bij de varianten 'autonoom' en 'versneld' neemt de totale stikstofbemesting, en vooral de organische stikstofbemesting, vanaf 2000 sterk af ten opzichte van 1995. Bij de variant 'gewasonttrekking' blijft de bemesting vanaf 1995 constant. Het gevolg hiervan is dat bij de varianten 'autonoom' en 'versneld' vanaf 2000 de uit- en afspoeling van stikstofmeststoffen, vooral organische, verder afnemen in de tijd, terwijl deze bij de variant 'gewasonttrekking' gelijk blijven.

Bij 'laag peil' is er geen verschil in afname in de tijd van de stikstofvrachten tussen 'gewasonttrekking' en de andere twee varianten. De afname in de tijd is hier iets sterker dan bij ' huidig peil'. Dit wordt veroorzaakt door de aanwezigheid van een dikkere onverzadigde zone bij 'laag peil'. In de onverzadigde zone worden organische meststoffen gemineraliseerd tot ammonium, en ammonium genitrificeerd tot nitraat. Naarmate de onverzadigde zone dikker is, wordt meer organisch-stikstof en ammonium omgezet in nitraat. Nitraat spoelt snel uit naar de organische-stofrijke verzadigde zone en wordt daar nagenoeg volledig gedenitrificeerd tot gasvormig stikstof dat uit de bodem verdwijnt naar de lucht. Het effect hiervan is dat bij 'laag peil' minder stikstof uitspoelt dan bij ' huidig peil'. Dit effect wordt versterkt door de veel geringere afspoeling bij 'laag peil'. Afspoeling speelt nauwelijks nog een rol bij 'laag peil'. Peilverlaging betekent een verhoging van de kwel, omdat het verschil tussen grondwaterstand en stijghoogte van het diepere grondwater groter wordt. De toename van de kwel bij 'laag peil' ten opzichte van ' huidig peil' compenseert de afname van de stikstofemissie grotendeels. Het netto-effect is echter een iets

lagere stikstofemissie bij 'laag peil' dan bij 'huidig peil'. Verlaging van het peil heeft een nivellerend effect op verschillen in bemesting. Dit wordt vooral veroorzaakt doordat de afspoeling en ondiepe uitspoeling van meststoffen sterk worden gereduceerd. De meststoffen die niet zijn afgespoeld en ondiep uitgespoeld, worden bij een dieper ontwaterd profiel in de onverzadigde zone geborgen, waar ze uit het bodemprofiel kunnen verdwijnen in de vorm van stikstofgas volgens bovenbeschreven proces.

4 De fosforvrachten zijn bij de variant 'gewasonttrekking' iets lager dan bij beide andere varianten (tabel 12).

De fosforbemesting is vanaf 1995 beduidend lager bij de variant 'gewasonttrekking'. Hierbij zijn vooral de organische fosformeststoffen van belang. Deze kunnen snel uit- en afspoelen. Kunstmest-fosfor wordt opgenomen door het gewas of vastgelegd in de bodem. Vanaf 2000 is het verschil in organisch-fosforbemesting tussen de variant 'gewasonttrekking' enerzijds en beide andere varianten anderzijds sterk gereduceerd. Dit leidt ertoe dat in 2025 de vrachten weer gelijk zijn voor de drie varianten. De toename in dit jaar ten opzichte van 2000 bij 'versneld' en 'gewasonttrekking' moet worden toegeschreven aan de toename van de aanvoer van fosfor via kwel.

5 De fosforvrachten zijn bij 'laag peil' iets groter dan bij 'huidig peil' (tabel 12).

Net als bij stikstof spelen bij fosfor in het geval van diepere ontwatering twee processen met een tegengesteld effect op de fosforuitspoeling. Als gevolg van diepere ontwatering neemt afspoeling sterk af en wordt de onverzadigde zone dikker, waardoor meer fosfor kan worden vastgelegd in het bovenste aërobe deel van het profiel. De fosforvrachten nemen hierdoor af. De kwelintensiteit en de aanvoer van fosfor via kwel nemen toe bij diepere ontwatering ('laag peil'). De fosforvrachten nemen hierdoor toe. Bij de vergelijking 'laag peil' met 'huidig peil' is het toenemende effect van het laatste proces iets groter dan het afnemende effect van het eerste proces.

6 De gemiddelde stikstofconcentraties nemen relatief gezien meer af in de tijd dan de vrachten; de gemiddelde fosforconcentraties nemen af in de tijd terwijl de vrachten niet veranderen of zelfs toenemen (tabellen 12 en 13, bijlagen 1 en 2).

De gemiddelde stikstofconcentraties nemen ca. 20% af gedurende de scenarioperiode. Voor de gemiddelde fosforconcentraties bedraagt deze afname ca. 10%. In de model-simulaties blijven vanaf 1994 de oppervlaktewaterpeilen ten opzichte van maaiveld gelijk: de drooglegging verandert niet. Absoluut gezien dalen de peilen wel wat tot gevolg heeft dat kwel toeneemt in de tijd. Bij eenzelfde drooglegging is een bodemprofiel met meer kwel natter dan een bodemprofiel met minder kwel. Bij het nattere profiel spoelt meer water uit dan bij het drogere. Bij gelijke vrachten betekent dit lagere gemiddelde concentraties bij het nattere profiel, omdat de gemiddelde concentraties zijn berekend als quotiënt van vracht en totale hoeveelheid uit- en afspoelend water.

7 De gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties nemen meer af in de tijd bij 'laag peil' dan bij 'huidig peil' (tabel 13).

Het onder 6 genoemde proces speelt bij 'laag peil' sterker dan bij 'huidig peil', omdat de kwel bij 'laag peil' sterker toeneemt in de tijd.

8 De stikstof- en fosforemissie in het natuurgebied nemen sterk af in de tijd (tabel 14, bijlagen 1 en 2).

De stikstofvrachten en -concentraties zijn in 2025 met ongeveer 40% afgenomen ten opzichte van het referentiejaar 1990; de fosforvrachten en -concentraties met ongeveer 30%. Hiervoor zijn twee oorzaken aan te geven. In de eerste plaats worden de natuurgebieden vanaf 1994 niet meer bemest. Uit- en afspoeling van nutriënten afkomstig van actuele bemesting vindt dus niet meer plaats. Wel zijn in de bodem nog grote hoeveelheden nutriënten aanwezig, afkomstig van bemesting in het verleden. Deze zijn gebonden aan het bodemcomplex en opgeslagen in de vorm van nutriëntenrijke organische stof in het bovenste deel van het profiel. In het model worden de natuurgebieden gemaaid, waarbij het maaisel wordt afgevoerd. Hierdoor worden nutriënten uit deze gebieden afgevoerd, waardoor ze worden verschaald.

In de tweede plaats wordt het peil in de natuurgebieden opgezet tot 20 cm - mv. Dit laatste heeft tot gevolg dat een situatie van netto-kwel verandert in een situatie van netto-wegzijging. Er worden netto nutriënten afgevoerd naar het diepere grondwater vanaf 1994 wanneer deze gebieden de bestemming natuur krijgen. Een ander gevolg van het opzetten van het peil is dat de grondwaterstand hoger wordt. Afspoeling en ondiepe uitspoeling van nutriënten nemen hierdoor toe. Als gevolg van een hogere grondwaterstand kan aan het bodemcomplex gebonden fosfor vrijkomen en uitspoelen. Het netto-effect van het niet meer bemesten van de natuurgebieden en het opzetten van het peil in deze gebieden is een verlaging van de nutriëntenemissie.

9 De stikstof- en fosforemissie in het natuurgebied zijn groter bij een lager peil (tabel 14).

Bij een polderpeil van 40 cm - mv is in het natuurgebied de nutriëntenemissie naar het oppervlaktewater in 1995 ca. 10% en in 2025 ca. 20% groter dan bij een peil van 20 cm - mv. Bij een lager peil is de kwelintensiteit hoger. De nutriëntenconcentraties in het kwelwater zijn hoog in het natuurgebied (zie H2). Bij het lagere peil worden daarom veel meer nutriënten aangevoerd met het kwelwater, die uitspoelen naar het oppervlaktewater. Omdat bij een lager peil het maaiveld sneller daalt door grotere oxydatie van het veen, neemt de kwelintensiteit bij een lager peil meer toe in de tijd dan bij een hoger peil (hier een factor 2). Hierdoor neemt het verschil in nutriëntenemissie tussen het lagere en het hogere peil toe in de tijd.

10 Gewasonttrekking (aanhangel 4).

Voor de gewasonttrekking is de variant 'gewasonttrekking' de meest gunstige variant. De netto-stikstofopname is bij deze variant ca. 10% hoger dan bij beide andere varianten (aanhangel 4: tabellen 4.3 en 4.6). De netto-fosforopname is bij variant 'gewasonttrekking' beduidend lager dan bij beide andere varianten (ca. 30%). De verhouding tussen stikstofopname en fosforopname bedraagt ongeveer 12 bij variant 'gewasonttrekking'. Deze verhouding komt goed overeen met praktijkgegevens en is ook berekend voor de calibratieperiode 1988/1989. De fosforopname bij variant 'gewasonttrekking' is blijkbaar voldoende in verhouding tot de stikstofopname. Bij de beide andere varianten is een lagere verhouding berekend van ca. 8. Dit duidt op een luxe-consumptie van fosfor door het gewas als gevolg van een hoge fosfortoediening in vergelijking tot de stikstoftoediening.

5.2 Nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewatersysteem

De resultaten van de scenario-berekeningen voor de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater zijn gegeven in de tabellen 16 en 17. Het betreft gemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in het oppervlaktewater voor het zomerhalfjaar van het referentiejaar 1990 en de drie peiljaren. Ze zijn weergegeven als gemiddelden voor het gehele peilgebied en de deelgebieden landbouw-kleigebied, landbouw-veengebied en natuurgebied. Deze gemiddelden zijn berekend door per dag een gewogen gemiddelde concentratie voor elk onderscheiden gebied te berekenen, gewogen naar waterinhoud van hoofdwaterlopen respectievelijk sloten van de inliggende subgebieden. Hieruit is vervolgens een gemiddelde in de tijd voor het zomerhalfjaar berekend. De gemiddelde concentraties in het zomerhalfjaar zijn gegeven, omdat deze vanuit ecologisch oogpunt de belangrijkste zijn. De grenswaarden voor stagnant eutrofiëringsgevoelig oppervlaktewater hebben betrekking op de zomerhalfjaargemiddelde concentraties. De gemiddelde concentraties van de afzonderlijke N- en P-componenten als ook van de winterhalfjaar- en jaargemiddelde concentraties zijn vermeld in aanhangsel 5.

De bijlagen 3 t/m 9 geven de ruimtelijke verdeling van de zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties over het gehele gebied voor het peiljaar 2025 van de scenario's 1 t/m 7 (zie tabel 10 voor de beschrijving van de scenario's). Door het beeld van 'autonoom' (bijlagen 3 en 4) te vergelijken met dat van de scenario's met maatregelen (bijlagen 5 t/m 9) aan het einde van de simulatieperiode (2025), worden de effecten van de maatregelen over de gehele simulatieperiode van 35 jaar, afgezet tegen de autonome ontwikkeling, zichtbaar in de ruimte. De indeling in klassen is gebaseerd op de grenswaarden voor oppervlaktewater van 2,2 mg.l⁻¹ N en 0,15 mg.l⁻¹ P.

De gepresenteerde gemiddelde concentraties in het oppervlaktewater zijn het resultaat van berekeningen met vier modellen, waarin hydrologische processen, processen in de nutriëntenhuishouding van het bodemsysteem, hydraulische processen en processen in de nutriëntenhuishouding van het oppervlaktewatersysteem in hun complexe samenhang worden doorgerekend. Deze processen kunnen elkaar versterken, dan wel tegen elkaar in werken en elkaar eventueel compenseren. Het gevolg is dat in sommige gevallen uitkomsten zijn berekend die anders zijn dan in eerste aanzet werd verwacht of die afwijken van de uitkomsten voor min of meer vergelijkbare omstandigheden. Vaak gaat het om slechts zeer geringe verschillen, die door afronding soms groter lijken dan ze werkelijk zijn. Net als bij de emissie vanuit en vanaf de bodem duiden deze geringe verschillen meer op tendensen dan op wezenlijk verschillende resultaten. De meest in het oog springende resultaten worden in de volgende punten nader verklaard.

Voor een goed begrip van deze verklaringen is inzicht nodig in de processen die van invloed zijn op de concentraties van opgeloste N- en P-verbindingen in het oppervlaktewater van een gebied als peilgebied Bergambacht en in de effecten van verschillende maatregelen op deze processen. De belangrijkste processen die in de zomerperiode tot toe- en afname van de N- en P-concentraties in het oppervlaktewater leiden en de maatregelen die daarop van invloed zijn, zijn samengevat in tabel 18. Voor een meer gedetailleerde beschrijving van deze processen zie 3.1 en aanhangsel 1, de beschrijving van NUSWA.

Tabel 16 Berekende gemiddelde totaal-N-concentraties (mg.l⁻¹) in hoofdwaterlopen en sloten gedurende het zomerhalfjaar, voor de negen scenario's en voor het referentiejaar 1990 en de drie peiljaren, gemiddeld naar waterinhoud voor het gehele gebied, het landbouw-kleigebied, het landbouw-veengebied en het natuurgebied van peilgebied Bergambacht

Gebied	Scenario-nr. en -code	Hoofdwaterlopen				Sloten			
		1990	1995	2000	2025	1990	1995	2000	2025
Hele gebied	1 autonoom-hp	2,4	2,3	2,3	2,3	1,7	1,9	1,8	1,7
	3 kroosverw-hp	2,4	2,0	2,0	2,2	1,7	1,3	1,3	1,6
	4 baggeren-hp	2,4	2,9	2,9	2,9	1,7	2,2	2,3	2,1
	5 awzi/btm-hp	2,4	1,9	1,8	1,8	1,7	1,9	1,7	1,6
	6 totaal-hp	2,4	2,1	2,2	2,1	1,7	1,7	2,0	1,8
	7 totaal-lp	2,4	2,0	2,0	1,9	1,7	1,9	1,9	1,7
	8 totaal-lp+	2,4	2,0	2,1	1,9	1,7	1,6	1,9	1,6
	9 totaal-lp++	2,4	1,8	1,9	1,8	1,7	1,9	1,9	1,7
	2 autonoom-lp	2,4	2,2	2,2	2,2	1,7	1,9	1,8	1,6
Kleigebied	1 autonoom-hp	2,3	1,7	1,7	1,8	1,0	0,8	0,8	0,8
	3 kroosverw-hp	2,3	1,6	1,6	1,8	1,0	0,7	0,7	0,8
	4 baggeren-hp	2,3	2,2	2,3	2,4	1,0	1,1	1,2	1,2
	5 awzi/btm-hp	2,3	1,3	1,3	1,3	1,0	0,8	0,8	0,8
	6 totaal-hp	2,3	1,5	1,7	1,7	1,0	1,0	1,2	1,1
	7 totaal-lp	2,3	1,5	1,6	1,5	1,0	1,0	1,1	1,0
	8 totaal-lp+	2,3	1,5	1,6	1,5	1,0	0,9	1,1	1,0
	9 totaal-lp++	2,3	1,4	1,4	1,4	1,0	1,0	1,0	1,0
	2 autonoom-lp	2,3	1,5	1,5	1,6	1,0	0,8	0,8	0,8
Veengebied	1 autonoom-hp	2,6	2,7	2,6	2,7	2,0	2,0	1,9	1,8
	3 kroosverw-hp	2,6	2,3	2,3	2,5	2,0	1,4	1,4	1,6
	4 baggeren-hp	2,6	3,4	3,4	3,4	2,0	2,5	2,6	2,4
	5 awzi/btm-hp	2,6	2,0	2,0	1,9	2,0	1,9	1,8	1,8
	6 totaal-hp	2,6	2,2	2,3	2,3	2,0	1,8	2,1	2,0
	7 totaal-lp	2,6	2,1	2,1	2,1	2,0	1,9	2,0	1,8
	8 totaal-lp+	2,6	2,1	2,4	2,1	2,0	1,8	2,1	1,8
	9 totaal-lp++	2,6	2,0	2,0	1,9	2,0	1,9	1,9	1,8
	2 autonoom-lp	2,6	2,6	2,6	2,6	2,0	2,0	1,9	1,7
Natuurgebied	1 autonoom-hp	2,4	2,4	2,3	2,0	2,2	3,1	2,8	2,4
	3 kroosverw-hp	2,4	1,9	1,9	1,9	2,2	1,8	1,9	2,4
	4 baggeren-hp	2,4	2,6	2,6	2,4	2,2	3,1	3,2	2,7
	5 awzi/btm-hp	2,4	2,4	2,3	2,0	2,2	3,1	2,8	2,4
	6 totaal-hp	2,4	2,4	2,5	2,3	2,2	2,5	2,9	2,4
	7 totaal-lp	2,4	2,4	2,4	2,2	2,2	2,8	2,9	2,4
	8 totaal-lp+	2,4	2,2	2,2	1,9	2,2	2,2	2,5	2,2
	9 totaal-lp++	2,4	2,2	2,2	2,0	2,2	2,9	3,1	2,6
	2 autonoom-lp	2,4	2,3	2,2	2,0	2,2	3,1	2,8	2,4

Voor de betekenis van de scenariocodes zie tabel 10

De meeste processen van tabel 18 zijn belangrijk voor zowel stikstof als fosfor. Dit zijn van de toename-processen: inlaat van water uit boezem of rivier (meestal groot in de zomer), uitspoeling van water uit de bodem (meestal gering in de zomer), lozingen van AWZI's en industrie, ongerioleerde lozingen, mineralisatie van bagger en mineralisatie van afgestorven kroos. Van de afname-processen zijn dit: uitlaat van water naar boezem of rivier (meestal gering in de zomer), infiltratie van oppervlaktewater in de bodem

Tabel 17 *Berekende gemiddelde totaal-P-concentraties (mg.l⁻¹) in hoofdwaterlopen en sloten gedurende het zomerhalfjaar, voor de negen scenario's en voor het referentiejaar 1990 en de drie peiljaren, gemiddeld naar waterinhoud voor het gehele gebied, het landbouw-kleigebied, het landbouw-veengebied en het natuurgebied van peilgebied Bergambacht*

Gebied	Scenario-nr. en -code	Hoofdwaterlopen				Sloten			
		1990	1995	2000	2025	1990	1995	2000	2025
Hele gebied	1 autonoom-hp	0,84	0,62	0,55	0,44	0,90	0,60	0,50	0,34
	3 kroosverw-hp	0,84	0,56	0,44	0,31	0,90	0,54	0,37	0,17
	4 baggeren-hp	0,84	0,36	0,32	0,33	0,90	0,30	0,23	0,22
	5 awzi/btm-hp	0,84	0,56	0,48	0,37	0,90	0,60	0,49	0,32
	6 totaal-hp	0,84	0,24	0,21	0,21	0,90	0,21	0,16	0,16
	7 totaal-lp	0,84	0,21	0,20	0,20	0,90	0,19	0,17	0,17
	8 totaal-lp+	0,84	0,23	0,18	0,18	0,90	0,22	0,16	0,17
	9 totaal-lp++	0,84	0,20	0,19	0,20	0,90	0,19	0,17	0,17
	2 autonoom-lp	0,84	0,57	0,50	0,40	0,90	0,57	0,48	0,30
Kleigebied	1 autonoom-hp	0,75	0,50	0,42	0,33	0,73	0,45	0,36	0,23
	3 kroosverw-hp	0,75	0,47	0,37	0,28	0,73	0,43	0,33	0,19
	4 baggeren-hp	0,75	0,28	0,25	0,26	0,73	0,22	0,16	0,17
	5 awzi/btm-hp	0,75	0,44	0,34	0,24	0,73	0,45	0,36	0,21
	6 totaal-hp	0,75	0,18	0,15	0,16	0,73	0,20	0,15	0,15
	7 totaal-lp	0,75	0,15	0,14	0,14	0,73	0,18	0,15	0,14
	8 totaal-lp+	0,75	0,16	0,14	0,14	0,73	0,21	0,15	0,14
	9 totaal-lp++	0,75	0,16	0,15	0,15	0,73	0,18	0,15	0,14
	2 autonoom-lp	0,75	0,42	0,36	0,26	0,73	0,43	0,35	0,21
Veengebied	1 autonoom-hp	0,90	0,74	0,65	0,54	1,06	0,68	0,56	0,39
	3 kroosverw-hp	0,90	0,67	0,52	0,37	1,06	0,60	0,43	0,21
	4 baggeren-hp	0,90	0,42	0,37	0,40	1,06	0,33	0,27	0,27
	5 awzi/btm-hp	0,90	0,66	0,55	0,44	1,06	0,68	0,55	0,37
	6 totaal-hp	0,90	0,25	0,21	0,21	1,06	0,22	0,18	0,18
	7 totaal-lp	0,90	0,23	0,22	0,22	1,06	0,21	0,20	0,21
	8 totaal-lp+	0,90	0,26	0,22	0,22	1,06	0,24	0,19	0,20
	9 totaal-lp++	0,90	0,26	0,26	0,26	1,06	0,22	0,21	0,21
	2 autonoom-lp	0,90	0,69	0,61	0,49	1,06	0,63	0,52	0,34
Natuurgebied	1 autonoom-hp	0,80	0,48	0,46	0,38	0,90	0,68	0,57	0,39
	3 kroosverw-hp	0,80	0,44	0,36	0,22	0,90	0,57	0,35	0,08
	4 baggeren-hp	0,80	0,31	0,28	0,27	0,90	0,35	0,26	0,24
	5 awzi/btm-hp	0,80	0,48	0,46	0,38	0,90	0,68	0,57	0,39
	6 totaal-hp	0,80	0,28	0,25	0,23	0,90	0,21	0,15	0,15
	7 totaal-lp	0,80	0,24	0,23	0,22	0,90	0,17	0,15	0,14
	8 totaal-lp+	0,80	0,23	0,19	0,18	0,90	0,20	0,14	0,14
	9 totaal-lp++	0,80	0,12	0,12	0,11	0,90	0,16	0,14	0,13
	2 autonoom-lp	0,80	0,47	0,45	0,37	0,90	0,67	0,56	0,38

Voor de betekenis van de scenariocodes zie tabel 10

(meestal groot in de zomer), opname van stikstof en fosfor door kroos. Voor fosfor is nalevering van fosfaat uit de baggerlaag nog een belangrijk toename-proces in de zomer. Een belangrijk afname-proces voor stikstof is denitrificatie van nitraat in het grensvlak water/baggerlaag, waardoor stikstof in gasvorm naar de lucht verdwijnt.

Tabel 18 De belangrijkste processen die in de zomerperiode tot toename of afname leiden van de concentratie van opgeloste N- en/of P-verbindingen in het oppervlaktewater, en de maatregelen die van invloed zijn op deze processen met de effecten van deze maatregelen op de N- en P-concentratie

Component	Processen		Maatregelen	
	Toename	Afname	Aard	Effect
N en P	- inlaat van water (groot)	- uitslag van water (gering)	- peilbeheer; kwaliteit inlaatwater verbeteren	+/-;+
	- uitspoeling vanuit de bodem (gering)	- infiltratie naar de bodem (groot)	- peilbeheer; bemesting reduceren	+/-;+
	- lozingen AWZI's, ongerioleerd enz.		- (verdergaand) zuiveren, stoppen	+
	- mineralisatie bagger		- baggeren	+
	- miner. afgestorven kroos	- opname door kroos	- kroosverwijderen	+
P	- nalevering uit baggerlaag		- baggeren	+
N		- denitrificatie in het grensvlak water/bagger	- baggeren	- ^{*)}

Effecten: + = positief (verlagend); - = negatief (verhogend); voor peilbeheer: +/- = afhankelijk van uitvoering en randvoorwaarden

^{*)} voor verklaring zie punt 4 van de verklaringen hieronder

1 In de autonome situatie, zowel bij huidig als bij laag peil, neemt gemiddeld over het gehele gebied de zomerhalfjaargemiddelde N-concentratie in het oppervlaktewater nauwelijks tot weinig af in de tijd, terwijl de P-concentratie sterk afneemt (scenario's 1 en 2; tabellen 16 en 17).

In de autonome situatie zijn, gemiddeld over het gehele gebied, de berekende zomerhalfjaargemiddelde N-concentraties in de hoofdwaterlopen en in de sloten respectievelijk ca. 6% en ca. 3% afgenomen in 2025 ten opzichte van het referentiejaar 1990. In 1995 en 2000 is in de sloten een toename van de N-concentratie van ca. 10% ten opzichte van 1990 te zien. Voor de P-concentratie bedraagt de afname respectievelijk ca. 50% en ca. 64%. Voor beide componenten spelen in de autonome situatie processen die tot afname en processen die tot toename van de concentratie in de tijd leiden. Processen die tot afname leiden zijn:

- afname in de tijd van de N- en P-concentratie in het vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater afgevoerde water (tabellen 13 en 14);
- in 1994: verdergaande renovering van de AWZI in Ammerstol (in het kleigebied) en stoppen van de ongerioleerde lozingen (zie 4.3.1.3);
- afname in de tijd van de hoeveelheid nutriënten aangevoerd door waterinlaat. Omdat de kwelintensiteit in de tijd toeneemt als gevolg van het voortdurende dalen van het maaiveld daalt de inlaatbehoefte in de tijd. De nutriëntenconcentraties in het inlaatwater zijn hoog (tabel 9);
- vooral voor P: uitloging van de sterk met nutriënten (fosfaat) opgeladen baggerlaag (zie 4.3.1.2).

De afname in de tijd van de P-concentraties is vooral veel groter dan die van de N-concentraties door de sterke afname van de nalevering van fosfaat uit de bagger-

laag. Deze nalevering is een grote fosforbron in de zomer (Oosterberg et al., 1989). In de winter wordt de baggerlaag opgeladen met fosfaat dat uitspoelt vanuit het bodemsysteem. Hierdoor zijn de P-concentraties in het oppervlaktewater in de zomer hoger dan in de winter (zie aanhangsel 5). Bij stikstof speelt deze vastlegging en nalevering veel minder. Bij fosfor heeft een verandering van de P-uitspoeling, die vooral in de winter plaatsvindt, daardoor een groter effect op de zomerconcentraties in het oppervlaktewater dan bij stikstof. De sterke afname van de fosfaataflevering wordt veroorzaakt door:

- 1 uitloging van de in het verleden door grotere P-uitspoeling en grotere AWZI-effluenten sterk opgeladen baggerlaag;
- 2 afname van de oplading in de winter door de afnemende P-concentratie van het uitspoelende grondwater.

Het belangrijkste proces dat tot toename van de zomerhalfjaargemiddelde concentraties stikstof en fosfor leidt, is de grotere waterinlaat in de natuurgebieden met nutriëntenrijk water uit de Vlist in de zomer vanaf 1994, om het opgezette peil in deze gebieden te handhaven. Dit proces is uiteraard in de eerste plaats belangrijk voor de natuurgebieden, maar beïnvloedt eveneens het gemiddelde over het gehele gebied.

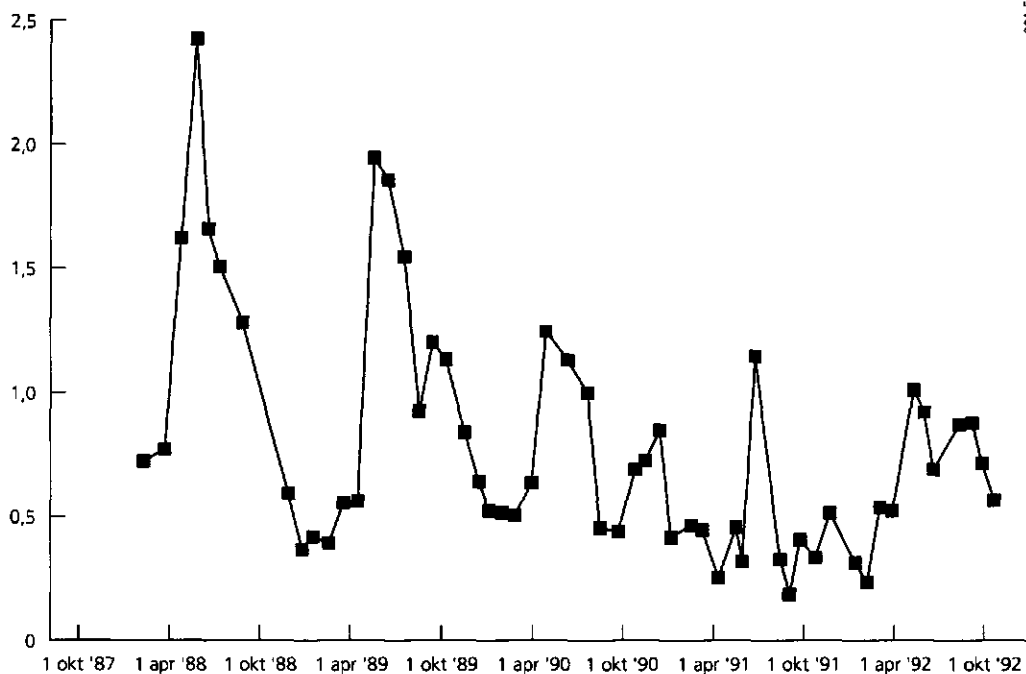
Het proces is vooral belangrijk voor stikstof, omdat de N-concentratie van het inlaatwater ca. 1,5 keer zo hoog is als de N-concentratie in het oppervlaktewater van het natuurgebied in de zomer van referentiejaar 1990. Bij fosfor is het omgekeerde het geval: de P-concentratie in het oppervlaktewater van het natuurgebied is in de zomer van 1990 ca. 2 keer zo hoog als de P-concentratie van het inlaatwater.

Voor stikstof betekent de grotere waterinlaat stijging van de N-concentratie in de sloten van het natuurgebied ten opzichte van het referentiejaar, ondanks de processen die tot afname van de concentratie leiden. Voor de hoofdwaterlopen van het natuurgebied geldt dit niet; hier daalt de N-concentratie in de tijd. Het ingelaten water wordt via de hoofdwaterlopen naar de sloten getransporteerd. Hierdoor worden de hoofdwaterlopen doorgespoeld en wordt kroos vanuit deze waterlopen naar de sloten getransporteerd. Door deze kroosaanvoer worden de sloten verrijkt met nutriënten afkomstig uit de hoofdwaterlopen. Dit proces neemt af in de tijd, omdat de inlaatbehoefte in de tijd afneemt door een voortdurende toename van de kwelintensiteit. Toch is in 2025 de N-concentratie in de sloten nog hoger dan in 1990.

Voor fosfor betekent de grotere waterinlaat remming van de afname in de tijd van de P-concentratie in het oppervlaktewater van de natuurgebieden. De afname in 2025 ten opzichte van 1990 bedraagt gemiddeld 55% voor de natuurgebieden tegenover gemiddeld 60% voor de overige gebieden. De processen die tot afname van de P-concentratie leiden overheersen.

Omdat bij fosfor de processen die een afname van de concentratie veroorzaken een groter effect sorteren dan bij stikstof en bij stikstof de processen die tot toename van de concentratie leiden een belangrijker effect hebben dan bij fosfor, is gemiddeld over het gehele gebied de daling in de tijd van de zomerhalfjaargemiddelde N-concentraties veel geringer dan die van de zomerhalfjaargemiddelde P-concentraties. Dat de zomerhalfjaargemiddelde P-concentratie in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht in de autonome situatie afneemt in de tijd, lijkt te worden bevestigd door het gemeten verloop in de tijd van de P-concentratie in het oppervlaktewater op enkele lokaties in peilgebied Bergambacht over de periode 1988-1992 (fig. 6). Deze meetlokaties zijn niet beïnvloed door lozingen van AWZI's. De

Totaal-P-concentratie ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)



201 E 06

Fig. 6 Gemeten verloop in de tijd van de P-concentratie in het oppervlaktewater, gemiddeld voor enkele meetlokaties in peilgebied Bergambacht (naar gegevens van: Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden). De meetlokaties zijn niet beïnvloed door lozingen van AWZI's.

metingen kunnen slechts als aanwijzing voor een tendens worden gezien, omdat het slechts enkele meetlokaties betreft die per jaar verschillen. Ook de meteorologische omstandigheden verschillen per jaar.

2 De berekende zomerhalfjaargemiddelde N- en P-concentratie zijn bij autonoom laag peil iets lager dan bij autonoom huidig peil (scenario's 1 en 2; tabellen 16 en 17, bijlagen 3 en 4).

De verschillen tussen de resultaten van autonoom huidig peil en die van autonoom laag peil zijn gering. Gemiddeld over het gehele gebied is de tendens dat de berekende concentraties voor autonoom laag peil lager zijn: ca. 5% voor stikstof en ca. 10% voor fosfor. Oorzaak hiervan is vooral de geringere waterinlaat door de hogere kwelintensiteit in het landbouw-veengebied bij scenario autonoom laag peil dan bij scenario huidig peil. Hierdoor worden in de situatie met laag peil minder nutriënten via inlaatwater aangevoerd. Dit effect is vooral merkbaar in de hoofdwaterlopen van het landbouw-kleigebied en in mindere mate van het landbouw-veengebied, waar doorheen het inlaatwater wordt getransporteerd naar de sloten.

In het landbouw-veengebied is in de zomer bij laag peil de drainage van grondwater naar het oppervlaktewater groter en de infiltratie van oppervlaktewater naar de bodem kleiner dan bij huidig peil: een verschil van 10% respectievelijk 45% in 2025. Hierdoor worden in de zomer bij laag peil meer N en P aangevoerd vanuit de bodem naar het oppervlaktewater en minder N en P afgevoerd vanuit het oppervlaktewater

naar de bodem dan bij huidig peil. Omdat de N- en P-concentratie van het uitspoelende water hoger zijn dan die van het oppervlaktewater, betekent dit in principe een toename van de N- en P-concentratie in het oppervlaktewater. In de sloten van het landbouw-veengebied compenseert deze toename voor stikstof nagenoeg de afname door geringere waterinlaat. Bij fosfor overheerst de afname van de concentratie door geringere waterinlaat. De toenemende drainage heeft hier een kleiner effect dan bij stikstof, omdat het uitspoelende water de relatief dikke baggerlaag doorstroomt, waardoor een deel van het uitspoelende fosfaat wordt vastgelegd in deze laag. De verschillen tussen laag peil en huidig peil voor het landbouw-veengebied bepalen in belangrijke mate deze verschillen gemiddeld over het gehele gebied.

- 3 Kroosverwijderen heeft tot 2000 voor stikstof relatief een grotere daling van de zomerhalfjaargemiddelde concentratie tot gevolg dan voor fosfor. Na 2000 geldt het omgekeerde (scenario 3 versus scenario 1; tabel 16 en 17, bijlagen 3 en 5).** Het effect van kroosverwijderen is het grootst in de sloten van de natuurgebieden, omdat hier de kroosdichtheid gemiddeld het hoogst is. In de zomer bestaat in deze gebieden een sterke inlaatsituatie met nutriëntenrijk Vlistwater om het opgezette peil te handhaven. Hierdoor vindt netto transport plaats van water en daarmee van kroos vanuit de hoofdwaterlopen naar de sloten. Voor de overige gebieden bestaat slechts een gering verschil in zowel kroosdichtheid als effect van kroosverwijderen tussen hoofdwaterlopen en sloten. Gemiddeld over het gehele gebied is het effect van kroosverwijderen daarom het grootst in de sloten.

Gemiddeld over het gehele gebied neemt de daling van de concentratie in de sloten door kroosverwijderen voor stikstof af in de tijd: van 32% in 1995 via 28% in 2000 tot 6% in 2025 (scen. 3 versus scen. 1). In 2025 is bij kroosverwijderen de N-concentratie zelfs toegenomen ten opzichte van 2000. Voor fosfor neemt de concentratiedaling door kroosverwijderen toe in de tijd: van 10% via 26% naar 50%. In de natuurgebieden bedraagt deze daling in 2025 zelfs 80%!

Kroosverwijderen verlaagt de P-concentratie in het oppervlaktewater. Hierdoor wordt de fosfaatuitloging van de baggerlaag versneld en kan minder fosfaat worden nageleverd. Door deze versnelling van de fosfaatuitloging is het effect van kroosverwijderen op de P-concentratie in het oppervlaktewater sterk cumulatief van aard. Voor stikstof geldt dit niet, omdat nalevering van stikstof uit de baggerlaag van veel geringer belang is.

De afname in de tijd van het effect van kroosverwijderen op de N-concentratie hangt samen met de sterke daling van de P-concentratie in de tijd, waardoor de beschikbaarheid van fosfor voor kroos afneemt in de tijd. Het gevolg hiervan is een afname van de kroosgroei en een verminderde opname van stikstof door kroos. Dit speelt vooral aan het einde van de simulatieperiode (2025) wanneer de zomerhalfjaargemiddelde P-concentratie de grenswaarde van $0,15 \text{ mg.l}^{-1} \text{ P}$ nadert. Dit fenomeen doet zich het duidelijkst voor in de natuurgebieden. Door kroosverwijderen is de P-concentratie in de sloten in het jaar 2025 gedaald tot $0,08 \text{ mg.l}^{-1} \text{ P}$, de laagste berekende zomerhalfjaargemiddelde P-concentratie van alle scenario's. Deze lage concentratie resulteert in een toename van de N-concentratie tot $2,4 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$.

- 4** *Kwaliteitsbaggeren heeft een sterke verlaging van de P-concentratie tot gevolg, maar een verhoging van de N-concentratie (scenario 4 versus scenario 1; tabellen 16 en 17, bijlagen 3 en 6, aanhangsel 5).*

In scenario 3, kwaliteitsbaggeren, wordt in één jaar nagenoeg alle bagger verwijderd. Daarmee worden in het model grote hoeveelheden stikstof en fosfor afgevoerd. De capaciteit voor fosfaatnalevering wordt hierdoor tot bijna nul gereduceerd. Zoals verwacht, daalt daardoor de zomerhalfjaargemiddelde P-concentratie tot belangrijk lagere waarden in alle gebieden (daling van 30 tot 50% ten opzichte van scenario 1). De winterhalfjaargemiddelde P-concentratie stijgt echter, omdat nagenoeg geen capaciteit meer aanwezig is om de uitspoelende fosfor vast te leggen.

Het positieve effect op de P-concentratie gaat gepaard met een negatief effect op de N-concentratie, omdat met het verwijderen van de baggerlaag vrijwel alle denitrificatiecapaciteit wordt weggenomen. De baggerlaag bestaat uit relatief makkelijk afbreekbaar organisch materiaal. De verhoging van de totaal-N-concentratie ten opzichte van scenario 1 wordt dan ook voor het grootste deel veroorzaakt door een verhoging van de nitraatconcentratie. In de praktijk zal dit zich niet in deze extreme mate voordoen, omdat nooit de gehele baggerlaag zal worden verwijderd (zie 6.3.3).

- 5** *Verbetering van de kwaliteit van het effluent van de AWZI's heeft een sterkere daling van de N- en P-concentratie tot gevolg in de hoofdwaterlopen dan in de sloten (scenario 4 versus scenario 1; tabellen 16 en 17, bijlagen 3 en 7).*

Door verdergaande verbetering van de kwaliteit van het effluent van de twee AWZI's in het gebied dalen de N- en de P-concentratie in de hoofdwaterlopen met respectievelijk ca. 20% en 10-16%. De daling van de N- en P-concentraties in de sloten is veel geringer: van 0% in 1995 tot 6% in 2025. De AWZI's lozen op hoofdwaterlopen. Het effect van een verlaging van de N- en P-concentratie in het effluent is daarom direct merkbaar in de gemiddelde N- en P-concentratie in de hoofdwaterlopen. Omdat het oppervlaktewater en de waterbodem van zowel hoofdwaterlopen als sloten een bufferende werking hebben, vooral voor fosfor, wordt dit effect pas op langere termijn zichtbaar in een verlaging van de concentraties in de sloten. De sterke buffering van fosfor is ook de reden dat de daling van de P-concentratie in de hoofdwaterlopen toeneemt in de tijd. Bij stikstof is dat niet het geval.

- 6** *Het totaal-pakket aan maatregelen heeft een duidelijk verlagend effect op de zomerhalfjaargemiddelde P-concentratie, terwijl het effect op de zomerhalfjaargemiddelde N-concentratie gering is (hoofdwaterlopen) of zelfs een lichte verhoging inhoudt (sloten) (scenario 6 versus 1 en scenario 7 versus 2; tabellen 16 en 17, bijlagen 3 en 8).*

Uitvoeren van het totaal-pakket aan maatregelen verlaagt de zomerhalfjaargemiddelde P-concentratie in 1995 met ca. 65% en in 2025 met ca. 50% ten opzichte van de autonome situatie. Voor stikstof is deze verlaging in de hoofdwaterlopen ca. 10%, zowel in 1995 als in 2025. In de sloten daalt de zomerhalfjaargemiddelde N-concentratie bij de scenario's totaal-pakket aanvankelijk 2-9% ten opzichte van de autonome situatie, maar stijgt vanaf 2000 met ca. 10%. Uitgezet tegen de referentiewaarde van het jaar 1990 zijn de N-concentraties in de sloten in de verschillende peiljaren 0-18% gestegen.

Voor fosfor hebben alle afzonderlijke maatregelen een positief, verlagend effect op de zomerhalfjaargemiddelde concentratie. Bij het totaal-pakket versterken deze

positieve effecten elkaar, zodat het totale effect positiever is dan van enige maatregel afzonderlijk.

Voor stikstof is het effect van kroosverwijderen positief, vooral in het begin van de simulatieperiode, het effect van baggeren uitgesproken negatief en het effect van verbetering van de AWZI's vooral positief voor de hoofdwaterlopen. Het gecombineerde effect van de drie maatregelen is licht positief voor de hoofdwaterlopen en op de langere termijn negatief voor de sloten. In de praktijk zal het negatieve effect van baggeren zich waarschijnlijk nauwelijks of niet voordoen, waardoor het totaalpakket naar verwachting toch positiever is dan de afzonderlijke individuele maatregelen.

Om het gecombineerde effect van de twee positieve maatregelen voor stikstof - kroosverwijderen en verbetering van de AWZI's - zichtbaar te maken, is een extra scenario doorgerekend: totaal huidig peil zonder kwaliteitsbaggeren. De resultaten hiervan voor de sloten zijn gelijk aan die van de resultaten van scenario 3 kroosverwijderen. Verbetering van de AWZI's heeft voor het slootsysteem geen toegevoegde waarde. Voor de hoofdwaterlopen geldt dit uiteraard wel. Hier wordt bij het extra scenario een verlaging van de N-concentratie bereikt van ca. 25% ten opzichte van scenario 3, kroosverwijderen, en van ca. 28% ten opzichte van scenario 6, totaal huidig peil.

- 7** *De berekende zomerhalfjaargemiddelde N- en P-concentratie zijn bij totaal laag peil over het algemeen iets lager dan bij totaal huidig peil; uitzondering hierop vormt de P-concentratie in de sloten (scenario's 6 en 7; tabellen 16 en 17, bijlagen 8 en 9).*

Gemiddeld over het gehele peilgebied is de algemene tendens dat de berekende zomerhalfjaargemiddelde concentraties voor totaal laag peil lager zijn dan die voor totaal huidig peil: voor stikstof 10% in de hoofdwaterlopen en 5% in de sloten, en voor fosfor 10% in de hoofdwaterlopen. Hiervoor zijn dezelfde oorzaken aan te geven als genoemd onder punt 2 voor het verschil tussen autonoom laag peil en autonoom huidig peil.

Een afwijkend beeld vertoont de P-concentratie in de sloten. Deze is na 1995 ca. 5% hoger bij totaal laag peil dan bij totaal huidig peil. Dit wordt volledig veroorzaakt door hogere P-concentraties in de sloten van het landbouw-veengebied bij totaal laag peil. Bij het scenario 'totaal' heeft een grotere drainage in de zomer bij laag peil ten opzichte van huidig peil wél een duidelijk verhoging van de P-concentratie in de sloten van dit deelgebied tot gevolg. Omdat het totaal-scenario kwaliteitsbaggeren impliceert, ontbreekt een baggerlaag van betekenis en wordt het in de zomer extra uitspoelende fosfaat door de grotere drainage nauwelijks vastgelegd in de waterbodem. De verhoging van de P-concentratie in de sloten door toegenomen drainage is na 1995 groter dan de verlaging door afgenomen waterinlaat.

- 8** *Verlaging van het polderpeil in de natuurgebieden bij het scenario totaal laag peil heeft een (geringe) daling van de zomerhalfjaargemiddelde N- en P-concentratie in het natuurgebied tot gevolg (scenario 8 versus scenario 7; tabel 16 en 17).* Door een verlaging van het polderpeil in de natuurgebieden van 20 naar 40 cm - mv bij scenario totaal laag peil daalt in deze gebieden de zomerhalfjaargemiddelde N-concentratie in de hoofdwaterlopen met ca. 10% en in de sloten met 21% in 1995

afnemend tot 8% in 2025. De zomerhalfjaargemiddelde P-concentratie daalt in de hoofdwaterlopen met ca. 15% en verandert nauwelijks in de sloten.

De verklaring voor deze verschijnselen is vrijwel identiek aan die voor de verschillen tussen de scenario's totaal huidig peil en totaal laag peil (punt 7). Een lager peil betekent minder waterinlaat uit de Vlist in de zomer. De nutriëntenconcentraties in het Vlistwater zijn beduidend hoger dan die in het oppervlaktewater van het natuurgebied in scenario totaal laag peil. Omdat het inlaatwater via de hoofdwaterlopen wordt getransporteerd, is hier een vermindering van de inlaat van nutriënten direct merkbaar.

Een lager peil van 40 cm - mv heeft in de zomer een toename van de drainage en een afname van de infiltratie tot gevolg: 34% respectievelijk 37% in 2025 ten opzichte van een peil van 20 cm - mv. Daarnaast nemen de N- en P-concentratie van het uitspoelende water bij een lager peil toe met 15% respectievelijk 20% (tabel 14).

In de sloten overheerst bij stikstof het positieve effect van een verminderde inlaat. Omdat de drainage toeneemt in de tijd, neemt het negatieve effect van de grotere uitspoeling met hogere N-concentratie eveneens toe. De resultante van beide effecten wordt gedurende de simulatieperiode steeds minder positief. Bij fosfor overheerst in 1995 het negatieve effect; de P-concentratie is hoger bij een lager peil. Door de toename in de tijd van de drainage zal bij fosfor het negatieve effect in principe eveneens toenemen in de tijd. Dit lijkt niet in overeenstemming met de resultaten voor 2000 en 2025. Vanaf 2000 zijn de verschillen in P-concentratie in de sloten tussen scenario 7 en 8 sterk genivelleerd. Blijkbaar is er een compenserend proces. Dit is de relatief sterke daling van de P-concentratie in de hoofdwaterlopen vanaf 2000 in scenario 8 ten opzichte van scenario 7. Hierdoor wordt in scenario 8 minder fosfor aangevoerd vanuit de hoofdwaterlopen naar de sloten.

9 *Verlaging van de N- en P-concentratie in het inlaatwater tot de grenswaarden bij het scenario totaal laag peil betekent gemiddeld over het gehele gebied een geringe daling van de zomerhalfjaargemiddelde N- en P-concentratie in de hoofdwaterlopen en geen verandering van deze concentraties in de sloten (scenario 9 versus scenario 7; tabellen 16 en 17).*

De zomerhalfjaargemiddelde N- en P-concentratie in de hoofdwaterlopen dalen gemiddeld over het gehele gebied met ca. 5% door verlaging van de N- en P-concentratie in het inlaatwater tot de grenswaarden. In de natuurgebieden is deze daling voor fosfor veel groter: 50%. De P-concentratie daalt tot onder de grenswaarde van 0,15 mg.l⁻¹. Hier staat tegenover dat in de hoofdwaterlopen van het landbouwgebied de P-concentratie stijgt: 7% in het kleigebied en 18% in het veengebied. De daling van de N-concentratie in de hoofdwaterlopen is in alle deelgebieden 5-10%.

Gemiddeld over het gehele gebied veranderen de zomerhalfjaargemiddelde N- en P-concentratie in de sloten niet door verlaging van de N- en P-concentratie in het inlaatwater tot de grenswaarden. In de natuurgebieden is voor fosfor een geringe daling (7%) te zien en voor stikstof een geringe stijging (8%). In het landbouwgebied stijgt de P-concentratie licht (0-5%) en daalt de N-concentratie iets (0-9%).

Dat de concentraties in de hoofdwaterlopen dalen wanneer de inlaatconcentraties worden verlaagd, ligt voor de hand aangezien het inlaatwater door de hoofdwaterlopen wordt getransporteerd. De verschillen tussen de deelgebieden hebben te maken met de hoeveelheid water die wordt ingelaten en de herkomst van dat water. In het

natuurgebied wordt het meeste water ingelaten, gevolgd door het landbouw-veen-gebied. Het landbouw-kleigebied is het minst inlaatbehoefstig, maar heeft een belangrijke doorvoerfunctie voor inlaatwater vanuit de Lek naar het landbouw-veen-gebied. In het natuurgebied wordt uitsluitend Vlistwater ingelaten, in het kleigebied voornamelijk Lekwater en in het veengebied voornamelijk Lekwater vermengd met water uit het kleigebied. Verlaging van de inlaatconcentraties tot de grenswaarden betekent een andere relatieve verandering voor het Lekwater dan voor het Vlistwater. De N-concentratie daalt met 110% voor het Lekwater en met 33% voor het Vlistwater; de P-concentratie daalt met 87% voor het Lekwater en met 207% voor het Vlistwater. Verlaging van de inlaatconcentraties tot de grenswaarden heeft in de natuurgebieden het grootste effect voor P, en in de overige gebieden het grootste effect voor N. Dat in de hoofdwaterlopen van het kleigebied en die van het veengebied de P-concentratie stijgt, heeft te maken met de geringere kroosgroei die bij scenario 9 is berekend voor de hoofdwaterlopen. Hierdoor wordt het criterium voor kroosverwijderen minder vaak bereikt (zie 4.3.1.1), zodat in totaal minder kroos en daarmee minder P worden verwijderd. Oorzaak van deze geringere groei is de daling van de N-concentratie.

Het effect van verlaging van de inlaatconcentraties op de N- en P-concentratie in de sloten is een zwakke afspiegeling van het effect op de concentraties in de hoofdwaterlopen. Dit is conform de verwachting, omdat het inlaatwater via de hoofdwaterlopen naar de sloten wordt getransporteerd. Uitzondering hierop vormt stikstof in de natuurgebieden. Hier stijgt de N-concentratie in de sloten, ondanks de daling in de hoofdwaterlopen. De kroosgroei in zowel hoofdwaterlopen als sloten is geringer bij scenario 9 dan bij scenario 7, als gevolg van een lagere P-concentratie bij scenario 9. Hierdoor worden minder kroos en daarmee minder N verwijderd. In de sloten resulteert dat in een stijging van de N-concentratie en in de hoofdwaterlopen in een afname van de daling.

10 Relatie tussen het ruimtelijke beeld van de zomerhalfjaargemiddelde nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater en het ruimtelijke beeld van de jaargemiddelde nutriëntenconcentraties in het uit- en afspoelende water (bijlagen 2 en 3).

Vergelijking van bijlage 2 met bijlage 3 geeft een indruk van de samenhang in de ruimte tussen de zomerhalfjaargemiddelde N- en P-concentraties in het oppervlaktewater en de jaargemiddelde N- en P-concentraties in het vanuit en vanaf de bodem naar het oppervlaktewater afgevoerde water voor de autonome situatie bij laag peil in het peiljaar 2025. Voor de concentraties in de sloten en die in het uit- en afspoelende water bestaat in grote lijnen een duidelijke samenhang: beide grootheden vertonen een duidelijke zuid-noordwest gerichte gradiënt. Over het algemeen zijn de laagste waarden berekend voor het zuidelijk gelegen kleigebied langs de Lekdijk, en de hoogste voor het noordwestelijke landbouw-veengebied en het noordelijke natuurgebied. In het centrale landbouw-veengebied en het noordoostelijke natuurgebied zijn de berekende waarden over het algemeen intermediair.

Toch zijn er ook duidelijke verschillen. In de eerste plaats zijn de concentraties in het uit- en afspoelende water hoger dan de concentraties in het oppervlaktewater. Dit geldt vooral voor stikstof. Daarnaast valt op dat het uiterst noordwestelijke deel van het gebied er uitspringt als het deel met de hoogste concentraties in het uit- en afspoelende water, als gevolg van de hoogste N- en P-concentraties in het kwelwater. Voor het oppervlaktewater is dit beeld niet terug te vinden. Deze verschillen

zijn het gevolg van de processen in het oppervlaktewater en de waterbodem, die een verlagend, bufferend en nivellerend effect hebben op de concentraties in het oppervlaktewater. Duidelijk is echter dat de ruimtelijke verdeling van de N- en P-concentraties in het oppervlaktewater een afspiegeling vormt van het ruimtelijke beeld van de N- en P-concentraties in het uit- en afspoelende water.

11 *Verskil tussen het ruimtelijke beeld van de zomerhalfjaargemiddelde nutriëntenconcentraties in de hoofdwaterlopen en in de sloten (bijlagen 3 t/m 9).*

De ruimtelijke verdeling van de zomerhalfjaargemiddelde nutriëntenconcentraties in de hoofdwaterlopen is afwijkend van die van de concentraties in de sloten. Oorzaak hiervan zijn de processen die direct op de hoofdwaterlopen betrekking hebben: inlaat van water, doorvoer van inlaatwater naar achterliggende gebieden en slootssystemen, doorvoer van overtollig water naar het gemaal, lozingen van AWZI's enz. Het algemene beeld is dat de concentraties in de hoofdwaterlopen (iets) hoger zijn dan in de sloten. Duidelijke uitzondering hierop vormen de stikstofconcentraties in het noordwestelijke natuurgebied; deze zijn hoger in de sloten dan in de hoofdwaterlopen.

Voor de invloed van de AWZI's op de concentraties in de hoofdwaterlopen is goed herkenbaar als rode (stikstof) en oranje (fosfor) knooppunten rond de AWZI's (bijlagen 3 en 4). Bij de scenario's 'verbeteren AWZI's' (bijlage 7), 'totaal huidig peil' (bijlage 8) en 'totaal laag peil' (bijlage 9) zijn de concentraties in deze knooppunten één tot twee klassen verbeterd. In de sloten is de invloed van de AWZI's nauwelijks terug te vinden.

De rode en oranje knooppunten direct ten zuidwesten van het noordoostelijke natuurgebied bij de autonome scenario's zijn het gevolg van 'dode hoeken' in het waterlopenstelsel, punten waar als gevolg van de hydrologische en hydraulische situatie relatief weinig doorstroming is (bijlagen 3 en 4). Nutriënten en kroos hopen zich hier op. Bij de overige scenario's is deze situatie nauwelijks verbeterd, omdat de hydrologische en hydraulische randvoorwaarden niet zijn veranderd (bijlagen 5 t/m 9).

6 Bespreking van de resultaten van de scenario-berekeningen

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de scenario-berekeningen besproken in relatie tot de doelstelling van de modelstudie. De doelstelling was vast te stellen met welke maatregelen of combinaties van maatregelen de grenswaarden voor de stikstof- en fosforconcentraties van het oppervlaktewater het meest effectief kunnen worden bereikt of benaderd.

De modelresultaten zijn voorspellingen die zijn gedaan met de best mogelijke technieken die momenteel beschikbaar zijn. Niet alle gegevens die nodig zijn om de modellen te voeden en te toetsen, waren in voldoende mate van detail beschikbaar. Daarom zijn aan-namen gedaan, waardoor onzekerheden zijn ingevoerd. De resultaten dienen daarom te worden beschouwd als de best mogelijke schattingen die echter met aanzienlijke onzekerheden zijn behept.

De grootste waarde van de modeluitkomsten is gelegen in de relatieve betekenis, die wordt verkregen door de uitkomsten van de verschillende scenario's onderling te vergelijken. Eventuele systematische afwijkingen in de modelberekeningen vallen bij deze vergelijking tegen elkaar weg. Door de scenario-resultaten onderling tegen elkaar af te zetten, wordt duidelijk welke maatregelen of combinaties van maatregelen het meest effectief de stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater kunnen verlagen.

De absolute waarde van de resultaten is door de onzekerheden beperkt. De orde grootte van de resultaten heeft meer betekenis. Dit maakt het moeilijk uitspraken te doen over de haalbaarheid van de grenswaarden. Dit hoofdstuk opent daarom met een beschouwing over de onzekerheden rond de modelresultaten (6.1). Hierin wordt door middel van gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses een schatting gedaan van de maximale afwijkingen rond de berekeningsresultaten. Door de berekende concentraties in het oppervlaktewater te vermeerderen respectievelijk te verminderen met de maximale afwijking wordt de meest pessimistische respectievelijk de meest optimistische schatting verkregen van het effect van maatregelen of combinaties van maatregelen. Met deze schattingen kunnen betrouwbaardere en meer gefundamenteerde uitspraken worden gedaan over de haalbaarheid van de grenswaarden dan enkel op grond van de modelberekeningen.

Eerst wordt ingegaan op de modelresultaten die betrekking hebben op de emissie van nutriënten vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater (6.2). Vervolgens worden de modelresultaten betreffende de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater behandeld (6.3).

6.1 Onzekerheid van de modelresultaten

De modelresultaten zijn behept met een aantal onzekerheden. Deze onzekerheden zijn groter voor de berekende nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater dan voor de berekende nutriëntenemissie vanuit en vanaf het bodemsysteem. Reden hiervoor is dat de onzekerheden in de emissie doorwerken in de berekening van de concentraties in het oppervlaktewater met het model NUSWA. Daarnaast is met NUSWA nog geen ervaring opgedaan met toepassing op vergelijkbare gebieden. Voor verschillende modellen en invoerparameters waren geen precieze waarden bekend. Hiervoor zijn waarden aangenomen, op grond van literatuurgegevens. Uitgebreide toetsing van de juistheid van deze waarden was niet mogelijk gegeven de randvoorwaarden van deze studie. De gebruikte modellencombinatie FLOCR/ANIMO voor de berekening van de emissie vanuit en vanaf het bodemsysteem is uitgebreid getoetst aan gegevens van een vergelijkbaar veenweidegebied in de Alblasserwaard (Hendriks, 1993). Voor de meeste model- en invoerparameters waren redelijk betrouwbare waarden bekend, of konden worden afgeleid met algemeen geldende relaties. De onzekerheid in de invoergegevens is behandeld in 3.3.

Om een indruk te krijgen van de onzekerheden van de modelresultaten zijn gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses uitgevoerd. Gevoeligheidsanalyses maken de invloed zichtbaar van veranderingen in waarden van invoer- of modelparameters op de modeluitkomsten. Onzekerheidsanalyses zijn specifiek gericht op parameters waarvan de onzekerheidsmarge van de invoerwaarden bekend is. Deze analyses geven per parameter een onzekerheidsinterval voor de modeluitkomsten. Belangrijk bij deze analyses is welke modeluitkomsten worden beschouwd. In deze studie zijn de zomerhalfjaargemiddelden van de totaal-N- en totaal-P-concentraties in het oppervlaktewater de meest relevante modeluitkomsten. Bij de gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse voor het model NUSWA zijn deze uitkomsten als uitgangspunt genomen. Van de ANIMO-uitkomsten is de berekende N- en P-emissie vanuit en vanaf het bodemsysteem de meest relevante. Deze uitvoer dient als invoer voor het model NUSWA.

Eerst is een onzekerheidsanalyse voor het model ANIMO gedaan (6.1.1). Vervolgens zijn gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse voor het model NUSWA uitgevoerd (6.1.2).

6.1.1 Onzekerheidsanalyse voor ANIMO

Voor de ANIMO-berekeningen waren de N- en P-concentraties in het kwelwater de meest onzekere invoerparameters (zie 3.3.1.2). Voor deze parameters is een onzekerheidsanalyse met ANIMO uitgevoerd. Met het te verwachten maximale bereik van de waarden van deze parameters zijn onzekerheidsintervallen voor de N- en P-emissie vanuit en vanaf het bodemsysteem berekend.

Van twee meetpunten van de nutriëntenconcentraties in het diepere grondwater waren tijdreeksen over 12 jaar beschikbaar (meetpunten 65 en 66, fig. 1). Met behulp van deze reeksen is een bereik van de concentraties geschat. De grenzen van dit bereik zijn berekend als het gemiddelde plus en min de standaardafwijking (log-normaal). Op deze wijze zijn voor twee representatieve clusters van het landbouw-klei-, het landbouw-veen- en

Tabel 19 *Grenzen van het geschatte maximale bereik van de nutriëntenconcentraties in het kwelwater, als gemiddelden van twee representatieve clusters per deelgebied van peilgebied Bergambacht, absoluut (abs.) in mg.l⁻¹ en relatief (rel.) in % ten opzichte van de concentraties gebruikt in de scenario-berekeningen met ANIMO*

Deelgebied	Grenzen	Totaal-N		Totaal-P		Ortho-P	
		abs.	rel.	abs.	rel.	abs.	rel.
Klei	boven	2,1	171	0,63	191	0,40	400
	onder	0,8	67	0,07	21	0,05	50
Veen	boven	15,8	142	3,30	264	3,17	283
	onder	9,6	86	0,42	34	0,40	36
Natuur	boven	17,3	127	3,33	267	3,02	281
	onder	10,5	77	0,42	34	0,39	36

het natuurgebied grensconcentraties berekend (tabel 19). De verwachting is dat met deze grenzen het maximale bereik is verkregen voor de kwelconcentraties. Vooral voor totaal-P en in nog sterkere mate ortho-P is het relatieve bereik groot: van - 66% naar + 167%, respectievelijk van - 50% naar + 300%. Totaal-N bestaat voor ruim 90% uit NH₄-N en totaal-P voor ca. 90% uit ortho-P.

Met de geschatte absolute grenzen voor de nutriëntenconcentraties in het kwelwater is ANIMO doorgerekend voor de twee representatieve clusters per deelgebied. Het referentie-scenario was 'gewasonttrekkingsniveau bij huidig peil' (scenario 3: gon-hp; tabel 8). Dit scenario sluit aan bij de NUSWA-scenario's waarmee de gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses voor NUSWA zijn gedaan. In tabel 20 zijn de resultaten van de onzekerheidsanalyse voor ANIMO gegeven als de grenzen van de berekende onzekerheidsintervallen van de emissie van totaal-N, totaal-P en ortho-P. Deze grensconcentraties zijn weergegeven als relatieve emissie ten opzichte van het referentie-scenario gon-hp, voor het jaar 2025. In dit peiljaar zijn de berekende relatieve afwijkingen in de emissie het grootst (grensconcentraties ten opzichte van referentie-scenario).

Tabel 20 *Grenzen van de berekende onzekerheidsintervallen van de emissie van totaal-N, totaal-P en ortho-P in 2025, als gemiddelden van twee representatieve clusters per deelgebied van peilgebied Bergambacht, in % ten opzichte van de emissie van het referentie-scenario (gon-hp; tabel 8)*

Deelgebied	Grenzen	Totaal-N	Totaal-P	ortho-P
Klei	boven	114	146	227
	onder	85	52	75
Veen	boven	105	164	190
	onder	92	59	47
Natuur	boven	101	125	132
	onder	99	78	72

de vetgedrukte getallen zijn de uiterste grenzen voor een component

Voor stikstof zijn de relatieve afwijkingen gering; voor fosfor aanzienlijker. Ze bedragen maximaal $\pm 15\%$ voor totaal-N, maximaal $- 48\%$ en $+ 64\%$ voor totaal-P en maximaal $- 53\%$ en $+ 127\%$ voor ortho-P. In vergelijking met de ingevoerde marges in de kwelconcentraties (tabel 19), zijn de afwijkingen relatief gering. Dit komt doordat de uitspoeling via kwel slechts één van de uitspoelingstermen is, en doordat de bodem een bufferend vermogen heeft. In de natuurgebieden speelt kwel slechts een geringe rol; hier overheerst wegzijging. De uiterste grenzen van elke component zijn beschouwd als de onder- en bovengrens van het maximale onzekerheidsinterval voor de berekende emissie van die component (vetgedrukte getallen in tabel 20).

6.1.2 Gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse voor NUSWA

Voor de berekeningen met het model NUSWA waren de gebruikte waarden van de volgende model- en invoerparameters de meest onzekere (zie 3.3.2.2):

- 1 P-adsorptie-coëfficiënt;
- 2 emissie vanuit het bodemsysteem;
- 3 initiële stikstof- en fosforconcentraties in oppervlaktewater en baggerlaag;
- 4 sterftesnelheid van kroos.

De gevoeligheid van NUSWA voor deze vier parameters is geanalyseerd. De gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd op basis van twee referentie-scenario's: scenario 1, autonoom huidig peil, en scenario 6, totaal huidig peil (zie tabel 10). Voor de peilbeheervarianten is zeer aannemelijk dat de gevoeligheid bij beide varianten ongeveer gelijk zal zijn. De gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd door steeds per beschouwde parameter de waarde die gebruikt is in de referentie-scenario's met een factor twee te vermenigvuldigen en door een factor twee te delen.

De resultaten van de gevoeligheidsanalyse zijn gegeven in tabel 21. De modeluitkomsten in de vorm van zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in 2025 zijn nauwelijks gevoelig voor veranderingen in de P-adsorptie-coëfficiënt. Dit geldt voor zowel scenario 1 als voor scenario 6.

De beginconcentraties zijn alleen van belang voor fosfor op de korte termijn. Op de langere termijn is het model niet erg gevoelig voor veranderingen in deze grootte. Alleen bij scenario 1 in peiljaar 2000 zijn significante relatieve afwijkingen in de totaal-P-concentraties berekend onder invloed van veranderingen in de beginconcentraties. De beginconcentraties voor fosfaat bepalen de initiële hoeveelheden in de baggerlaag opgeslagen fosfaat en daarmee de nalevering van fosfaat uit deze laag. Op de langere termijn, in peiljaar 2025, zijn de effecten van verschillen in beginconcentraties vrijwel genivelleerd. Scenario 6 houdt kwaliteitsbaggeren in, zodat geen baggerlaag van betekenis meer aanwezig is. Nalevering van fosfaat vanuit de baggerlaag speelt daardoor nauwelijks een rol in dit scenario. De beginconcentraties in de baggerlaag zijn hierdoor niet meer van belang.

Tabel 21 Resultaten van de gevoeligheidsanalyse voor NUSWA als zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht, absoluut (abs.) in mg.l^{-1} N of P en relatief (rel.) in % ten opzichte van het referentie-scenario, berekend voor twee waarden van vier parameters (factor 2 resp. 0,5 tov. referentiewaarde) en voor twee scenario's De gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd voor de peiljaren 2000 en 2025. Van 2000 zijn alleen de resultaten gegeven die wezenlijk afwijken van die van 2025.

Referentie-scenario	Parameter	Peil-jaar	Factor	Totaal-N				Totaal-P			
				hoofdwlp.		sloten		hoofdwlp.		sloten	
				abs.	rel.	abs.	rel.	abs.	rel.	abs.	rel.
Scenario 1	1 P-adsorptie-coëfficiënt	2025	2,0	2,4	104	2,0	117	0,44	100	0,33	97
			0,5	2,3	100	1,7	100	0,45	102	0,35	103
	2 emissie bodemsysteem	2000	2,0	3,5	152	4,0	222	0,63	115	0,64	128
			0,5	1,8	78	1,0	56	0,51	93	0,45	90
		2025	2,0	3,4	148	3,5	206	0,61	139	0,57	168
			0,5	1,9	83	1,0	59	0,37	84	0,24	71
3 beginconcentraties	2000	2,0	2,3	100	1,7	94	0,67	122	0,69	138	
		0,5	2,4	104	1,9	106	0,43	78	0,33	66	
	2025	2,0	2,3	100	1,6	94	0,45	102	0,36	106	
		0,5	2,3	100	1,7	100	0,43	98	0,32	94	
Scenario 6	1 P-adsorptie-coëfficiënt	2025	2,0	2,0	95	1,8	100	0,19	91	0,16	100
			0,5	2,2	105	1,9	106	0,21	100	0,16	100
	2 emissie bodemsysteem	2025	2,0	2,9	138	3,1	172	0,26	124	0,23	144
			0,5	1,7	81	1,3	72	0,18	86	0,12	75
	3 beginconcentraties	2025	2,0	2,1	100	1,8	100	0,21	100	0,16	100
			0,5	2,2	100	1,8	100	0,21	100	0,16	100
	4 sterftesnelheid kroos	2025	2,0	2,6	124	2,3	128	0,29	138	0,25	156
			0,5	1,9	90	1,6	89	0,14	67	0,10	63

Voor de omschrijving van de scenario's zie tabel 10

De modeluitkomsten zijn vrij gevoelig voor de sterftesnelheid van kroos. De grootste relatieve afwijkingen van - 37% en + 56% zijn berekend voor fosfor in de sloten. De meest gevoelige parameters zijn de invoerwaarden voor de emissie vanuit het bodemsysteem die worden aangeleverd door het model ANIMO. Hier bedragen de grootste relatieve afwijkingen - 44% en + 122% voor stikstof in de sloten bij scenario 1, autonome ontwikkeling, in het peiljaar 2000.

De gevoeligheidsanalyses voor de twee gevoelige parameters emissie vanuit en vanaf het bodemsysteem en sterftesnelheid van kroos zijn gecombineerd tot een onzekerheidsanalyse voor de uitkomsten van NUSWA. Voor de emissie zijn de uiterste grenzen van tabel 20 gebruikt (vetgedrukt in de tabel). De relatieve veranderingen in percentage behorende bij deze grenzen zijn per component als factoren over alle ANIMO-resultaten

Tabel 22 *Grenzen van de berekende onzekerheidsintervallen van de zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht, absoluut (abs.) in mg.l⁻¹ N of P en relatief (rel.) in % ten opzichte van het referentie-scenario, voor twee peiljaren en voor twee scenario's*

Peiljaar	Referentie-scenario	Grens	Totaal-N				Totaal-P			
			hoofdwlp.		sloten		hoofdwlp.		sloten	
			abs.	rel.	abs.	rel.	abs.	rel.	abs.	rel.
2000	scenario 1	boven	2,6	113	2,2	122	0,63	115	0,62	124
		onder	1,9	83	1,3	72	0,43	78	0,37	74
	scenario 6	boven	2,5	114	2,4	120	0,28	133	0,26	163
		onder	2,1	95	1,9	95	0,14	67	0,08	50
2025	scenario 1	boven	2,6	113	2,0	118	0,61	139	0,57	168
		onder	2,1	91	1,6	94	0,28	64	0,12	35
	scenario 6	boven	2,4	114	2,2	122	0,28	133	0,27	169
		onder	2,0	95	1,7	94	0,14	67	0,08	50

Voor omschrijving van de scenario's zie tabel 10

gezet die als invoer voor NUSWA dienen. Deze exercitie is vergelijkbaar met de gevoeligheidsanalyse van tabel 21, maar dan met realistischere factoren die de onzekerheid van de ANIMO-uitkomsten aangeven. Door de maximale veranderingen van tabel 20 te nemen, ontstaat een extreme situatie. Hierdoor worden de boven- en ondergrens maximaal afgetast. De geringere afwijkingen van vooral het natuurgebied zullen in werkelijkheid nivellerend werken. Ook voor de sterftesnelheid van kroos is een realistischer bereik gebruikt, met een bovengrens van 140% en een ondergrens van 60% van de in de scenario's gebruikte waarde. Deze waarden zijn verkregen uit een gevoeligheidsanalyse met NUSWA op basis van gegevens over kroosgehalten en nutriëntenconcentraties van het proefslotencomplex voor eutrofiëringsonderzoek de Sinderhoeve te Renkum (voor de beschrijving van het proefslotencomplex, zie Drent en Kersting, 1992). Door de bovengrenzen respectievelijk de ondergrenzen van beide parameters gezamenlijk met NUSWA door te rekenen, zijn de grenzen verkregen van het maximale onzekerheidsinterval van de uitkomsten voor de zomerhalfjaargemiddelde concentraties in het gehele gebied (tabel 22).

De absolute waarden voor de grenzen van tabel 22 zijn gerelateerd aan de absolute waarden voor de modeluitkomsten, die gemiddeld zijn over het gehele gebied. De relatieve grenzen hebben daardoor meer betekenis. Hiermee kunnen de grenzen worden geëxtrapoleerd naar individuele modeluitkomsten van hetzelfde scenario en peiljaar, door deze uitkomsten te vermenigvuldigen met de relatieve grenzen uit tabel 22 (als fractie). Op deze wijze kan een onzekerheidsinterval worden verkregen voor alle berekende zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in het oppervlaktewater. De onder- en bovengrens van deze intervallen kunnen worden gezien als de meest optimistische respectievelijk de meest pessimistische schatting van de desbetreffende concentratie onder de beschouwde omstandigheden.

Voor fosfor is het relatieve onzekerheidsinterval veel groter dan voor stikstof. De berekende zomerhalfjaargemiddelde concentraties in het oppervlaktewater zijn voor fosfor veel onzekerder dan voor stikstof. Afhankelijk van het scenario en het peiljaar bedragen de relatieve afwijkingen voor stikstof - 5 tot - 17% en + 13 tot + 14% in de hoofdwaterlopen en - 5 tot - 28% en + 18 tot + 22% in de sloten, en voor fosfor - 22 tot - 36% en + 15 tot + 39% in de hoofdwaterlopen en - 26 tot - 65% en + 24 tot + 69% in de sloten.

6.2 Emissie van nutriënten vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater

De berekende emissies van nutriënten vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater verschillen slechts zeer weinig voor de doorgerekende bemestings- en peilbeheervarianten (tabellen 12 en 13, aanhangsel 4). Dit geldt zowel voor de vrachten als voor de gemiddelde concentraties van het afgevoerde water. De verklaring voor deze marginale verschillen is dat elkaar compenserende processen optreden die de verschillen tussen de varianten nivelleren (zie ook 5.1).

De algemene tendens voor de drie bemestingsvarianten is een afname in de tijd van de gemiddelde emissie over het gehele gebied ten opzichte van het referentiejaar 1990. Alle drie de bemestingsvarianten leiden tot een verlaging van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in de tijd. De oorzaak van deze verlaging is de afname in de tijd van het totale bemestingsniveau bij alle varianten. De verschillen in berekende vrachten tussen de bemestingsvarianten onderling zijn zeer klein (minder dan 5%). De verschillen in bemestingsniveau tussen de varianten komen vooral tot uitdrukking in de gewasopname (zie aanhangsel 4: tabellen 4.3 en 4.6). Bij de nutriëntenemissie worden de bemestingsverschillen gecompenseerd door andere processen (zie 5.1).

De verschillen tussen de peilbeheervarianten zijn eveneens gering (minder dan 5%). Dit is af te leiden uit tabel 23 waarin de berekende nutriëntenvrachten in het jaar 2025

Tabel 23 *Relatieve totaal-N- en totaal-P-vrachten in het jaar 2025, gemiddeld voor de drie bemestingsvarianten en uitgedrukt als percentage van de vrachten in het referentiejaar 1990, voor het gehele peilgebied en de drie deelgebieden, bij twee peilbeheervarianten*

Gebied	Totaal-N		Totaal-P	
	huidig peil	laag peil	huidig peil	laag peil
Gehele gebied	82	80	93	93
Landbouw-kleigebied	86	83	91	90
Landbouw-veengebied	95	91	108	110
Natuurgebied	62	62	73	73

huidig peil = polderpeil in landbouw-veengebied ca. 45 cm - mv

laag peil = polderpeil in landbouw-veengebied ca. 60 cm - mv (zie tabel 4)

zijn gegeven voor de twee peilbeheervarianten ' huidig peil ' en ' laag peil '. Het betreft relatieve vrachten ten opzichte van het referentiejaar 1990, gemiddeld voor de drie bemestingsvarianten, weergegeven voor het gehele peilgebied en de drie deelgebieden. Gemiddeld over het gehele gebied zijn in 2025 de stikstofvrachten met ca. 20% en de fosforvrachten met 7% afgenomen ten opzichte van 1990.

De verschillen tussen de deelgebieden zijn groter. De verschillen tussen landbouw-klein- en landbouw-veengebied zijn het gevolg van een verschil in bodemopbouw, hydrologische randvoorwaarden en hoeveelheid nutriënten die worden aangevoerd via kwel (zie 5.1). De grote verschillen tussen natuurgebied en landbouwgebied zijn voornamelijk het gevolg van verschil in bemestingsniveau: het natuurgebied wordt vanaf 1994 niet meer bemest. Daarnaast is ook van belang dat het peil in de natuurgebieden is opgezet tot 20 cm - mv (zie ook 5.1). Als het huidige peil van ca. 45 cm - mv wordt gehandhaafd in de natuurgebieden is de uit- en afspoeling in deze gebieden 10-20% groter dan bij een opgezet peil.

In figuur 7 is de nutriëntenemissie uitgedrukt als gemiddelde stikstof- en fosforconcentratie van het naar het oppervlaktewater afgevoerde water. Deze uitdrukkingwijze is relevanter voor de oppervlaktewaterkwaliteit dan de vrachten, omdat deze kwaliteit eveneens betrekking heeft op concentraties. Verschillen in uit- en afgespoelde hoeveelheden water spelen op deze wijze geen rol meer bij de vergelijking van de emissies tussen de scenario's onderling. Het betreft relatieve gemiddelde concentraties ten opzichte van het referentiejaar 1990, gemiddeld voor de drie bemestingsvarianten, weergegeven voor het gehele peilgebied en de drie deelgebieden, en voor de twee peilbeheervarianten ' huidig peil ' en ' laag peil '.

Evenals bij de vrachten nemen de gemiddelde nutriëntenconcentraties af in de tijd. Deze afname is sterker dan bij de vrachten, omdat de hoeveelheid uit- en afspoelend water toeneemt in de tijd. De afname vermindert over het algemeen geleidelijk in de tijd. Uitzondering hierop vormt de afname van de P-concentratie in de natuurgebieden. Deze afname wordt relatief snel minder in de tijd en is na 2000 zeer gering. Voor stikstof is de afname van de gemiddelde concentratie groter dan voor fosfor. Gemiddeld over het gehele gebied bedraagt de afname in 2025 ten opzichte van het referentiejaar ca. 30% voor stikstof tegenover ca. 15% voor fosfor. De grootste afname is berekend voor het natuurgebied: 43% voor stikstof en 34% voor fosfor in 2025. Het landbouw-klein-gebied en het landbouw-veengebied ontlopen elkaar niet veel bij de afname van de gemiddelde N-concentratie: voor beide gebieden bedraagt de afname ca. 20% in 2025. De afname van de gemiddelde P-concentratie bedraagt voor het landbouw-veengebied ca. 10% in 2025, terwijl in het landbouw-klein-gebied de P-concentratie nauwelijks afneemt gedurende de simulatieperiode. De verschillen tussen de twee peilbeheervarianten zijn hier eveneens gering. De algemene tendens is dat de gemiddelde N-concentraties iets lager zijn bij laag peil. Voor fosfor zijn de verschillen nihil.

In figuur 7 zijn tevens de grenswaarden voor oppervlaktewaterkwaliteit aangegeven (2,2 mg.l⁻¹ totaal-N en 0,15 mg.l⁻¹ totaal-P). Hoewel deze grenswaarden niet zijn bedoeld voor de kwaliteit van het grondwater vormen ze toch een relevante referentie voor de gemiddelde nutriëntenconcentraties in het uit- en afspoelende water, omdat dit water de grootste post vormt op de waterbalans van het oppervlaktewatersysteem op jaarbasis.

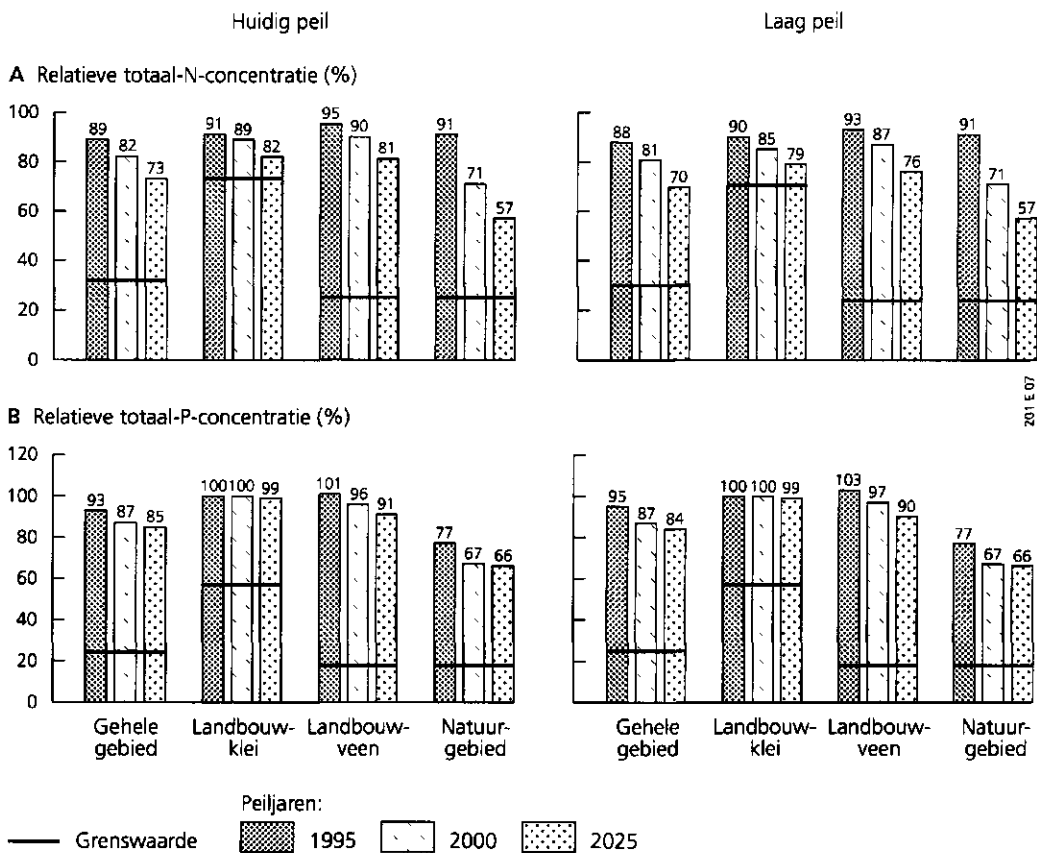


Fig. 7 *Relatieve gemiddelde totaal-N-concentratie (A) en totaal-P-concentratie (B) in het vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater afgevoerde water, weergegeven als gemiddelde van de drie bemestingsvarianten in % ten opzichte van het referentiejaar 1990 (100%), voor twee peilbeheervarianten, de drie peiljaren, en voor het gehele gebied en de drie deelgebieden van peilgebied Bergambacht. In de figuur zijn tevens de grenswaarden voor oppervlaktewaterkwaliteit aangegeven in % ten opzichte van 1990.*

Gemiddeld over het gehele gebied is de N-concentratie in het uitspoelende water ruim twee keer zo hoog als de grenswaarde en de P-concentratie bijna vier keer zo hoog als de grenswaarde. Hierbij bestaat een belangrijk onderscheid tussen het landbouw-klei-gebied en het landbouw-veengebied: in het eerste deelgebied zijn de gemiddelde N-concentraties iets hoger dan de grenswaarde en de gemiddelde P-concentraties twee keer zo hoog als de grenswaarde; in het tweede deelgebied zijn de gemiddelde concentraties ruim 3 respectievelijk 5 keer zo hoog als de grenswaarden. Dit betekent dat, uitgaande van de grenswaarden voor oppervlaktewaterkwaliteit, bij alle scenario's gemiddeld gezien de nutriëntenemissie vanuit het landbouwgebied in principe een 'vervuilende' bron vormt voor het oppervlaktewater. Hierbij zijn de verschillen tussen de diverse bemestings- en peilbeheervarianten nauwelijks relevant. Dit geldt eveneens voor het natuurgebied waar in 1995 de N-concentraties ruim drie en de P-concentraties ruim vijf keer zo hoog zijn als de grenswaarden. In 2025 zijn de concentraties bij het natuurgebied voor stikstof nog ruim twee en voor fosfor nog bijna vier keer de grenswaarde. Of de

uiteindelijke zomerhalfjaargemiddelde nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater daadwerkelijk hoger zijn dan de grenswaarden is afhankelijk van de processen die optreden in de waterbodem en in het oppervlaktewater (zie verder 6.3).

6.3 Nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewatersysteem

De bespreking van de modelresultaten voor de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater in relatie tot de doelstelling van de studie gebeurt op drie niveaus. Eerst worden de resultaten van de verschillende scenario's besproken en met elkaar vergeleken. Hierdoor worden de effecten en de relatieve effectiviteit van maatregelen en combinaties van maatregelen zichtbaar (6.3.1). Vervolgens wordt geanalyseerd of de grenswaarden voor oppervlaktewaterkwaliteit met de doorgerkende maatregelen en combinaties van maatregelen haalbaar zijn (6.3.2). Omdat de absolute waarde van de modelresultaten beperkt is door de onzekerheden in de modeluitkomsten, wordt bij deze analyse uitgegaan van de in 6.1 berekende onzekerheidsintervallen. Ten slotte wordt ingegaan op de discrepantie tussen de uitgangspunten van de modelberekeningen en de situatie in de praktijk (6.3.3).

6.3.1 Effecten en relatieve effectiviteit van maatregelen en combinaties van maatregelen

De belangrijkste resultaten van de scenario-berekeningen voor de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater zijn samengevat als histogrammen (fig. 8). Hierin zijn de resultaten weergegeven van de autonome ontwikkeling, van de individuele maatregelen kroosverwijderen, baggeren en verbeteren van de AWZI's, en van het totaal-pakket aan maatregelen, alle bij huidig peil. Deze resultaten betreffen zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in de hoofdwaterlopen en de sloten, gemiddeld over het gehele gebied, voor de drie peiljaren. Ze zijn weergegeven als relatieve concentraties ten opzichte van de concentraties van het referentiejaar 1990. Deze uitdrukkingswijze geeft een direct beeld van de ontwikkeling in de tijd bij de verschillende scenario's ten opzichte van het referentiejaar, en van de verschillen in de ontwikkelingen in de tijd tussen de scenario's onderling. Voor de resultaten van de afzonderlijke gebieden wordt verwezen naar de tabellen 16 en 17 en aanhangsel 5.

Uit de histogrammen blijkt algemeen dat per scenario de berekende totaal-N-concentratie gemiddeld over het gebied vrijwel niet verandert in de tijd, en dat de veranderingen ten opzichte van het referentiejaar relatief gering zijn (fig. 8A). De totaal-P-concentratie neemt in de modelberekeningen bij alle scenario's sterk af in de tijd, en zijn op de korte termijn al veel lager dan de referentieconcentratie (fig. 8B).

Uit een nadere analyse van de gegevens van de tabellen 16 en 17 en figuur 8 kunnen de volgende ontwikkelingen voor de totaal-N- en totaal-P-concentratie in de verschillende scenario's worden afgeleid. Voor een verklaring van deze ontwikkelingen wordt verwezen naar 5.2.

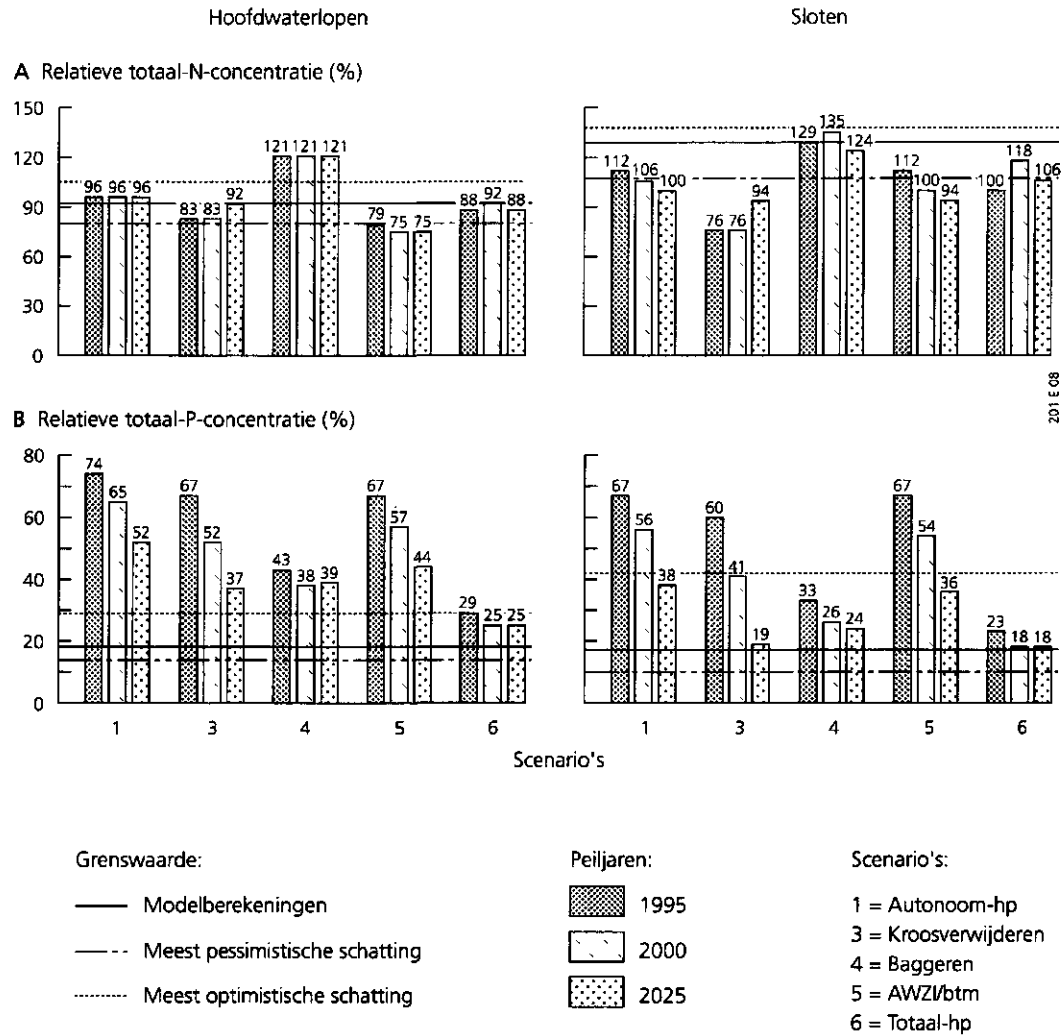


Fig. 8 *Relatieve zomerhalfjaargemiddelde totaal-N-concentratie (A) en totaal-P-concentratie (B) in de hoofdwaterlopen en de sloten van peilgebied Bergambacht, gemiddeld over het gehele gebied in % ten opzichte van het referentiejaar 1990 (100%), voor de drie peiljaren, en voor de scenario's 1, 3, 4, 5 en 6 (voor beschrijving van de scenario's zie tabel 10). In de figuur zijn tevens de grenswaarden voor oppervlaktewaterkwaliteit aangegeven in % ten opzichte van 1990, voor de berekende modelresultaten, en voor de meest pessimistische en meest optimistische schatting van de modelresultaten voor peiljaar 2025 (zie tabel 22).*

1 Autonome ontwikkeling bij huidig peil

Voor dit scenario blijkt dat de zomerhalfjaargemiddelde totaal-N-concentratie in de hoofdwaterlopen gemiddeld over het gehele peilgebied niet verandert in de tijd, terwijl in de sloten een geringe daling wordt berekend. De zomerhalfjaargemiddelde totaal-P-concentratie blijkt zowel in de hoofdwaterlopen als in de sloten belangrijk lager te worden.

2 Autonome ontwikkeling bij laag peil

Hiervoor geldt hetzelfde als voor scenario 1, 'autonome ontwikkeling huidig peil', zij het dat de afname van de concentraties in de tijd, vooral voor fosfor, bij dit scenario iets groter is dan bij scenario 1.

3 Kroosverwijderen

Het verwijderen van kroos heeft in de hoofdwaterlopen een beperkte daling van totaal-N tot gevolg in het hele peilgebied. In de sloten is het effect op de totaal-N-concentratie wat groter. Bij deze maatregel bestaat een duidelijk tijdseffect voor stikstof. Naarmate de totaal-P-concentratie sterker daalt, neemt het positieve effect van kroosverwijderen op de N-concentratie af. Het effect op de totaal-P-concentratie is belangrijk groter dan dat op de totaal-N-concentratie, zowel in de hoofdwaterlopen als in de sloten.

4 Kwaliteitsbaggeren

Kwaliteitsbaggeren heeft zowel in de hoofdwaterlopen als in de sloten tot gevolg dat de totaal-P-concentratie in de tijd belangrijk daalt. Het grootste deel van dit effect wordt in de sloten reeds op korte termijn bereikt, terwijl in de hoofdwaterlopen de verlaging van totaal-P meer geleidelijk verloopt. Dit positieve effect voor fosfor gaat gepaard met een negatief effect op de totaal-N-concentratie. De totaal-N-concentratie stijgt in de hoofdwaterlopen en in de sloten boven het niveau dat voor de autonome ontwikkeling is berekend. Dit negatieve effect voor stikstof is reeds op korte termijn bereikt en verbetert niet in de tijd. In de praktijk zal dit negatieve effect zich naar verwachting niet of nauwelijks voordoen, omdat nooit de gehele baggerlaag zal worden verwijderd (zie ook 6.3.3.).

5 Verbeteren van de effluentkwaliteit van de AWZI's

Deze maatregel heeft op korte termijn een gunstige invloed op de totaal-N-concentratie in vooral de hoofdwaterlopen waarin de AWZI's lozen. Het effect van deze maatregel op de totaal-P-concentratie in de hoofdwaterlopen is minder dan dat voor totaal-N, maar duidelijk aanwezig. In de sloten blijven de concentraties van beide componenten vrijwel gelijk aan de concentraties die zijn berekend wanneer de autonome ontwikkeling wordt gevolgd.

6 Totaal-pakket aan maatregelen bij huidig peil

Door maatregelen te combineren kunnen afzonderlijke effecten elkaar versterken. Bij het doorvoeren van het totaal-pakket aan maatregelen bij huidig peil is op korte termijn in zowel de hoofdwaterlopen als de sloten een groot effect op de totaal-P-concentratie haalbaar; groter dan het effect van enig maatregel afzonderlijk.

Het effect van de combinatie van maatregelen is voor totaal-N veel geringer dan dat voor totaal-P. Dit is het gevolg van elkaar compenserende effecten van de individuele maatregelen. Het gecombineerde effect is ongunstiger dan de effecten van de individuele maatregelen 'kroosverwijderen' en 'verbeteren AWZI's' als gevolg van het negatieve effect van baggeren. In de praktijk zal het negatieve effect van baggeren zich waarschijnlijk nauwelijks of niet voordoen, waardoor het totaal-pakket naar verwachting toch gunstiger is dan de afzonderlijke individuele maatregelen.

7 Totaal-pakket aan maatregelen bij laag peil

Hiervoor geldt hetzelfde als voor scenario 6. Zowel de totaal-N- als de totaal-P-concentraties zijn bij dit scenario over het algemeen iets lager dan bij scenario 6.

8 Totaal-pakket aan maatregelen bij laag peil met huidig peil in de natuurgebieden

In vergelijking met scenario 7 heeft dit scenario alleen gevolgen voor het natuurgebied. Zowel de totaal-N- als de totaal-P-concentraties zijn bij dit scenario in het natuurgebied een weinig lager dan bij scenario 7.

9 Totaal-pakket aan maatregelen bij laag peil en verbeterde kwaliteit inlaatwater

In vergelijking met scenario 7 heeft dit scenario gemiddeld over het gehele gebied nauwelijks effect op de totaal-N- en totaal-P-concentraties. Per deelgebied zijn er wel effecten. De N-concentratie verbetert overal iets, behalve in de sloten van het natuurgebied, daar vindt een lichte stijging van de concentratie plaats. De P-concentratie neemt in het veengebied iets toe. In de sloten van het natuurgebied neemt de P-concentratie iets af; in de hoofdwaterlopen van het natuurgebied bedraagt deze afname ca. 50%.

Afzetten van de ontwikkeling van de scenario's waarin maatregelen worden doorgerekend tegen de autonome ontwikkeling geeft een beeld van de relatieve effectiviteit van de maatregelen voor het verlagen van de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater. 'Relatief', omdat deze effectiviteit is gerelateerd aan de berekende autonome ontwikkeling. Systematische afwijkingen in de scenarioberekeningen worden op deze wijze geëlimineerd uit de berekende effectiviteit. In tabel 24 is de relatieve effectiviteit van de

Tabel 24 Relatieve effectiviteit volgens de modelberekeningen, van de drie individuele maatregelen en van het totaal-pakket aan maatregelen bij huidig peil voor het verlagen van de zomerhalvjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentratie in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht, weergegeven in effectiviteitsklassen, voor twee peiljaren

Scenario-nr. en -code	Totaal-N				Totaal-P			
	hoofdwaterlopen		sloten		hoofdwaterlopen		sloten	
	2000	2025	2000	2025	2000	2025	2000	2025
3 kroosverw.-hp	+	0	++	+	++	++	++	+++
4 baggeren-hp	--	--	--	--	+++	++	+++	++
5 awzi/btm-hp	++	++	+	+	+	+	0	+
6 totaal-hp	0	+	-	-	+++	+++	+++	+++

Voor de betekenis van de scenario-codes zie tabel 10.

Betekenis van de symbolen van de effectiviteitsklassen:

- = sterk negatief effect: toename concentraties met 20-40% t.o.v. autonome situatie;
- = negatief effect: toename concentraties met 5-20% t.o.v. autonome situatie;
- 0 = verwaarloosbaar effect: toename of afname conc. met minder dan 5% t.o.v. autonome situatie;
- + = positief effect: afname concentraties met 5-20% t.o.v. autonome situatie;
- ++ = sterk positief effect: afname concentraties met 20-40% t.o.v. autonome situatie;
- +++ = zeer sterk positief effect: afname concentraties met 40% of meer t.o.v. autonome situatie.

drie individuele maatregelen en van het totaal-pakket aan maatregelen bij huidig peil uitgedrukt in klassen. De effectiviteitsklassen voor de scenario's 7, 8 en 9 zijn gelijk aan die van scenario 6, met het verschil dat voor stikstof in 2000 bij deze scenario's de klasse '+' is.

Voor de verlaging van de zomerhalfjaargemiddelde totaal-N-concentratie in de hoofdwaterlopen van peilgebied Bergambacht is een verdergaande verbetering van het effluent van de AWZI's volgens de Best Technical Means de meest effectieve maatregel. Voor verlaging van de totaal-N-concentratie in de sloten is kroosverwijderen het meest effectief. Kwaliteitsbaggeren is een uitgesproken negatieve maatregel voor stikstof. Combineren van de drie individuele maatregelen heeft door het negatieve effect van kwaliteitsbaggeren geen meerwaarde ten opzichte van de twee positieve individuele maatregelen. Omdat in de praktijk het negatieve effect van baggeren waarschijnlijk nauwelijks of niet optreedt, is het totaal-pakket naar verwachting toch gunstiger dan de afzonderlijke individuele maatregelen.

Voor de verlaging van de zomerhalfjaargemiddelde totaal-P-concentratie in zowel hoofdwaterlopen als sloten is het totaal-pakket aan maatregelen het meest effectief. Op de korte termijn is kwaliteitsbaggeren de meest effectieve individuele maatregel voor verlaging van de totaal-P-concentratie. Op de lange termijn is dat kroosverwijderen, vooral in de sloten.

Met de individuele maatregelen en de combinatie van maatregelen is een groter relatief effect te sorteren voor fosfor dan voor stikstof. Uitzondering hierop vormt de maatregel verbeteren van de AWZI's. Hiermee is voor stikstof een groter relatief effect te behalen dan voor fosfor.

6.3.2 Haalbaarheid van de grenswaarden

Voor de doelstelling van de studie is het belangrijk te weten of in een bepaalde situatie de grenswaarden voor oppervlaktewaterkwaliteit van $2,2 \text{ mg.l}^{-1}$ totaal-N en $0,15 \text{ mg.l}^{-1}$ totaal-P worden gehaald. In elk histogram van figuur 8 is daarom door een getrokken lijn de grenswaarde voor oppervlaktewaterkwaliteit als percentage van de concentratie van het referentiejaar 1990 aangegeven. Hierdoor wordt zichtbaar of de berekende concentraties boven of onder de grenswaarden liggen.

Hoewel er van wordt uitgegaan dat de modeluitkomsten de best mogelijke schattingen zijn, kan uit deze uitkomsten niet met zekerheid worden afgeleid of de grenswaarden daadwerkelijk worden gehaald. Daarvoor zijn de onzekerheden in de modeluitkomsten te groot. In de analyse van de haalbaarheid van de grenswaarden zijn daarom de onzekerheidsintervallen van de modeluitkomsten meegenomen (tabel 22). Deze onzekerheidsintervallen resulteren in een meest pessimistische en een meest optimistische schatting voor de modeluitkomsten (zie 6.1.2).

Met onderbroken lijnen zijn in figuur 8 de grenswaarden als percentage van de meest pessimistische respectievelijk meest optimistische schatting voor de concentratie in het

referentiejaar aangegeven. De grenswaarde-lijn voor de meest pessimistische schattingen ligt onder de grenswaarde-lijn voor de modelberekeningen, omdat de meest pessimistische schattingen hoger zijn dan de modelberekeningen. De grenswaarde, uitgedrukt als percentage van de waarde van het referentiejaar, is daarom kleiner bij de meest pessimistische schatting voor het referentiejaar dan bij de berekende waarde voor het referentiejaar. Bij de grenswaarde-lijn voor de meest optimistische schatting is het omgekeerde het geval. De twee onderbroken lijnen vormen daarmee de grenswaarden voor de meest pessimistische respectievelijk de meest optimistische schattingen van de zomerhalfjaargemiddelde concentraties.

Naarmate een modeluitkomst onder een groter aantal grenswaarde-lijnen ligt, is de kans groter dat in de desbetreffende situatie de grenswaarde wordt gehaald. Is dit aantal lijnen drie dan is de kans groot dat de grenswaarde wordt gehaald in de doorgerekende situatie. Zelfs de meest pessimistische schatting van deze waarde is dan lager dan de grenswaarde. Ligt een modeluitkomst onder twee lijnen dan bestaat een redelijke kans dat de grenswaarde wordt gehaald: alleen de pessimistische schatting is hoger dan de grenswaarde; de modeluitkomst en de meest optimistische schatting zijn lager dan de grenswaarde. Bij een onderschrijding van slechts één lijn is de kans dat de grenswaarde wordt gehaald gering: alleen de meest optimistische schatting ligt onder de grenswaarde. Een modeluitkomst die boven alle drie de lijnen ligt, geeft aan dat de kans groot is dat de grenswaarde niet wordt gehaald in de doorgerekende situatie. Zelfs de meest optimistische schatting van deze waarde is dan hoger dan de grenswaarde.

Omdat de berekende nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater een grote differentiatie in de ruimte vertonen, bestaat eveneens een ruimtelijke differentiatie in de kans om in een bepaalde situatie de grenswaarden te halen. Voor de drie deelgebieden landbouw-klei-, landbouw-veen- en natuurgebied, en ook voor het gehele gebied is daarom geanalyseerd in welke scenario's de grenswaarden worden gehaald. Hierbij is uitgegaan van de modelresultaten van de tabellen 16 en 17, en van de meest pessimistische en de meest optimistische schatting voor elke modeluitkomst. Dit is gedaan voor een peiljaar op korte termijn, 2000 (tabel 25), en het peiljaar op lange termijn, 2025 (tabel 26).

Zoals in figuur 8 het aantal grenswaarde-lijnen dat door een modeluitkomst wordt onderschreden de kans weergeeft om de grenswaarde te halen, zo geeft in de tabellen 25 en 26 het aantal plussen per scenario aan hoe groot die kans is. De kansklassen zijn:

- +++ = grote kans dat de grenswaarde wordt gehaald;
- ++ = redelijke kans dat de grenswaarde wordt gehaald;
- + = geringe kans dat de grenswaarde wordt gehaald;
- = grote kans dat de grenswaarde **niet** wordt gehaald.

Voor stikstof is de kans dat de grenswaarde wordt gehaald veel groter dan voor fosfor. Voor stikstof is deze kans in veel situaties groot; voor fosfor is dat in slechts twee situaties zo. Voor fosfor daarentegen is in veel situaties de kans groot dat de grenswaarde **niet** wordt gehaald. Alleen bij de verschillende scenario's met het totaal-pakket bestaat in het kleigebied en in de sloten van het natuurgebied een redelijke kans dat de grenswaarde voor fosfor wordt gehaald.

Tabel 25 De modelberekeningen (m), de meest pessimistische schattingen (p) en de meest optimistische schattingen (o) van de zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in hoofdwaterlopen en sloten, kwalitatief weergegeven ten opzichte van de grenswaarden voor oppervlaktewaterkwaliteit, voor de negen scenario's en voor het gehele gebied, het landbouw-kleigebied, het landbouw-veengebied en het natuurgebied van peilgebied Bergambacht. Peiljaar 2000.

Gebied	Scenario-nr. en -code	Totaal-N						Totaal-P							
		Hoofdwaterlopen				Sloten		Hoofdwaterlopen				Sloten			
		p	m	o		p	o	p	m	o		p	o		
Hele gebied	1 autonoom-hp	-	-	+		+	+	+	-	-	-		-	-	-
	3 kroosverw-hp	-	+	+		+	+	+	-	-	-		-	-	-
	4 baggeren-hp	-	-	-		-	-	+	-	-	-		-	-	+
	5 awzi/btm-hp	+	+	+		+	+	+	-	-	-		-	-	-
	6 totaal-hp	-	+	+		-	+	+	-	-	+		-	-	+
	7 totaal-lp	-	+	+		-	+	+	-	-	+		-	-	+
	8 totaal-lp+	-	+	+		-	+	+	-	-	+		-	-	+
	9 totaal-lp++	+	+	+		-	+	+	-	-	+		-	-	+
	2 autonoom-lp	-	+	+		+	+	+	-	-	-		-	-	-
	Kleigebied	1 autonoom-hp	+	+	+		+	+	+	-	-	-		-	-
3 kroosverw-hp		+	+	+		+	+	+	-	-	-		-	-	-
4 baggeren-hp		-	-	+		+	+	+	-	-	-		-	-	+
5 awzi/btm-hp		+	+	+		+	+	+	-	-	-		-	-	-
6 totaal-hp		+	+	+		+	+	+	-	+	+		-	+	+
7 totaal-lp		+	+	+		+	+	+	-	+	+		-	+	+
8 totaal-lp+		+	+	+		+	+	+	-	+	+		-	+	+
9 totaal-lp++		+	+	+		+	+	+	-	+	+		-	+	+
2 autonoom-lp		+	+	+		+	+	+	-	-	-		-	-	-
Veengebied		1 autonoom-hp	-	-	-		-	+	+	-	-	-		-	-
	3 kroosverw-hp	-	-	+		+	+	+	-	-	-		-	-	-
	4 baggeren-hp	-	-	-		-	-	+	-	-	-		-	-	+
	5 awzi/btm-hp	-	+	+		+	+	+	-	-	-		-	-	-
	6 totaal-hp	-	-	+		-	+	+	-	-	+		-	-	+
	7 totaal-lp	-	+	+		-	+	+	-	-	-		-	-	+
	8 totaal-lp+	-	-	+		-	+	+	-	-	-		-	-	+
	9 totaal-lp++	-	+	+		-	+	+	-	-	-		-	-	+
	2 autonoom-lp	-	-	-		-	+	+	-	-	-		-	-	-
	Natuurgebied	1 autonoom-hp	-	-	+		-	-	+	-	-	-		-	-
3 kroosverw-hp		+	+	+		-	+	+	-	-	-		-	-	-
4 baggeren-hp		-	-	+		-	-	-	-	-	-		-	-	+
5 awzi/btm-hp		-	-	+		-	-	+	-	-	-		-	-	-
6 totaal-hp		-	-	+		-	-	+	-	-	-		-	+	+
7 totaal-lp		-	-	+		-	-	+	-	-	-		-	+	+
8 totaal-lp+		-	+	+		-	-	+	-	-	+		-	+	+
9 totaal-lp++		-	+	+		-	-	+	-	+	+		-	+	+
2 autonoom-lp		-	+	+		-	-	+	-	-	-		-	-	-

Voor de betekenis van de scenariocodes zie tabel 10

Betekenis van de symbolen:

+ = concentratie lager dan of gelijk aan de grenswaarde van 2,2 mg.l⁻¹ N of 0,15 mg.l⁻¹ P

- = concentratie hoger dan de grenswaarde van 2,2 mg.l⁻¹ N of 0,15 mg.l⁻¹ P

Tabel 26 De modelberekeningen (m), de meest pessimistische schattingen (p) en de meest optimistische schattingen (o) van de zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentraties in hoofdwaterlopen en sloten, kwalitatief weergegeven ten opzichte van de grenswaarden voor oppervlaktewaterkwaliteit, voor de negen scenario's en voor het gehele gebied, het landbouw-kleigebied, het landbouw-veengebied en het natuurgebied van peilgebied Bergambacht. Peiljaar 2025.

Gebied	Scenario-nr. en -code	Totaal-N						Totaal-P					
		Hoofdwaterlopen			Sloten			Hoofdwaterlopen			Sloten		
		p	m	o	p	m	o	p	m	o	p	m	o
Hele gebied	1 autonoom-hp	-	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-	+
	3 kroosverw-hp	-	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	+
	4 baggeren-hp	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	+
	5 awzi/btm-hp	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	+
	6 totaal-hp	-	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+
	7 totaal-lp	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+
	8 totaal-lp+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+
	9 totaal-lp++	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+
	2 autonoom-lp	-	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	+
Kleigebied	1 autonoom-hp	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	+
	3 kroosverw-hp	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	+
	4 baggeren-hp	-	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-	+
	5 awzi/btm-hp	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	+
	6 totaal-hp	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	+	+
	7 totaal-lp	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+
	8 totaal-lp+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+
	9 totaal-lp++	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+
	2 autonoom-lp	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	+
Veengebied	1 autonoom-hp	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-
	3 kroosverw-hp	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	+
	4 baggeren-hp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	5 awzi/btm-hp	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	+
	6 totaal-hp	-	-	+	-	+	+	-	-	+	-	-	+
	7 totaal-lp	-	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+
	8 totaal-lp+	-	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+
	9 totaal-lp++	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	+
	2 autonoom-lp	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	+
Natuurgebied	1 autonoom-hp	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3 kroosverw-hp	+	+	+	-	-	-	-	-	+	+	+	+
	4 baggeren-hp	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	5 awzi/btm-hp	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	6 totaal-hp	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+	+
	7 totaal-lp	-	+	+	-	-	-	-	-	+	-	+	+
	8 totaal-lp+	+	+	+	-	+	+	-	-	+	-	+	+
	9 totaal-lp++	-	+	+	-	-	-	+	+	+	-	+	+
	2 autonoom-lp	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Voor de betekenis van de scenario-codes zie tabel 10

Betekenis van de symbolen:

+ = concentratie lager dan of gelijk aan de grenswaarde van 2,2 mg.l⁻¹ N of 0,15 mg.l⁻¹ P

- = concentratie hoger dan de grenswaarde van 2,2 mg.l⁻¹ N of 0,15 mg.l⁻¹ P

De verschillen tussen de peiljaren 2000 en 2025 zijn vrij gering. Gemiddeld neemt voor stikstof in de hoofdwaterlopen en voor fosfor in de sloten de kans om de grenswaarden te halen iets toe in de tijd (het totale aantal plussen stijgt). Voor stikstof in de sloten neemt deze kans iets af in de tijd. Deze verschuivingen in de tijd vinden vooral plaats in het veengebied en het kleigebied.

In het navolgende wordt per scenario de haalbaarheid van de grenswaarden besproken voor elk deelgebied. Van de scenario's met maatregelen wordt vooral bekeken of de maatregelen of combinaties van maatregelen de kans op het halen van de grenswaarden vergroten ten opzichte van de autonome ontwikkeling. Onder 'vergroten van de kans' wordt dan verstaan het doen toenemen van het aantal plussen, waardoor een verschuiving in kansklasse optreedt naar een klasse met een grotere kans.

1 Autonome ontwikkeling bij huidig peil

In de autonome ontwikkeling bij huidig peil is alleen voor stikstof in het landbouwkleigebied en in de sloten van het landbouw-veengebied de kans groot dat de grenswaarde wordt gehaald. In 2025 bestaat nog een redelijke kans in de hoofdwaterlopen van het natuurgebied. Voor fosfor is in de autonome ontwikkeling nagenoeg overal de kans groot dat de grenswaarde **niet** wordt gehaald.

2 Autonome ontwikkeling bij laag peil

Hiervoor geldt in grote lijnen hetzelfde als voor scenario 1, 'autonome ontwikkeling huidig peil'.

3 Kroosverwijderen

Kroosverwijderen vergroot op korte termijn (2000) de kans op het halen van de grenswaarde voor stikstof in het veengebied en het natuurgebied. In de sloten van het veengebied en de hoofdwaterlopen van het natuurgebied wordt de kans daardoor groot; in de sloten van het natuurgebied ontstaat een redelijke kans. Op lange termijn (2025) wordt de kans op het halen van de stikstof-grenswaarde alleen vergroot in de hoofdwaterlopen van het natuurgebied.

De kans op het halen van de grenswaarde voor fosfor wordt door kroosverwijderen alleen vergroot op lange termijn in de sloten van alle deelgebieden en in de hoofdwaterlopen van het natuurgebied. De kans dat de fosfor-grenswaarde wordt gehaald is in al deze gebieden gering, met uitzondering van de sloten van het natuurgebied waar een grote kans ontstaat.

4 Kwaliteitsbaggeren

Als kwaliteitsbaggeren in de modelberekeningen effect heeft op de kans om de grenswaarde voor stikstof te halen dan is dat een negatief effect: de kans wordt kleiner. Dat negatieve effect treedt op in de hoofdwaterlopen van het klei- en het natuurgebied, en in de sloten van het veen- en het natuurgebied. Het is groter in 2025. In de praktijk zal dit negatieve effect waarschijnlijk niet optreden.

Kwaliteitsbaggeren vergroot alleen in de sloten de kans op het halen van de fosfor-grenswaarde. De kans die hierdoor ontstaat is echter slechts gering.

5 *Verbeteren van de effluentkwaliteit van de AWZI's*

Voor stikstof vergroot deze maatregel alleen in het veengebied de kans op het halen van de grenswaarde. In de hoofdwaterlopen en op de lange termijn is dit effect groter. In 2025 is met deze maatregel de kans groot dat in het veengebied de grenswaarde voor stikstof wordt gehaald.

Voor fosfor wordt met deze maatregel de kans om de grenswaarde te halen nauwelijks groter.

6 *Totaal-pakket aan maatregelen bij huidig peil*

Op de korte termijn heeft in de modelberekeningen het totaal-pakket aan maatregelen bij huidig peil nauwelijks effect op de kans om de stikstof-grenswaarde te halen. Alleen in de hoofdwaterlopen van het kleigebied vindt een verbetering plaats van géén kans naar een geringe kans. In 2025 is deze situatie ongewijzigd. Op de lange termijn is het effect negatief voor de sloten van het veengebied en de hoofdwaterlopen van het natuurgebied: de kans op het halen van de grenswaarde voor stikstof wordt kleiner. In de sloten van het veengebied bestaat in 2025 nog een redelijke kans; in de hoofdwaterlopen van het natuurgebied is deze gereduceerd tot gering. In de praktijk treedt het negatieve effect waarschijnlijk niet op en heeft het totaal-pakket naar verwachting hetzelfde effect op de kans om de grenswaarden te halen als de combinatie van kroosverwijderen en verbeteren van de AWZI's.

Het totaal-pakket heeft in alle deelgebieden een uitgesproken positief effect op de kans om de fosfor-grenswaarde te halen. De verschillen tussen de korte en lange termijn zijn daarbij gering. In het kleigebied en de sloten van het natuurgebied ontstaat door deze combinatie van maatregelen een redelijke kans dat de grenswaarde wordt gehaald. In het veengebied en de hoofdwaterlopen van het natuurgebied is deze kans gering.

7 *Totaal-pakket aan maatregelen bij laag peil*

Voor stikstof is het totaal-pakket aan maatregelen bij laag peil positiever dan het totaal-pakket bij huidig peil. Het positieve effect op het halen van de stikstof-grenswaarde in de hoofdwaterlopen van het veengebied is uitgesprokener bij laag peil dan bij huidig peil. De kans is redelijk dat de grenswaarde hier wordt gehaald. Het negatieve effect genoemd onder 6, ontbreekt bij laag peil.

Voor fosfor zijn er nauwelijks verschillen tussen het totaal-pakket bij laag peil en bij huidig peil.

8 *Totaal-pakket aan maatregelen bij laag peil met huidig peil in de natuurgebieden*

In vergelijking met scenario 7 heeft dit scenario alleen gevolgen voor het natuurgebied. Voor stikstof zijn deze gevolgen vooral positief op de lange termijn. In de sloten vindt in 2025 een verbetering ten opzichte van scenario 7 plaats van géén kans om de stikstofgrenswaarde te halen naar een redelijke kans. In de hoofdwaterlopen verbetert de kans van redelijk naar groot.

Voor fosfor is alleen op korte termijn in de hoofdwaterlopen van het natuurgebied een lichte verbetering te zien ten opzichte van scenario 7: in 2000 bestaat een geringe kans dat hier de fosfor-grenswaarde wordt gehaald.

9 Totaal-pakket aan maatregelen bij laag peil en verbeterde kwaliteit inlaatwater

In vergelijking met scenario 7 heeft dit scenario alleen effect op de hoofdwaterlopen van het veen- en het natuurgebied. Voor stikstof verbetert de kans om de grenswaarde te halen ten opzichte van scenario 7 op korte termijn in het natuurgebied en op lange termijn in het veengebied. In 2000 bestaat een redelijke kans om de stikstof-grenswaarde te halen in de hoofdwaterlopen van het natuurgebied. In 2025 is deze kans groot in de hoofdwaterlopen van het veengebied.

Voor fosfor verbetert de kans om de grenswaarde te halen alleen in de hoofdwaterlopen van het natuurgebied. In 2000 bestaat hier een redelijke en in 2025 een grote kans dat de grenswaarde voor fosfor wordt gehaald.

6.3.3 Discrepantie tussen modelberekeningen en praktijk

Bij de scenarioberekeningen met de modellen zijn aannamen gedaan voor de schematisering en modellering van het gebied, en voor het tijdstip en de wijze van uitvoering van de beheersmaatregelen. Deze aannamen komen niet altijd overeen met de praktijk en zijn daarom artefacten in de modelberekeningen (zie 4.4, tabel 11). Omdat deze artefacten consequenties hebben voor de modeluitkomsten zullen de modeluitkomsten tot op zekere hoogte afwijken van de te verwachten nutriëntenconcentraties in de praktijk.

In tabel 27 is een schatting gegeven van de effecten van de belangrijkste artefacten in de modelberekeningen op de berekende nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater. Zonder verdere modelberekeningen is het niet mogelijk de grootte van deze effecten vast te stellen. Om die reden zijn de schattingen van tabel 27 slechts indicatief. In het navolgende wordt ingegaan op de afzonderlijke punten uit de tabel.

1 Doorvoer van inlaatwater

In de modelberekeningen is de doorvoer van inlaatwater naar achterliggende gebieden gestopt in 1990. In de praktijk zal dit pas in 2000 zijn gerealiseerd. Omdat de nutriëntenconcentraties in het inlaatwater uit zowel de Lek als de Vlist relatief hoog zijn (zie tabel 9), heeft het doorvoeren van grote hoeveelheden inlaatwater een negatief effect op de zomerhalfjaargemiddelde nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater. In de modelberekeningen zijn daardoor de concentraties tot 2000 onderschat ten opzichte van de praktijk. Dit geldt vooral voor de hoofdwaterlopen, die belangrijker zijn voor de doorvoer dan de sloten. Na 2000 zal dit effect snel verdwijnen.

2 Onderscheid hoofdwaterlopen en sloten

In de modellen is een duidelijk onderscheid gemaakt tussen hoofdwaterlopen en sloten; in de praktijk is dat onderscheid diffuus. In peilgebied Bergambacht zijn sloten soms breder dan hoofdwaterlopen en staan sloten in verbinding met verschillende hoofdwaterlopen. Hierdoor hebben sloten eveneens een functie voor transport van water. In de praktijk zullen de verschillen in concentraties tussen hoofdwaterlopen en sloten daarom geringer zijn dan in de berekeningen. De algemene trend is dat de berekende concentraties in de hoofdwaterlopen (iets) hoger zijn dan die in de sloten. De concentraties zijn daarom waarschijnlijk overschat in de hoofdwaterlopen en onderschat in de sloten.

Tabel 27 *Belangrijkste artefacten in de modelberekeningen en hun effecten op de berekeningsresultaten voor de zomerhalfjaargemiddelde totaal-N- en totaal-P-concentratie in de hoofdwaterlopen en sloten van peilgebied Bergambacht*

Onderwerp scenario's	Artefact in modelberekeningen	Totaal-N		Totaal-P	
		hoofdwlp.	sloten	hoofdwlp.	sloten
Autonome ontwikkeling en beheersmaatregelen	1 doorvoer van inlaatwater reeds beëindigd in 1990 ^{*)}	---	-	---	-
	2 te sterk onderscheid tussen hoofdwaterlopen en sloten	+	-	+	-
	3 géén windinvloed	+	-	+	-
	4 gemiddeld meteorologisch jaar	?	?	?	?
Beheersmaatregelen	5 alle maatregelen tegelijkertijd uitgevoerd in 1994 ^{*)}	-	-	-	-
	6 mogelijkheid kroosverwijderen overschat	-	---	-	---
	7 mogelijkheid om alle bagger te verwijderen overschat	+	+	-	---

^{*)} alleen duidelijk effect op korte termijn, op lange termijn weinig invloed

+ = nutriëntenconcentraties zijn overschat met het model;

- = nutriëntenconcentraties zijn onderschat met het model;

--- = alléén bij vergelijking van hoofdwaterlopen en sloten per artefact en per component: sterkere onderschatting dan '-';

? = onbekend, afhankelijk van de situatie.

3 Windinvloed

Windinvloed is niet meegenomen in de modellen. Door windinvloed kan inlaatwater verder in een gebied doordringen dan wordt voorspeld door een hydraulisch model dat geen rekening houdt met windinvloeden (Hendriks, 1990). Een ander aspect van windinvloed is longitudinale menging: onder invloed van wind vindt menging van water en stoffen plaats in de richting van de wind (Leenen, 1982). Beide processen leiden tot nivellering van de concentraties in de ruimte. Omdat in de scenarioberekeningen het peilgebied is opgedeeld in verschillende aparte deelpeilgebieden vindt deze nivellering voornamelijk plaats op het niveau van deelpeilgebieden. In de praktijk van peilgebied Bergambacht betekent dit vooral nivellering van de verschillen tussen hoofdwaterlopen en sloten. Het effect van het negeren van de windinvloed in de modelberekeningen is daarmee vergelijkbaar met dat van punt 2, het te grote onderscheid tussen hoofdwaterlopen en sloten.

4 Meteorologie

In de modelberekeningen is de gehele simulatieperiode doorgerekend met een gemiddeld weerjaar. In de praktijk zullen natte en droge jaren afwisselen. De effecten van deze discrepantie tussen modelberekeningen en praktijk op de concentraties in het oppervlaktewater kunnen groot of klein zijn, afhankelijk van de meteorologische condities. Deze effecten zijn dan ook niet in algemene zin aan te geven. De invloed van de meteorologie zal zich voornamelijk doen gelden in extreme weerjaren.

5 *Uitvoering maatregelen*

In de modelberekeningen worden uit praktische overwegingen alle beheersmaatregelen tegelijkertijd uitgevoerd in 1994. In de praktijk zal dat gefaseerd gebeuren tussen 1994 en 2000. De meeste maatregelen leiden tot verlaging van de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater, met uitzondering van kwaliteitsbaggeren voor stikstof. Later uitvoeren van deze maatregelen betekent daarom een minder snelle daling of een verhoging van de concentraties. In het algemeen is het gevolg van deze artefact dat de concentraties in de modelberekeningen zijn onderschat ten opzichte van de praktijk. Dit geldt vooral tot het jaar 2000. In 2025 zal dit effect waarschijnlijk grotendeels zijn verdwenen.

6 *Kroosverwijderen*

Het is niet zeker dat in de praktijk zoveel kroos ineens kan worden verwijderd als in de modelberekeningen gebeurt. Waarschijnlijk is het effect van kroosverwijderen overschat in de modelberekeningen ten opzichte van wat in de praktijk haalbaar is. De nutriëntenconcentraties zijn daarmee onderschat in de modelberekeningen. Dit geldt vooral voor de sloten, omdat kroosverwijderen daar een groter effect heeft dan in de hoofdwaterlopen.

7 *Kwaliteitsbaggeren*

In de praktijk zal nooit de gehele baggerlaag op 1 cm na worden verwijderd, zoals in de modelberekeningen gebeurt. In werkelijkheid blijft minimaal 10 cm bagger liggen. Zowel het negatieve effect op de stikstofconcentratie als het positieve effect op de fosforconcentratie zijn daardoor overschat in de modelberekeningen. Het gevolg hiervan is dat in de modelsimulaties de stikstofconcentraties zijn overschat en de fosforconcentraties zijn onderschat. Dit geldt vooral voor de sloten waar het effect van baggeren het grootst is. In de praktijk zal naar verwachting baggeren géén of slechts een zeer geringe stijging van de stikstofconcentraties tot gevolg hebben.

Het is moeilijk zonder extra modelberekeningen aan te geven hoe de verschillende effecten van tabel 27 zich tot elkaar verhouden en wat het totaal-effect is op de nutriëntenconcentraties. Het algemene beeld uit tabel 27 is dat de concentraties zijn onderschat, vooral de fosforconcentraties in de sloten. Voor het grootste deel is deze onderschatting een termijnseffect: de termijn waarop de berekende verlagingen van de concentraties kunnen worden verwezenlijkt, is onderschat. Omdat maatregelen een cumulerend effect hebben, vooral voor fosfor, kunnen naar verwachting op langere termijn dan de termijn in de modelsimulaties de berekende concentraties wel worden bereikt.

7 Conclusies

De conclusies van de modelstudie naar de effecten van beheersmaatregelen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht zijn onderverdeeld in twee delen. Het eerste deel handelt over de emissie van nutriënten vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater (7.1). Het tweede deel betreft de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewatersysteem (7.2).

7.1 Emissie van nutriënten vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater

Ruimtelijke differentiatie

In de noordelijke helft van het peilgebied is de berekende nutriëntenemissie ongeveer 2,5 keer zo groot als in de zuidelijke helft. Dit is het gevolg van verschillen in bodemopbouw en in aanvoer van nutriënten via kwel. Het zuidelijke deel van het gebied heeft een dikker kleidek en een geringere aanvoer van nutriënten via kwel.

Effect van maatregelen

De berekende stikstof- en fosforemissie vanuit en vanaf de bodem naar het oppervlaktewater verschillen niet wezenlijk voor de drie doorgerekende bemestingsvarianten 'autonome ontwikkeling', 'versneld naar de eindnorm' en 'gewasonttrekkingsniveau'. Voor de gewasopname zijn er wel duidelijke verschillen tussen de drie varianten: de stikstofopname door het gewas en daarmee de gewasproductie zijn het hoogst bij gewasonttrekkingsniveau.

De verschillen in berekende stikstof- en fosforemissie tussen de twee doorgerekende peilbeheervarianten 'huidig peil' en 'laag peil' zijn zeer gering. Het handhaven van het huidige peil als alternatief voor het opzetten van het peil in de natuurgebieden geeft een 10-20% grotere uit- en afspoeling in deze gebieden.

Ontwikkeling in de tijd

Bij alle combinaties van bemestings- en peilbeheervarianten nemen in het landbouwgebied de gemiddelde totaal-stikstof- en totaal-fosforconcentratie in het uit- en afspoelende water af in de tijd. De belangrijkste oorzaak hiervan is de afname van de bemesting in de tijd bij alle drie de bemestingsvarianten ten opzichte van de huidige bemesting.

In de natuurgebieden is de afname in de tijd van de nutriëntenconcentraties in het uit- en afspoelende water groter dan in het landbouwgebied. Oorzaak hiervan is dat in de modelberekeningen de bemesting in de natuurgebieden vanaf 1994 wordt beëindigd.

Concentraties in het uit- en afspoelende water

De totaal-stikstofconcentraties in het uit- en afspoelende water bedragen in de modelberekeningen gemiddeld ca. 5 mg.l⁻¹ N; ruim twee keer zo hoog als de grenswaarde van 2,2 mg.l⁻¹ N. De totaal-fosforconcentraties zijn gemiddeld bijna vier keer zo hoog als de grenswaarde van 0,15 mg.l⁻¹ P; ongeveer 0,55 mg.l⁻¹ P.

7.2 Nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewatersysteem

7.2.1 Modelberekeningen

Ruimtelijke differentiatie

De ruimtelijke differentiatie in de berekende nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater is in grote lijnen een afspiegeling van de ruimtelijke differentiatie in de concentraties in het uit- en afspoelende water: de laagste concentraties zijn berekend voor de zuidelijke helft van het peilgebied.

Autonome ontwikkeling

De berekende zomerhalfjaargemiddelde totaal-stikstofconcentratie in het oppervlaktewater verandert nauwelijks bij de autonome ontwikkeling. Processen die tot toename van de concentratie leiden en processen die tot afname leiden, zijn min of meer in evenwicht.

De berekende zomerhalfjaargemiddelde totaal-fosforconcentratie in het oppervlaktewater neemt bij de autonome ontwikkeling af in de tijd. Deze afname is het gevolg van het verminderen van de bemesting, het verbeteren van de effluentkwaliteit van de AWZI's, het opheffen van de ongerioleerde lozingen en het uitloggen van de met fosfaat opgeladen baggerlaag. Deze processen overheersen de processen die tot toename van de concentratie leiden.

Effecten van maatregelen

Kroosverwijderen heeft een verlaging van de zomerhalfjaargemiddelde nutriëntenconcentraties tot gevolg, vooral van de totaal-fosforconcentratie. Vooral in de eerste jaren dalen de concentraties sterk. Naarmate de nutriëntenconcentraties verder dalen, neemt de kroosgroei meer af, en is kroosverwijderen minder effectief. De afname van de totaal-stikstofconcentratie stagneert daardoor.

Kwaliteitsbaggeren heeft een sterk verlagend effect op de zomerhalfjaargemiddelde totaal-fosforconcentratie. Dit positieve effect treedt vrij snel op na het uitvoeren van deze maatregel. De totaal-stikstofconcentratie stijgt door kwaliteitsbaggeren, vooral omdat bij deze maatregel vrijwel alle denitrificatiecapaciteit wordt weggenomen. Deze stijging is echter het gevolg van een artefact in de modelberekeningen en zal zich in de praktijk waarschijnlijk nauwelijks of niet voordoen.

Het verbeteren van de kwaliteit van het effluent van de AWZI's heeft uitsluitend een positief, verlagend effect op de nutriëntenconcentraties in de hoofdwaterlopen. Dit positieve effect is groter voor stikstof dan voor fosfor.

Het uitvoeren van het totaal-pakket aan maatregelen, waarbij de maatregelen 'kroosverwijderen', 'kwaliteitsbaggeren' en 'verbeteren AWZI's' gezamenlijk worden uitgevoerd, is in de modelberekeningen ongunstiger voor de zomerhalfjaargemiddelde totaal-stikstofconcentratie dan de individuele maatregelen 'kroosverwijderen' en 'verbeteren van de AWZI's'. Dit is het gevolg van het negatieve effect van baggeren op de totaal-stikstofconcentratie. In de praktijk treedt dit negatieve effect waarschijnlijk nauwelijks of niet op, waardoor het totaal-pakket naar verwachting toch gunstiger is dan de individuele maatregelen.

Voor fosfor heeft het totaal-pakket een duidelijke meerwaarde ten opzichte van het uitvoeren van de individuele maatregelen. De laagste zomerhalfjaargemiddelde totaal-fosforconcentraties zijn berekend voor het totaal-pakket aan maatregelen.

Relatieve effectiviteit van maatregelen

Hier wordt aangegeven welke maatregelen volgens de modelberekeningen het meest geschikt zijn om een verlaging van de zomerhalfjaargemiddelde totaal-stikstof- en totaal-fosforconcentraties te bereiken in de hoofdwatgangen en sloten van peilgebied Bergambacht.

Voor de verlaging van de zomerhalfjaargemiddelde totaal-stikstofconcentratie in de hoofdwaterlopen is verbeteren van de kwaliteit van het effluent van de AWZI's de meest effectieve individuele maatregel. Voor verlaging van de totaal-stikstofconcentratie in de sloten is kroosverwijderen het meest effectief. Het totaal-pakket aan maatregelen is in de modelberekeningen door het negatieve effect van kwaliteitsbaggeren minder effectief dan de twee positieve individuele maatregelen. In de praktijk is het totaal-pakket waarschijnlijk wel effectiever dan de individuele maatregelen.

Voor de verlaging van de zomerhalfjaargemiddelde totaal-fosforconcentratie in zowel hoofdwaterlopen als sloten is het totaal-pakket aan maatregelen het meest effectief. Kwaliteitsbaggeren is de meest effectieve individuele maatregel voor verlaging van de totaal-fosforconcentratie op de korte termijn. Op de lange termijn is dat kroosverwijderen, vooral in de sloten.

Met de individuele maatregelen en de combinatie van maatregelen is een groter relatief effect te sorteren voor fosfor dan voor stikstof. Alleen met de maatregel verbeteren van de AWZI's is voor stikstof een groter relatief effect te behalen dan voor fosfor.

Haalbaarheid grenswaarden

Voor de haalbaarheid van de grenswaarden voor oppervlaktewaterkwaliteit bestaat een grote ruimtelijke differentiatie in het peilgebied: in het kleigebied in het zuiden zijn de kansen om de grenswaarden te bereiken groter dan in het veengebied en de natuurgebieden in het noorden.

De kansen dat de grenswaarde wordt gehaald zijn groter voor stikstof dan voor fosfor. In het algemeen en vooral voor fosfor zijn de kansen op de lange termijn iets groter dan op de korte termijn.

In de hoofdwaterlopen en sloten van het kleigebied en de sloten van het veengebied is de kans groot dat de grenswaarde voor stikstof wordt gehaald, zowel in de autonome ontwikkeling als bij het uitvoeren van maatregelen. In de hoofdwaterlopen van het veengebied en de natuurgebieden bestaat een redelijke tot grote kans dat de grenswaarde voor stikstof wordt gehaald bij het uitvoeren van maatregelen. In de sloten van de natuurgebieden is zowel in de autonome ontwikkeling als bij het uitvoeren van maatregelen de kans groot dat de grenswaarde voor stikstof niet wordt gehaald.

In de autonome ontwikkeling wordt de grenswaarde voor fosfor waarschijnlijk nergens in het peilgebied gehaald. Bij het meest gunstige scenario, het uitvoeren van het totaalpakket aan maatregelen, bestaat een redelijke kans dat de grenswaarde voor fosfor wordt gehaald in de hoofdwaterlopen en sloten van het kleigebied en de sloten van de natuurgebieden.

7.2.2 Discrepancie tussen modelberekeningen en praktijk

De discrepantie tussen de uitgangspunten van de modelberekeningen en de situatie in de praktijk heeft naar verwachting vooral tot gevolg dat de termijn waarop de berekende nutriëntenconcentraties kunnen worden bereikt in de praktijk langer is dan in de modelberekeningen. Oorzaak hiervan is dat in de praktijk de maatregelen later zullen worden uitgevoerd dan in de modelberekeningen. Verder zullen in de praktijk de verschillen tussen hoofdwaterlopen en sloten waarschijnlijk minder groot zijn dan in de modelberekeningen. De effecten van kroosverwijderen en kwaliteitsbaggeren zijn waarschijnlijk overschat in de modelberekeningen. In tegenstelling tot in de modelberekeningen heeft in de praktijk kwaliteitsbaggeren waarschijnlijk nauwelijks of geen verhoging van de totaal-stikstofconcentratie tot gevolg.

Literatuur

- Bakker, H. de en W.P. Locher, 1987. *Bodemkunde van Nederland.; deel 1, Algemene Bodemkunde*. Den Bosch, Malmberg.
- Bon, J., 1967. 'Bepaling van de k_M voor het ontwerpen van leidingen.' *Waterschapsbelangen* 52 (21).
- Boswinkel, J.A., 1979. *Grondwaterkaart van Nederland. Gorinchem, 38 West*. Delft, Dienst Grondwaterverkenning TNO.
- Brouwer civiele en cultuurtechniek, 1992. *Toelichting op het peilbesluit Schuwagt en den Hoek*. Leerdam.
- COLA, NRLO Taakgroep, 1988. *Werkgroep Mestonderzoek. Raamplan voor het onderzoek inzake de mest- en ammoniakproblemen 1988*. Wageningen, DLO.
- Coppoolse, J.A.M, A.M. van Vuuren, J. Huisman, W.M.M.A. Janssen, A.W. Jongbloed, N.P. Lenis en P.C.M. Simons, 1990. *De uitscheiding van stikstof, fosfor en kalium door landbouwhuisdieren, Nu en Morgen*. Wageningen, Dienst Landbouwkundig Onderzoek.
- Drent, J. and K. Kersting, 1992. *Experimental ditches for ecotoxicological experiments and eutrophication research under natural conditions*. Wageningen, DLO The Winand Staring Centre. Report 65.
- Goossensen, F.R. en P.C. Meeuwissen, 1990. *Advies van de Commissie Stikstof. Onderzoek inzake de mest- en ammoniakproblematiek in de veehouderij 9*. Wageningen, Dienst Landbouwkundig Onderzoek.
- Heidemij, 1990. *Aanvullend onderzoek naar de kwaliteit van de waterbodems in Zuid-Holland-zuid*. Rapport 630-04898.
- Hendriks, R.F.A., 1990. *Effecten van aanvoer van gebiedsvreemd water op de waterkwaliteit in een kwelgebied*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 100.
- Hendriks, R.F.A., 1991. *Afbraak en mineralisatie van veen. Literatuuronderzoek*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 199.
- Hendriks, R.F.A., 1993. *Nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 251.
- ICIM, 1992. *DUFLOW, A micro-computer package for the simulation of one-dimensional unsteady flow and water quality in open water channels. Version 2.0*. Wageningen, the Netherlands.

Informatie en Kennis Centrum Veehouderij, 1993. *Handboek voor de rundveehouderij*. Lelystad, Informatie en Kennis Centrum Veehouderij, Afdeling Rundvee-, Schapen- en Paardenhouderij. Publikatie nr. 35.

Kroes, J.G., C.W.J. Roest, P.E. Rijtema en L.J. Locht, 1990. *De invloed van enige bemestingsscenario's op de afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in Nederland*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 55.

Landinrichtingsdienst, 1993. *Nota Waterhuishouding*.

Leenen, J.D., 1982. 'Wind induced diffusion in a shallow lake, a case study.' *Hydrobiological bulletin* 16(2-3):231-240.

Markus, W.C., 1984. *Bodemkaart van Nederland; schaal 1 : 50 000. Toelichting bij kaartblad 38 West Gorinchem*. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering.

Oostindie, K. and J.J.B. Bronswijk, 1992. *FLOCR - A simulation model for the calculation of water balance, cracking and surface subsidence of clay soils*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Report 47.

Provincie Zuid-Holland, 1989. *Provinciaal grondwaterkwaliteitsmeetnet. Rapportage van de inrichting*. Den Haag, Provincie Zuid-Holland, Dienst Water en Milieu.

Querner, E. P., 1993. *Aquatic weed control within an integrated water management framework*. Wageningen, Landbouwwuniversiteit, proefschrift.

RIVM, 1992. *Milieudiagnose 1991. III, Bodem- en grondwaterkwaliteit*. Bilthoven, RIVM, Laboratorium voor Bodem- en Grondwaterkwaliteit.

Schoumans, O.F., R.W. de Waal en A. Breeuwsma, 1988. *Risicogebieden voor fosfaatuitspoeling in Zuid-Holland; bodemchemisch onderzoek naar de invloed van fosfaatbemesting en -binding in landbouwgebieden*. Wageningen, STIBOKA. Rapport 1978.

STOWA, 1992. *Ontstaan en bestrijden van deklagen van kroos. 2. Modelmatige benadering van de kroosontwikkeling en beoordeling van potentiële beheersmaatregelen*. Utrecht, STOWA. Rapport nr. 92-10.

Vermeulen, J. en R.F.A. Hendriks, 1994. *Bepaling van afbraaksnelheden van organische stof in laagveen. Ademhalingsmetingen aan ongestoorde veenmonsters in het laboratorium*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 288.

Wijnands, J en H.H. Leusink, 1983. 'Regionale verschillen in het kunstmestgebruik in land- en tuinbouw.' *Stikstof* 103: 67-69.

Wösten, J.H.M., M.H. Bannink en J. Beuving, 1987. *Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks*. Wageningen, ICW. Rapport 18.

Niet-gepubliceerde bronnen

Berghuis-van Dijk, J.T., P.E. Rijtema and C.W.J. Roest, 1985. *ANIMO - Agricultural Nitrogen Model*. Wageningen, ICW. Note 1671.

Hendriks, R.F.A. (i.v.). *SIMWATS - A water balance simulation model for surface water systems*. Wageningen, DLO Winand Staring Centre. Report 94.

Herik, F., 1993. *Calibratie van de mathematische simulatie van Lemna Minor*. Deventer, Rijkshogeschool IJsselland. Afstudeerstagesverslag.

ICW, 1987. *Wateraanvoerbehoefte Zuidhollandse Eilanden en Waarden. Peilbeheersing en bestrijding van de verzilting*. Wageningen, ICW. Nota 1801.

Kolk, J.W.H. van der and J. Drent (i.v.). *NUSWA - A mathematical model to predict the fate of nutrients in surface water systems*. Wageningen, DLO Winand Staring Centre. Report 86.

Oosterom, H.P. (i.v.) *Berekening van de stikstof- en fosforuitscheiding bij rundvee. Computerprogramma NPEX*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport.

Rijtema, P.E., C.W.J. Roest and J.G. Kroes (i.v.). *Formulation of the nitrogen and phosphate behaviour in agricultural soils, the ANIMO model*. Wageningen, DLO Winand Staring Centre. Report 30.

Aanhangsel 1 Beschrijving van de modellen

In dit aanhangsel wordt een korte beschrijving gegeven van de in de studie gebruikte vier modellen. Deze modellen zijn:

- 1 FLOCR voor de waterhuishouding van het bodemsysteem;
- 2 ANIMO voor de nutriëntenhuishouding van het bodemsysteem;
- 3 SIMWATS voor de waterhuishouding van het oppervlaktewatersysteem;
- 4 NUSWA voor de nutriëntenhuishouding van het oppervlaktewatersysteem.

Per model wordt eerst de belangrijkste invoer besproken en de bronnen waarvan deze invoer is verkregen binnen de modelstudie Bergambacht, waarna de calibratie van het model wordt behandeld. Bij de bespreking van de invoer slaat de verwijzing 'Hendriks (1993)' op specifiek onderzoek dat is gedaan aan het perceel Donkse Laagten in de Alblasserwaard, ca. 5 km ten zuidwesten van peilgebied Bergambacht. Dit betreft vooral de invoer voor FLOCR en ANIMO. 'ZHEW' staat voor gegevens van het zuiveringschap Hollandse Eilanden en Waarden. De meeste van deze gegevens betreffen het onderzoek van Oosterberg et al. (1989).

1.1 FLOCR

1.1.1 Beschrijving

Het computermodel FLOCR (Oostindie and Bronswijk, 1992) is een één-dimensionaal waterhuishoudingmodel voor het dynamisch simuleren van de stroming van water door een onverzadigde zone en voor het simuleren van de waterbalans onder invloed van neerslag, verdamping, kwel en wegzijging, en drainage naar en infiltratie vanuit ontwateringsmiddelen. Het model houdt rekening met zwellen en krimpen van de bodem, en de scheuren die daarbij ontstaan.

Het bodemprofiel wordt in het model verdeeld in horizonten die op hun beurt weer zijn onderverdeeld in lagen. De schematisering van het bodemprofiel in FLOCR moet overeenkomen met die in ANIMO. De bodemlagen bestaan uit twee fasen: de bodemmatrix en de krimpscheuren. De volumeverhouding tussen de twee fasen is afhankelijk van de vochttoestand van de laag. Verzadigde lagen bevatten geen krimpscheuren. Naarmate de laag minder vocht bevat, neemt het scheurvolumen toe en het volume van de bodemmatrix af, afhankelijk van de krimp karakteristiek van het bodemmateriaal.

De neerslag wordt verdeeld over matrix-infiltratie en scheur-infiltratie, afhankelijk van het scheuropspeelvlak aan maaiveld. Neerslag die niet aan het maaiveld kan infiltreren in de matrix vanwege een te kleine infiltratiecapaciteit, stroomt eerst in de scheuren. Als deze volledig zijn gevuld, kan het overschot oppervlakkig afstromen. Het water in de scheuren kan infiltreren in de bodemmatrix van diepere bodemlagen en versneld uitspoelen naar sloten en greppels.

De belangrijkste invoer van FLOCR bestaat uit:

De invoer is verkregen van:

1 Initiële gegevens

- initiële vochtgehalten en grondwaterstand.

- afgeleid uit de waterretentie-karakteristieken.

In de initiële situatie is de grondwaterstand aan maaiveld gezet, zodat het gehele bodemprofiel verzadigd is, en het matrixvolume maximaal is en het scheurvolumen nul. Omdat de initiële situatie in de winter valt, is dit in deze natte gebieden geoorloofd.

2 Modelparameters

- fysische bodemeigenschappen als waterretentie-, doorlatendheids- en krimp-karakteristieken per horizont;
- horizont- en laagdikten;
- sloot- en greppeldiepten, sloot- en greppelafstanden;
- drainageweerstand en weerstand voor verticale stroming;
- infiltratiesnelheid door de scheurwanden naar de bodemmatrix;

- Hendriks (1993);
- bodemkaart (Markus, 1984) en Hendriks (1993);
- topografische kaart, hoogheerraadschap v.d. Krimpenerwaard en veldbezoek;
- Hendriks (1993) en via calibratie;
- Hendriks (1993).

3 Tijdsafhankelijke invoergegevens

- de neerslagintensiteit per dag;
- de neerslagduur per dag;
- de potentiële gewasverdamping per dag;
- de stijghoogte van het diepere grondwater per dag;
- het oppervlaktewaterpeil per dag.

- calibratie: ZHEW; scenario's: KNMI, De Bilt;
- KNMI, De Bilt
- calibratie: ZHEW; scenario's: KNMI, De Bilt;
- 17 relevante DGV-TNO-buizen;
- calibratie: ZHEW; scenario's: Landinrichtingsdienst (1993).

Het model berekent per dag:

- het vochtgehalte per laag;
- de drukhoogte per laag;
- de grondwaterstand;
- de gewasverdampingsflux;
- fluxen tussen lagen;
- kwel- en wegzijgingsfluxen;
- fluxen naar verschillende drainagemiddelen;
- drainagefluxen uit scheuren;
- verandering van het matrixvolume en daarmee samenhangend het scheurvolumen.

1.1.2 Calibratie

Voor de calibratie van FLOCR was het grondwaterstandsverloop van slechts drie peilbuizen in het peilgebied beschikbaar. Van twee buizen waren slechts enkele metingen beschikbaar voor de calibratieperiode 1-4-1988 tot 1-4-1989. De buizen bevonden zich alle in de zuidwesthoek van het gebied: twee in het kleigebied (clusters 1 en 2) en één in het veengebied (cluster 11; zie fig. 2.4 aanhangsel 4). De resultaten van de calibratie zijn gegeven in figuur 1.1. Deze resultaten zijn redelijk, maar hebben door het geringe aantal metingen weinig waarde. Daarom is tevens de berekende gemiddelde kwelintensiteit van elk doorgerekend cluster vergeleken met de gegevens over de kwel in het peilgebied van het ICW (1987). De orde van grootte en de ruimtelijke differentiatie kwamen goed overeen. De door het ICW berekende kwel vormt slechts een momentopname en zegt niets over het verloop in de tijd. Hieraan kan geen uitspraak over de absolute waarde van de kwelintensiteit worden ontleend.

Een andere manier om de berekeningen van de hydrologie te toetsen was via het model SIMWATS. Ook voor deze methode ontbraken voldoende betrouwbare gegevens. De voorzichtige conclusie van deze toets is dat gemiddeld over het gehele peilgebied de hydrologie redelijk wordt berekend. Zie hiervoor 1.3.2. van dit aanhangsel. Gezien de geringe mogelijkheden voor calibratie heeft de calibratie van FLOCR weinig betekenis gehad.

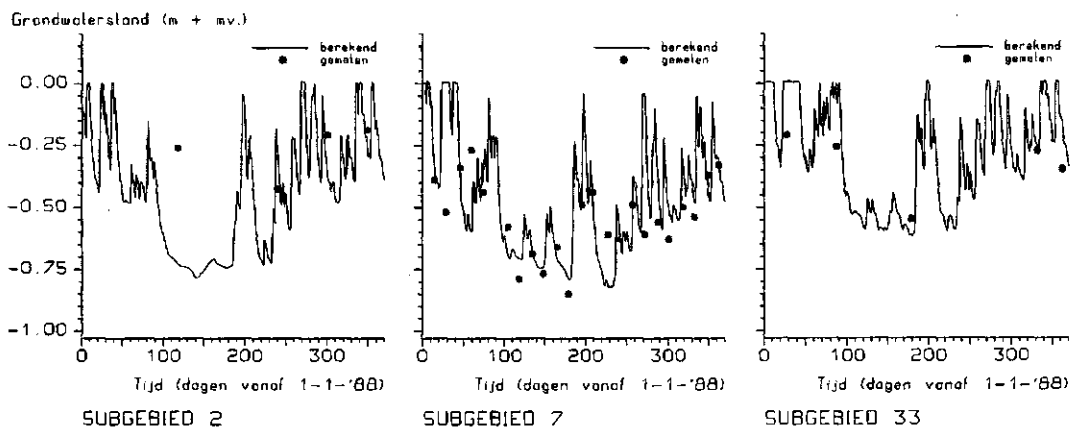


Fig. 1.1 Resultaten van de calibratie van FLOCR als berekende grondwaterstanden versus gemeten. Subgebied 2 = cluster 1; subgebied 7 = cluster 2; subgebied 33 = cluster 11.

1.2 ANIMO

1.2.1 Beschrijving

Het model ANIMO (Agricultural Nitrogen MOdel) (Berghuis-van Dijk et al., 1985; Rijtema et al., i.v.) is een dynamisch simulatiemodel voor het kwantificeren van de stikstof- en fosforhuishouding in gewas-bodem-watersystemen. Omdat stikstof en fosfor ook in organische vorm in de bodem voorkomen, is de koolstofhuishouding eveneens in het model inbegrepen. Het model is in eerste instantie ontwikkeld voor het berekenen van de uitspoeling van stikstof onder invloed van bemesting uit landbouwgronden. Het model is later uitgebreid voor het berekenen van de fosforuitspoeling.

De basis van de ANIMO-berekeningen vormt de waterhuishouding. Voor de toepassing van het model dienen hydrologische gegevens door een waterhuishoudingmodel te worden aangeleverd. Deze gegevens worden per tijdstap in de vorm van een sluitende waterbalans ingelezen. Het model FLOCR is gebruikt voor de berekening van de waterhuishouding, omdat dit model rekening houdt met het ontstaan van krimpscheuren bij uitdrogen van de bodem. Door krimpscheuren kan neerslagwater versneld in verticale richting worden afgevoerd naar de grondwaterspiegel en versneld in horizontale richting uitspoelen naar het oppervlaktewater. Belangrijker is dat krimpscheuren tot gevolg hebben dat de bodemmatrix natter blijft, vergeleken met een niet-krimpemde bodem. Dit heeft gevolgen voor de zuurstofvoorziening in de bodem en beïnvloedt de afbraak en mineralisatie van organisch materiaal, de nitrificatie van ammonium en de denitrificatie van nitraat.

Koolstof-, stikstof- en fosforcyclus

In het model ANIMO worden de belangrijkste processen die een rol spelen in de koolstof-, de stikstof- en de fosforkringloop kwantitatief beschreven (fig. 1.2, 1.3 en 1.4). Dit zijn:

- afbraak van organische stof onder zowel aërobe als anaërobe omstandigheden;
- mineralisatie en immobilisatie van stikstof en fosfor als gevolg van processen in de koolstofcyclus;
- nitrificatie onder aërobe condities;
- denitrificatie als gevolg van (partiële) anaërobie in aanwezigheid van biologisch afbreekbare organisch stof;
- opname van stikstof en fosfor door het gewas;
- adsorptie van stikstof en fosfor aan het bodemcomplex;
- neerslag van fosforzouten in de bodem;
- transport van stikstof- en fosforverbindingen in en over het bodemsysteem onder invloed van neerslag, verdamping, afvoer naar en infiltratie vanuit verschillende openwatersystemen, oppervlakkige afvoer, kwel en wegzijging.

Voor de wortelzone kan een stikstof- en fosforbalans worden opgesteld zoals schematisch weergegeven in fig. 1.5. Aanvoer van stikstof naar de wortelzone kan plaatsvinden in de vorm van kunstmest, dierlijke mest, atmosferische depositie, kwel en infiltratie vanuit het oppervlaktewater. In de bodem kunnen de verschillende stikstofvormen in elkaar worden omgezet en kan transport naar diepere lagen plaatsvinden. De omzettingsprocessen in de bodem worden beïnvloed door de milieufactoren temperatuur, aëratie,

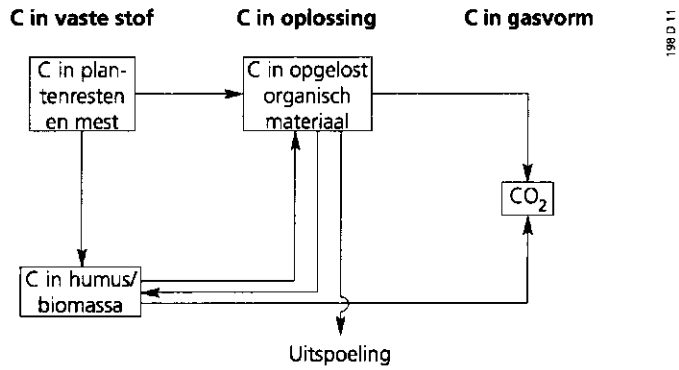


Fig. 1.2 Schematische weergave van de koolstofcyclus in de bodem in ANIMO (naar: Hendriks, 1993)

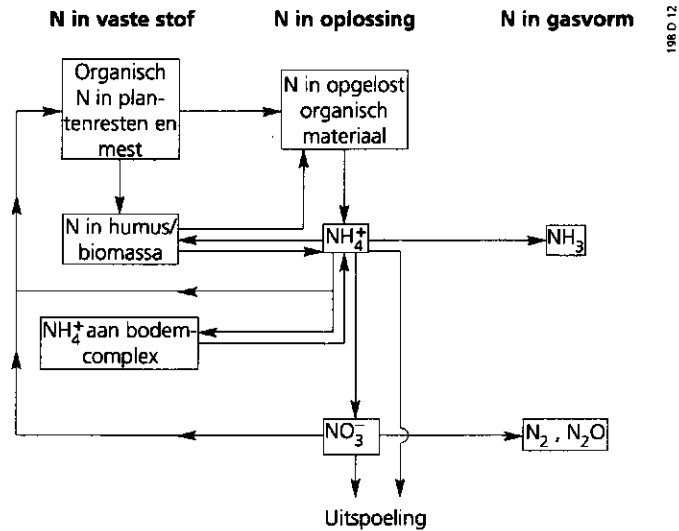


Fig. 1.3 Schematische weergave van de stikstofcyclus in de bodem in ANIMO (naar: Hendriks, 1993)

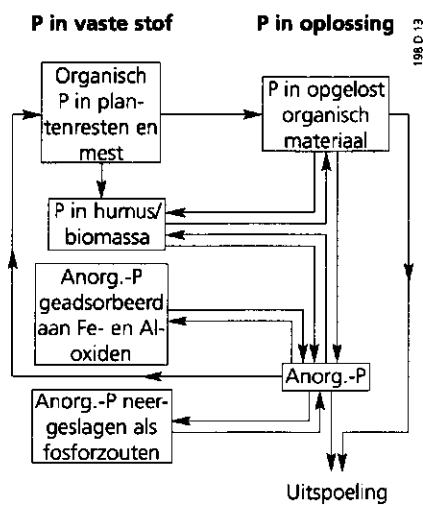


Fig. 1.4 Schematische weergave van de fosforcyclus in de bodem in ANIMO (naar: Hendriks, 1993)

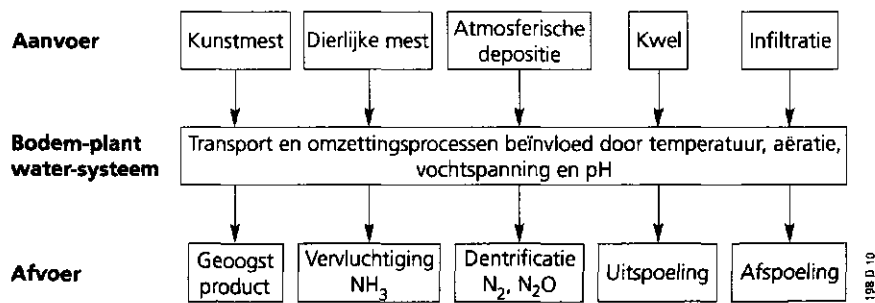


Fig. 1.5 Schematische weergave van de stikstof- en fosforbalans van de wortelzone in ANIMO (naar: Hendriks, 1993)

vochtspanning en zuurgraad. De eerste drie factoren worden in belangrijke mate bepaald door de fysische eigenschappen van de bodem en door de hydrologische randvoorwaarden. Stikstof kan de wortelzone verlaten door afvoer via het geogst product, vervluchtiging van ammoniak, uitspoeling naar het oppervlaktewater, uitspoeling naar diepere lagen in de vorm van nitraat, ammonium en opgelost organisch materiaal, en naar de lucht door denitrificatie in de vorm van stikstofgas en lachgas (N_2O).

De voornaamste aanvoerposten voor fosfor zijn kunstmest, dierlijke mest, kwel en eventueel infiltratie vanuit het oppervlaktewater. Atmosferische depositie van fosfor vindt plaats via de neerslag en vormt in het algemeen een relatief onbelangrijke balanspost. Het belangrijkste proces in de bodem is de binding van fosfor aan aluminium- en ijzer-oxiden en aan organisch materiaal. Afhankelijk van de zuurgraad en de concentraties aan vrije kationen kan ook neerslag van fosforzouten optreden. Door microbiologische omzettingen van organische stof in de bodem kan bovendien fosfor uit de opgeloste fase worden vastgelegd in de organische stof en kan fosfor vrijkomen door afbraak van organische stof. Deze immobilisatie en mineralisatie van fosfor hangen sterk af van de temperatuur, aëratie, vochtspanning en zuurgraad. Fosfor kan de wortelzone verlaten door afvoer via het geogst product, uitspoeling naar het oppervlaktewater en uitspoeling naar diepere lagen.

De stikstof- en fosforbalans voor bodemlagen onder de wortelzone verschillen in zoverre van die van de wortelzone dat de aanvoer hier bestaat uit de netto aanvoer vanuit aangrenzende lagen of vanuit ontwateringsmiddelen. De afvoer wordt gevormd door het transport naar aangrenzende lagen en de uitspoeling naar het oppervlaktewater of over de onderrand van het profiel, en bij stikstof eventueel door denitrificatie.

Transportprocessen

Het transport van de verschillende opgeloste stoffen wordt in ANIMO beschouwd in een één-dimensionaal systeem van de bodem. Hierbij wordt het bodemprofiel in horizonten opgedeeld die weer worden onderverdeeld in lagen. Vanuit de lagen vindt via transport naar de plantenwortels de verdamping plaats en via horizontale stroming de afvoer naar de ontwateringsmiddelen. De bovenste lagen voeren overtollig water af naar greppels en perceelsslotten; dieper gelegen lagen voeren af naar de tweede orde

afvoerkanalen. Via de onderste onderscheiden bodemlaag kan verticaal transport als kwel uit, of als wegzijging naar het onderliggende pakket optreden. Tevens vindt er verticaal transport tussen de lagen plaats.

Per laag worden per tijdstap een volledige water- en stoffenbalans en de daarbij optredende omzettingsprocessen berekend. Organische stof in oplossing, minerale stikstof in de vorm van ammonium en nitraat, en minerale fosfor in de vorm van fosfaat worden in de waterfluxen van en naar de verschillende lagen en drainagemiddelen getransporteerd. Bij de berekeningen is aangenomen dat in elke laag volledige menging optreedt.

Voor de omzettingsprocessen is de verblijftijd van het water en de beschouwde stoffen in de verschillende lagen van groot belang. Stoffen die vanuit de bovenste lagen uitspoelen naar een dicht netwerk van ondiepe ontwateringsmiddelen (greppels, sloten) verblijven korter in de bodem dan stoffen die vanuit diepere bodemlagen uitspoelen naar diepe ontwateringsmiddelen. De spreiding in de verblijftijd met de diepte wordt berekend door het waterhuishoudingmodel.

De laagindeling geschiedt op grond van de bodemfysische en -chemische eigenschappen van de verschillende bodemhorizonten. De horizonten waarin de belangrijkste veranderingen in de stikstof- en fosforhuishouding plaatsvinden (meestal zijn dit de bovenste horizonten) kunnen desgewenst in dunnere lagen worden onderverdeeld dan de horizonten waarin de bodemprocessen een minder belangrijke rol spelen.

Naast afvoer naar ontwateringsmiddelen kan het model afspoeling van oppervlakkig toegediende meststoffen over het bodemoppervlak en snel transport via krimp-scheuren simuleren.

Alle bovengenoemde processen zijn in ANIMO kwantitatief geformuleerd in hun onderlinge samenhang in een stelsel van wiskundige vergelijkingen, dat per tijdstap wordt opgelost.

Invoergegevens

Voor het simuleren van de nutriëntenhuishouding met het model ANIMO is een groot aantal invoergegevens nodig. De belangrijkste invoergegevens worden hier gegeven. Tevens wordt aangegeven waar deze gegevens in dit onderzoek van zijn verkregen. *Default* betekent hierbij: de 'standaardwaarde' die in het verleden werd verkregen door toetsing van het model aan diverse proefveldgegevens.

1 Initiële gegevens

Voor alle toestandsgrootheden in het simulatiemodel zijn initiële waarden nodig om de berekeningen te kunnen starten.

Dit zijn onder andere:

- de vochtgehalten per modellaag en de grondwaterstand;
- de concentraties van stikstof- en fosforverbindingen in het bodemvocht;

Verkregen van:

- waterhuishoudingmodel;
- ondiep: Hendriks (1993);
diep: prov. Z-Holland (1989)
en RIVM (1992);

- de hoeveelheid organische stof per modellaag, de C/N- en C/P-verhouding hiervan, en de potentiële relatieve afbraaksnelheid van dit materiaal bij optimale temperatuur, vochtgehalte, zuurgraad en zuurstofvoorziening; - Hendriks (1993);
- de verdeling van de organische stof over verschillende fracties; - Hendriks (1993);
- de bezetting van het adsorptiecomplex met ammonium en met fosfaat. - Hendriks (1993).

2 Modelparameters

Waarden voor modelparameters blijven gedurende de modelberekeningen constant en beïnvloeden de omzettingen en het transport van stikstof en fosfor in het gemodelleerde systeem. Binnen de modelparameters kunnen drie groepen worden onderscheiden, die elk betrekking hebben op een van de gemodelleerde subsystemen:

a Voor het *gewas-substelsysteem* zijn de volgende invoergegevens van belang:

- de potentiële gewasverdamping onder optimale groeiomstandigheden; - default;
- de potentiële stikstof- en fosforgewasopname die correspondeert met de optimale groeiomstandigheden; - default;
- de maximale bijdrage van diffusie aan de gewasopname van stikstof en fosfor; - default;
- de gehalten aan stikstof en fosfor van de bovengrondse en ondergrondse gewasdelen; - default;
- de bewortelingsdiepte; - bodemkaart;
- zaai- en oogstdatum van het gewas, incl. de oogstverliezen van bovengrondse en ondergrondse delen. - default.

b Voor het *bodem-substelsysteem* zijn de volgende modelparameters van belang:

- de volumieke massa van de bodem; - Hendriks (1993) in combinatie met bodemkaart;
- de temperatuurgeleidingscoëfficiënten en warmtecapaciteit van de bodem; - Hendriks (1993);
- de Q_{10} -waarden voor de afbraak van organische stof; - Hendriks (1993);
- de zuurstofdiffusiecoëfficiënten van de bodem; - Hendriks (1993);
- de potentiële nitrificatie- en denitrificatiesnelheid; - Hendriks (1993);
- de zuurgraad van het bodemvocht; - Hendriks (1993);
- de distributieverhouding voor adsorptie van ammonium; - Hendriks (1993);
- het aluminium- en ijzergehalte met oxalaat extraheerbaar per bodemlaag; - Hendriks (1993);

- de potentiële afbraaksnelheid per organische-stoffractie; - Hendriks (1993);
 - de stikstof- en fosforgehalten per organische-stoffractie; - Hendriks (1993);
 - de assimilatiefactor. - Hendriks (1991).
- c Voor het *water-subsysteem* wordt vereist:
- de doorlatendheid van de onderscheiden bodemhorizonten. - Hendriks (1993).
- 3 Tijdsafhankelijke invoergegevens.**
- de stikstof- en fosforconcentraties in de neerslag; - ZHEW;
 - de droge depositie aan stikstof en fosfor; - ZHEW;
 - de neerslaghoeveelheid per tijdstap; - waterhuishoudingmodel;
 - de gewasverdamping en de verdamping van het bodemoppervlak per tijdstap; - waterhuishoudingmodel;
 - de vochtgehalten per bodemlaag per tijdstap; - waterhuishoudingmodel;
 - de grondwaterstanden per tijdstap; - waterhuishoudingmodel;
 - het watertransport tussen de diverse onderscheiden compartimenten: infiltratie aan het maaiveld, verticaal transport door krimpscheuren, watertransport tussen bodemlagen onderling, oppervlakkige afstroming naar de ontwateringsmiddelen, afvoer naar het oppervlaktewater door krimpscheuren, afvoer naar de ontwateringsmiddelen uit de bodemlagen, infiltratie uit het oppervlaktewater in de bodemlagen en kwel naar en wegzijging uit de onderste beschouwde bodemlaag; - waterhuishoudingmodel;
 - de stikstof- en fosforconcentratie in het hiervoor genoemde watertransport, voor zover het binnenkomende fluxen betreft: infiltratie uit het oppervlaktewater en kwel; - infiltratie: ZHEW;
 - bemestingsgegevens: hoeveelheden, tijdstippen en samenstelling. - kwel: prov. Z-Holland (1989) en RIVM (1992);
 - zie hoofdstuk 4.2.1.2 en aanhangsel 3.

Gegenereerde uitvoer

De uitvoer van het model ANIMO bestaat in grote lijnen uit:

- vrachten van stoffen tussen lagen onderling en tussen lagen en ontwateringsmiddelen in de vorm van termen van een sluitende balans voor een laag of stelsel van lagen per tijdstap of per gekozen periode. De stoffen betreffen: NO₃-N, NH₄-N, organisch-N, ortho-P en organisch-P.
- concentraties van bovengenoemde stoffen in het bodemvocht per bodemlaag en per tijdstap.

1.2.2 Calibratie

Allereerst is met ANIMO een zogenaamde 'historische run' uitgevoerd. De periode 1950 tot 1988 is doorgerekend met de bemesting die, voorzover achterhaalbaar, feitelijk is toegediend in deze periode (zie aanhangsel 3). Voor de hydrologie van elk jaar in deze periode is de meteorologie van het gemiddelde weerjaar 1952 gebruikt. De bedoeling van deze run was realistische uitgangswaarden voor initiële invoergegevens (N- en P-concentraties in bodemvocht en complexbezettingen) voor het jaar 1988 te krijgen. De calibratieberekeningen omvatten de jaren 1988 en 1989. De eindsituatie van 1989 vormde de beginsituatie voor alle scenarioberekeningen. De modeluitkomsten van de calibratieberekeningen zouden gecontroleerd moeten worden aan meetgegevens. Meestal zijn dit concentraties van N- en P-componenten in het bodemvocht en grondwater. De nutriëntenuitspoeling is niet direct te meten in veenweidegebieden (Hendriks, 1993). Betrouwbare meetgegevens waren in dit onderzoek echter niet beschikbaar. Daardoor waren geen gegevens voorhanden om ANIMO te calibreren. Calibratie van modelparameters van ANIMO heeft dan ook niet plaats gevonden. De toetsing van de ANIMO-berekeningen bestond uit het vergelijken van de grootte-orde van de berekeningsresultaten met gegevens van soortgelijke gebieden.

De belangrijkste uitkomsten voor de calibratieperiode 1988/1989 zijn gegeven in de tabellen 1.1 en 1.2. De uitkomsten voor de mineralisatie, de aanvoer via kwel en infiltratie vanuit het oppervlaktewater, de afvoer via wegzijging en uit- en afspoeling naar het oppervlaktewater, en de gemiddelde nutriëntenconcentraties in het afgevoerde water zijn vergeleken met de resultaten van het onderzoek van Hendriks (1993). Hieruit is gebleken dat de uitkomsten van een realistische grootte-orde zijn voor veenweidegebieden. Deskundigen uit de begeleidingscommissie hebben geoordeeld dat de berekende waarden voor de gewas-opname eveneens realistisch zijn.

Tabel 1.1 Totaal-N-balansposten ($kg \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1}$) en gemiddelde totaal-N-concentratie ($mg \cdot l^{-1}$) in het afgevoerde water, voor de clusters van peilgebied Bergambacht en voor de periode 1 april 1988 tot 1 april 1989 (calibratieperiode)

Cluster			Balansposten						Gemiddelde afvoer-
nr.	opvl. (%)	soort	mineralisatie	gewasopn. (netto)	kwel	weg-zijg.	infiltr. opvl.w.	afvoer opvl.w.	concentr.
1	3,5	k	348	446	7,7	0,0	2,3	34,4	5,61
2	12,7	k	309	424	4,5	0,0	1,9	26,5	4,42
3	0,8	s	113	40	2,1	0,0	0,0	14,6	1,97
4	1,8	k	389	441	1,0	0,2	3,9	19,3	4,38
5	1,5	k	485	481	0,0	31,2	31,3	7,5	6,42
6	5,1	k	423	470	6,4	0,0	0,0	26,2	3,68
7	2,3	k	363	448	0,0	8,9	13,7	20,3	6,94
8	4,6	v	300	422	13,7	0,0	5,8	48,7	8,99
9	2,2	s	104	31	6,1	0,8	0,8	25,7	4,89
10	3,7	v	306	422	12,2	0,6	8,4	47,4	10,69
11	7,9	v	356	462	10,4	5,6	9,3	48,8	12,28
12	2,3	v	331	418	8,1	12,4	6,9	39,1	11,85
13	5,5	v	280	406	7,0	4,6	9,6	39,7	10,05
14	4,1	v	318	417	10,7	1,4	5,3	40,3	9,44
15	10,3	v	326	421	8,8	2,0	5,3	35,0	8,67
16	1,6	v	333	420	9,0	13,8	6,9	40,8	12,46
17	14,6	v	352	459	9,4	9,0	9,6	49,2	12,94
18	0,6	v	410	456	1,2	15,1	9,8	31,7	10,16
19	2,6	k/s	265	260	1,5	0,1	2,1	17,2	3,30
20	2,3	k/v	304	423	9,6	0,0	4,0	38,7	6,94
21	2,4	k/s	249	229	4,0	0,0	0,0	19,7	2,72
22	2,8	k/v	375	446	8,3	0,6	2,4	32,5	6,27
23	3,4	k/s	260	246	6,2	0,4	0,4	25,9	4,30
24	1,4	k/v	293	414	5,9	2,5	6,1	33,8	7,52
Gebied	100,0	-	324	409	7,6	3,7	5,8	35,8	7,44

soort cluster: k= klei; v= veen; s= stedelijk gebied

Tabel 1.2 Totaal-P-balansposten ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$) en gemiddelde totaal-P-concentratie ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) in het afgevoerde water, voor de clusters van peilgebied Bergambacht en voor de periode 1 april 1988 tot 1 april 1989 (calibratieperiode)

Cluster			Balansposten						Gemiddelde afvoer-
nr.	oppvl. (%)	soort	mineralisatie	gewasopn. (netto)	kwel	weg-zijg.	infiltr. opvl.w.	afvoer opvl.w.	concentr.
1	3,5	k	10,0	37,5	1,3	0,0	0,3	3,3	0,53
2	12,8	k	9,2	37,9	1,0	0,0	0,2	2,6	0,43
3	0,8	s	-1,9	1,1	0,8	0,0	0,0	0,9	0,12
4	1,8	k	10,2	35,7	0,3	0,1	0,6	1,4	0,31
5	1,5	k	12,4	36,6	0,0	2,4	3,9	0,6	0,49
6	5,1	k	11,2	37,2	1,5	0,0	0,0	2,8	0,39
7	2,3	k	10,3	37,8	0,0	0,3	1,5	1,3	0,45
8	4,6	v	9,7	38,5	1,4	0,0	1,1	4,6	0,85
9	2,2	s	-2,0	2,1	0,7	0,1	0,2	1,3	0,24
10	3,7	v	9,9	38,2	1,2	0,1	1,1	4,0	0,91
11	7,9	v	8,9	36,1	1,1	0,6	2,2	4,5	1,13
12	2,3	v	9,7	41,3	0,8	1,2	1,1	4,2	1,27
13	5,5	v	10,2	37,3	0,8	0,4	1,7	3,5	0,88
14	4,1	v	10,8	36,6	1,1	0,1	0,7	3,7	0,87
15	10,3	v	10,7	36,9	0,7	0,2	1,2	2,6	0,64
16	1,6	v	9,7	41,4	0,9	1,4	1,2	4,5	1,38
17	14,6	v	8,8	36,1	0,9	0,9	2,2	4,6	1,21
18	0,6	v	11,6	36,2	0,0	0,7	1,9	2,0	0,65
19	2,6	k/s	4,7	20,1	0,5	0,0	0,3	1,1	0,22
20	2,3	k/v	9,5	38,2	1,2	0,0	0,7	3,7	0,66
21	2,4	k/s	3,9	16,9	1,1	0,0	0,0	1,7	0,24
22	2,8	k/v	11,0	36,9	1,3	0,1	0,3	3,2	0,61
23	3,4	k/s	4,5	19,3	1,0	0,0	0,1	2,0	0,31
24	1,4	k/v	9,8	37,6	0,9	0,2	1,0	3,1	0,68
Gebied	100,0	-	9,0	34,7	0,9	0,3	1,1	3,2	0,67

soort cluster: k= klei; v= veen; s= stedelijk gebied

1.3 SIMWATS

1.3.1 Beschrijving

Het pseudo-dynamische model SIMWATS (Hendriks, i.v.) is een regionaal waterbalansmodel voor het oppervlaktewater dat per dag de waterverdeling over een beschouwd gebied berekend. Met het model kunnen de waterbeweging, en de bergingsverandering en het peil in open waterleidingen worden gesimuleerd. Het model is in staat ingelaten water te verdelen in tijden van waterbehoefte en water te verzamelen en uit te laten in tijden van wateroverschot. Hierbij wordt rekening gehouden met de aanvoer vanuit of de afvoer naar het bodemsysteem, de inlaat van water, de uitslag van water, de aanwezigheid van stuwen, streefpeilen, de weerstand van leidingen enz. Het model is gebaseerd op de aanname dat per dag een stationaire situatie bestaat of dat per dag het oppervlaktewaterpeil gelijk is over het gehele peilgebied. Deze aanname is voor Bergambacht getoetst in proefberekeningen en is zeker gerechtvaardigd gebleken voor een regionale studie in dit zeer vlakke peilgebied. Ook op grond van statistische analyse van 645 meet-

resultaten voor het oppervlaktewaterpeil op tien plaatsen in het gebied gemeten door ZHEW blijkt deze aanname gerechtvaardigd voor het peilgebied Bergambacht.

Voor de schematisering van het oppervlaktewatersysteem in knooppunten, leidingen en knooppunt- en toegevoegde bergingreservoirs (zie 3.2.1 van de hoofdttekst) is SIMWATS afgeleid van het model SIMWAT. SIMWAT is een dynamisch waterhuishoudingmodel voor het oppervlaktewatersysteem (Querner, 1993).

Het model SIMWATS bestaat uit twee hoofdonderdelen:

- 1 het opstellen van de *waterbalans* voor het oppervlaktewatersysteem van het gehele gebied;
- 2 *verdeling van het water* tussen de subelementen: knooppuntreservoirs en toegevoegde bergingreservoirs.

Het eerste deel wordt altijd uitgevoerd, het tweede deel is optioneel. Het eerste deel los draaien, kan worden gedaan voor calibratie/toetsing van de hydrologie en/of de randvoorwaarden in de vorm van opgelegde randdebieten.

De hydrologische uitvoer (FLOCR) correspondeert met het toegevoegde bergingreservoir. Het betreft de waterbalans termen runoff, sloot- en greppeldrainage, en sloot- en greppel-infiltratie. Het hydrologisch model geeft ook per tijdstap (1 dag) neerslag en open waterverdamping door om deze termen te berekenen voor het oppervlaktewatersysteem.

1 Waterbalans

Per tijdstap (1 dag) wordt voor het gehele gebied een balans opgesteld:

In	Uit
1 neerslag op oppervlaktewater;	1 verdamping oppervlaktewater;
2 drainagetermen hydrologisch model;	2 infiltratietermen hydrologisch model;
3 randdebieten:	3 randdebieten:
a waterinlaat;	a uitslag door gemaal (gemalen);
b uitslag vanuit aanliggend gebied;	b doorlaat naar aanliggend gebied;
4 verandering berging.	4 verandering berging.

Bij het opstellen van de balans is of zijn er één of meer sluitpost(en). Dit kunnen de randdebieten (3a) en/of de bergingsverandering (4) zijn. Er zijn verschillende rekenopties die de sluitpost(en) per tijdstap bepalen. In hoofdlijnen zijn dat:

- 1 alle randdebieten zijn vast per tijdstap. De sluitpost is de bergingsverandering. Dit resulteert in een verandering van het oppervlaktewaterpeil;
- 2 het oppervlaktewaterpeil is vast per tijdstap. Sluitposten zijn de randdebieten (3a). Bij watertekort vindt inlaat plaats; bij surplus van water wordt water uitgeslagen. Zijn er meer in- en uitlaatpunten dan wordt de hoeveelheid in- of uitgelaten water verdeeld over deze punten via een opgegeven verdeelsleutel. Deze verdeelsleutel kan zijn gebaseerd op metingen (zoals in het geval van Bergambacht);
- 3 niets staat vast. Sluitposten zijn het peil (de bergingsverandering) en de in- en uitlaat via de randen. Er worden streefpeilen (zomer en winter) en 'drempels' ingevoerd. Deze bepalen wanneer het peil een niveau bereikt waarop in- of uitlaat plaatsvindt.

Optie 1 en 2 zijn vooral geschikt voor calibratie en toetsing, optie 3 voor scenario-berekeningen.

2 Waterverdeling

Per knooppunt wordt een balans opgesteld. Alle in- en uitgaande termen plus de bergingsverandering tengevolge van peilverandering berekend in 1, plus uitwisseling tussen knooppunt en toegevoegde berging, worden opgeteld. Dit resulteert in een positieve of negatieve restterm. Opgeteld zijn al deze resttermen van het gehele gebied 0. Immers de balans van het totale systeem is sluitend gemaakt in 1. De resttermen worden verdeeld tussen de verschillende knooppunten. Hiervoor wordt de formule van Manning gebruikt. Afhankelijk van de stromingsweerstand (k_M) van de leidingen (hoofdwaterlopen) wordt het water over het gebied verdeeld.

Bij de scenario-berekeningen moest worden gewerkt met meer deelpeilgebieden. Hiervoor is het model zo aangepast dat per deelpeilgebied een waterbalans wordt opgesteld en de stappen 1 en 2 worden uitgevoerd. Per deelpeilgebied bestaat dus één peil per tijdstap. De deelpeilgebieden communiceren via stuwen en/of interne inlaten. Hierbij moet elk deelpeilgebied minstens één inlaatmogelijkheid bezitten: een externe of interne inlaat. Elk deelpeilgebied moet ook minstens één uitlaatmogelijkheid hebben: extern (gemaal of stuw) of intern (stuw).

De belangrijkste invoergegevens voor SIMWATS zijn vooral:

Verkregen van:

1 Initiële gegevens

- oppervlaktewaterpeilen.

- calibratie: ZHEW;
scenario's: inrichtingsplan LD
(Landinrichtingsdienst, 1993).

2 Modelparameters

- structuur waterlopenstelsel, en lengte en dimensies hoofdwaterlopen;
- stromingsweerstand van de hoofdwaterlopen;
- gegevens over kunstwerken, zoals gemalen, inlaten, doorlaten, stuwen enz.;
- slootafstanden, -breedten, diepten en -lengten;
- verdeelsleutel voor de inlaten.

- legger voor de Krimpenerwaard van 1992 van hoogheemraadschap van de Krimpenerwaard;
- Bon (1967) in combinatie met gegevens van de legger;
- legger voor de Krimpenerwaard en hoogheemraadschap;
- hoogheemraadschap, topografische kaart, veldbezoek;
- afgeleid uit gegev. ZHEW.

3 Tijdsafhankelijke invoergegevens

- hydrologische en meteorologische gegevens;
- debieten van lozingspunten zoals AWZI's, ongerioleerde lozingen en bedrijven;
- bij de calibratie: de randdebieten en het oppervlaktewaterpeil;
- bij de scenario's: zomer- en winterpeilen van de deelpeilgebieden;

- FLOCR;
- ZHEW;
- ZHEW;
- inrichtingsplan LD
(Landinrichtingsdienst, 1993).

SIMWATS berekent per dag, afhankelijk van de rekenoptie:

- debieten over de randen (inlaat en uitlaat);
- debieten tussen knooppunten;
- debieten tussen knooppunt en toegevoegde berging;
- het oppervlaktewaterpeil;
- het watervolume en de waterdiepte per knooppuntreservoir en toegevoegde berging-reservoir.

1.3.2 Calibratie

SIMWATS kan op twee niveaus worden gecalibreerd (zie 1.3.1):

- 1 het niveau van het opstellen van de waterbalans;
- 2 het niveau van de verdeling van het water tussen de subelementen.

Bij calibratie op het eerste niveau kunnen onzekere debieten over de randen worden gecalibreerd mits de hydrologische gegevens correct zijn. Of de hydrologische gegevens kunnen worden getoetst en eventueel gecalibreerd mits de randdebieten correct zijn. In deze studie is dit laatste in eerste instantie gedaan. Hierbij is er van uitgegaan dat de door ZHEW gemeten randdebieten correct zijn. Deze randdebieten betreffen twee gemalen, vijf inlaten en negen doorlaten (zie aanhangsel 2, fig. 2.1). De metingen zijn behept met een groot aantal onzekerheden (pers. med. J. Heijs).

Bij deze toetsing van de hydrologische gegevens zijn alle gemeten debieten over de randen op dagbasis ingevoerd. De hydrologische uitvoer van FLOCR is eveneens ingevoerd op dagbasis. Het berekende oppervlaktewaterpeil is vervolgens vergeleken met het gemeten (fig. 1.6 A). Als de randdebieten en de hydrologische gegevens correct zijn, moeten het berekende en het gemeten peil overeenkomen. Voor de winterperiode is deze vergelijking zeer bevredigend. Voor de maanden april en mei 1988 zakt het berekende peil ca. 25 cm onder het gemeten peil. Deze 25 cm oppervlaktewaterberging komt overeen met ca. 40 mm grondwaterberging. Op basis van de randdebieten voor de maand april ontstaat een tekort op de waterbalans van ca. 60 mm. Volgens Oosterberg et al. (1989) wordt dit tekort volledig aangevuld uit de grondwaterberging. Hydrologisch is dit onmogelijk aangezien april een van de droogste maanden van 1988 was. Al vrij snel zakt het grondwaterpeil onder het oppervlaktewaterpeil en ontstaat een situatie van infiltratie van oppervlaktewater naar het grondwater. De conclusie hieruit is dat de randdebieten niet correct zijn: de inlaat is onderschat en/of de doorlaat naar achterliggende gebieden is overschat. De calibratie van SIMWATS is daarom gebruikt om de randdebieten te corrigeren voor de perioden april/mei en augustus op basis van de hydrologische berekeningen (fig. 1.6 B). Hierbij is aangenomen dat de resultaten van de hydrologische berekeningen min of meer correct zijn.

Bij calibratie op het tweede niveau kan de verhouding tussen de stromingsweerstand worden gecalibreerd, zodat een juiste verdeling van het water over de hoofdwaterlopen plaatsvindt. Hiervoor zijn meetgegevens over debieten in de verschillende hoofdwaterlopen noodzakelijk. Deze waren niet voorhanden, zodat deze calibratie niet is uitgevoerd.

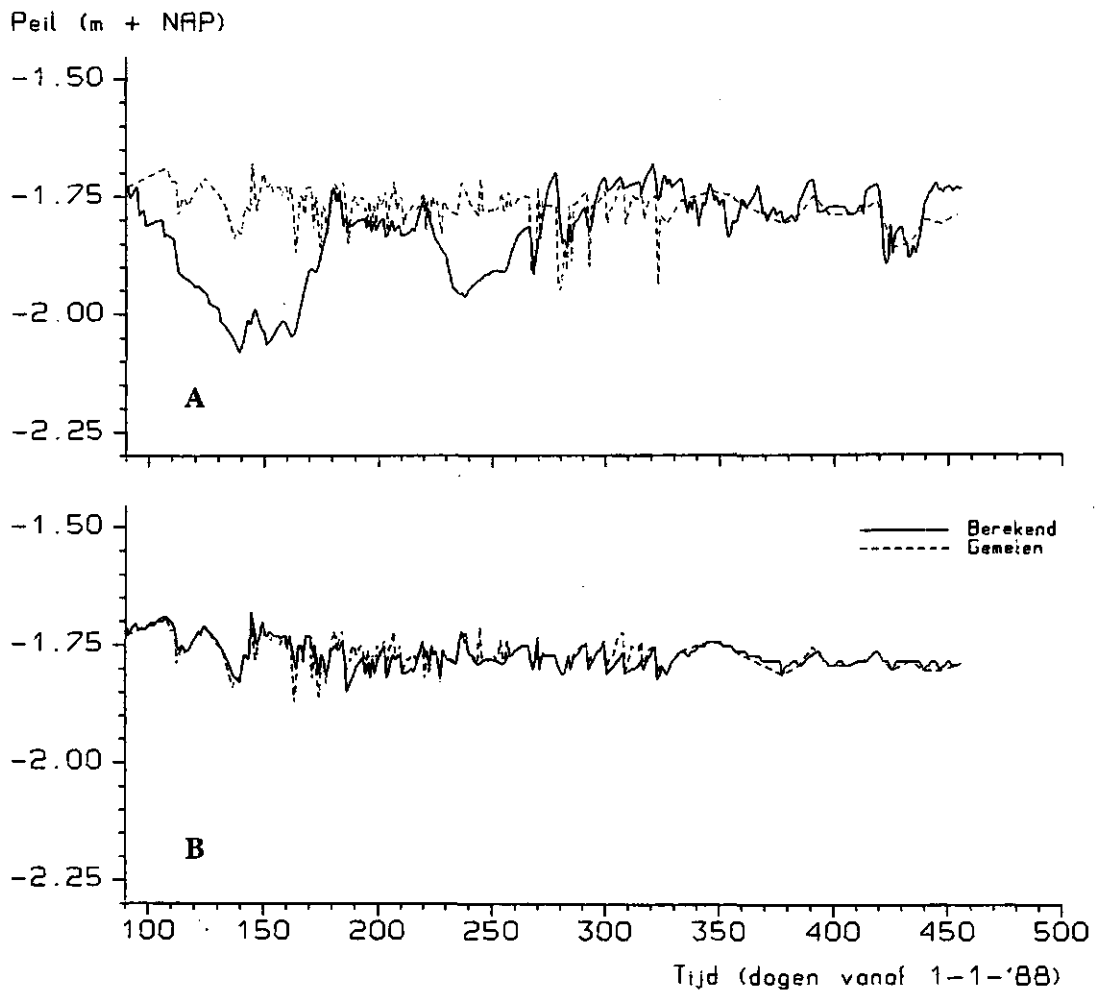


Fig. 1.6 Resultaten van de calibratie van SIMWATS als berekende oppervlaktewaterpeil versus gemeten
A vóór aanpassing van de randdebieten;
B ná aanpassing van de randdebieten.

1.4 NUSWA

1.4.1 Beschrijving

NUSWA (NUTrients in Surface Waters) (Van der Kolk and Drent, i.v.) is een regionaal waterkwaliteitsmodel voor de berekening van de stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater. Omdat voor de stikstof- en fosforhuishouding de zuurstofconcentratie een sturende factor is, berekent NUSWA ook de zuurstofconcentratie en het biologisch zuurstofverbruik. NUSWA heeft een directe koppeling met een uitspoelingsmodel; in

deze studie het model ANIMO. Hierdoor is per tijdstap de hoeveelheid nutriënten bekend die vanuit en vanaf het bodemsysteem het oppervlaktewater bereikt. Dit maakt het mogelijk met NUSWA scenario's door te rekenen betreffende de invloed van de nutriëntenemissie vanuit en vanaf het bodemsysteem op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater. Daarnaast is NUSWA zeer geschikt voor het berekenen van een lange periode en voor het doorrekenen van verschillende scenario's. Het model is speciaal ontwikkeld om de in deze studie beschouwde maatregelen door te rekenen, zoals kroosverwijderen, baggeren, verbeteren van de effluentkwaliteit van AWZI's, en veranderingen in de nutriëntenemissie vanuit en vanaf de bodem.

De basis voor de NUSWA berekeningen vormt het watertransport. NUSWA krijgt gegevens over de waterkwantiteit per tijdstap aangeleverd door een waterhuishoudingsmodel voor het oppervlaktewater; in deze studie het model SIMWATS. SIMWATS levert naast gegevens over de stroomsnelheid en de waterdiepte ook gegevens over de aanvoer van ingelaten water, de afvoer van uitgeslagen water, watertransport vanuit en vanaf de bodem en de debieten van de in het gebied aanwezige AWZI's en ongerioleerde lozingen. In NUSWA moeten de nutriëntenconcentraties in het ingelaten water en in het effluent van de AWZI's en de ongerioleerde lozingen worden opgegeven. De nutriëntenconcentraties in het water dat wordt afgevoerd vanuit en vanaf de bodem naar het oppervlaktewater worden aangeleverd door het uitspoelingsmodel (ANIMO).

NUSWA simuleert de stikstof- en fosforcyclus in zowel water als sediment op basis van aanvoer en afvoer van nutriënten in het gebied. In het toegevoegde bergingreservoir en het knooppuntreservoir vinden dezelfde processen plaats (fig. 1.7 en 1.8). Centraal in de stikstof- en fosforcyclus staat de groei van kroos. In NUSWA is een kroosgroei-model geïmplementeerd, omdat in het peilgebied Bergambacht de biomassa in het oppervlaktewater grotendeels uit kroos bestaat. In NUSWA wordt aangenomen dat de gehele biomassa kroos is.

De belangrijkste processen die in NUSWA zijn geïmplementeerd, zijn:

- groei van kroos, afhankelijk van licht, temperatuur en de beschikbaarheid van N (in de vorm van ammonium en nitraat) en P (in de vorm van ortho-fosfaat);
- afsterven van kroos, waarbij zwevend organisch materiaal ontstaat;
- afbraak van vast organisch materiaal tot organische N- en P-verbindingen in oplossing. Dit vindt plaats in zowel water als sediment;
- mineralisatie van vast organisch materiaal en organische N- en P-verbindingen in oplossing tot anorganisch-N en -P in water en sediment;
- nitrificatie onder invloed van zuurstof, waarbij ammonium wordt omgezet in nitraat. Aangenomen is dat de sedimentlaag in het gebied volledig anaëroob is. Daardoor treedt geen nitrificatie op in het sediment;
- denitrificatie, waarbij nitraat wordt omgezet in stikstofgas en waardoor stikstof uit het systeem verdwijnt. Denitrificatie treedt alleen op onder zuurstofloze condities. Aangezien de gehele sedimentlaag anaëroob is, zal denitrificatie vooral hier optreden. In het water vindt denitrificatie alleen plaats bij zeer lage zuurstofconcentraties;
- transport van zwevend organisch materiaal naar het sediment door sedimentatie;
- uitwisseling tussen water en sediment van N- en P-componenten, door diffusie en convectie;
- adsorptie van ortho-fosfaat aan humuszuren en ijzerhydroxiden in het sediment;

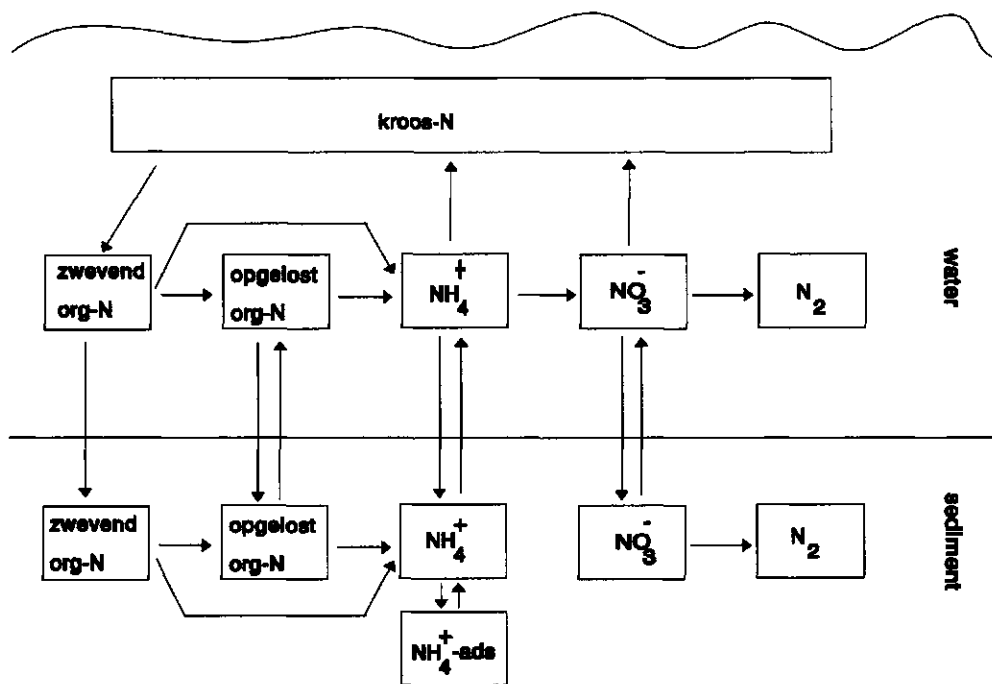


Fig. 1.7 Schematische weergave van de stikstofcyclus in NUSWA

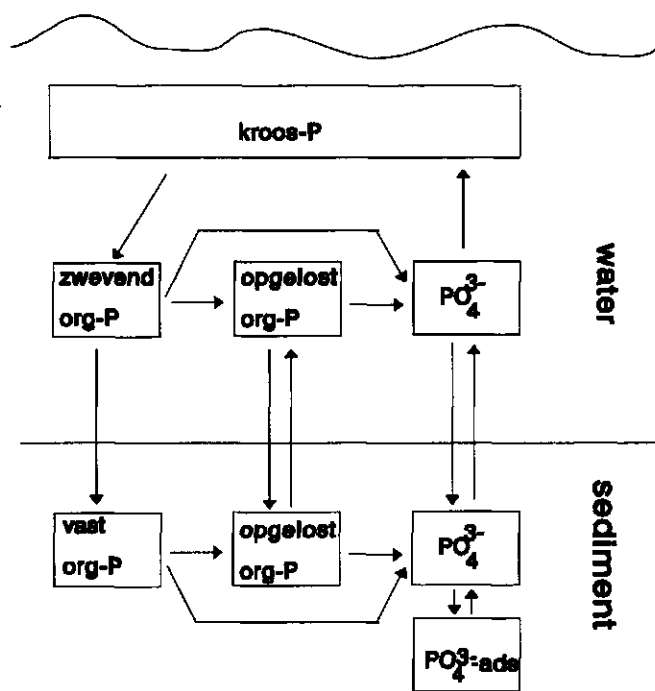


Fig. 1.8 Schematische weergave van de fosforcyclus in NUSWA

- adsorptie van ammonium aan sedimentdeeltjes;
- voor de zuurstofhuishouding is naast de afbraak van organisch materiaal en nitrificatie ook reaëratie en het sediment-zuurstofverbruik van belang.

De concentraties van de verschillende stikstof- en fosforcomponenten worden berekend als resultanten van de in- en uitstroom aan stoffen en de som van alle omzettingsprocessen. Stikstof- en fosforcomponenten kunnen het oppervlaktewater bereiken door lozingen van AWZI's, ongerioleerde lozingen, inlaat van rivierwater, via neerslag, en door uit- en afspoeling vanuit en vanaf het bodemsysteem. Nutriënten kunnen het gebied verlaten door uitlaat naar andere gebieden, via infiltratie naar het bodemsysteem of, bij stikstof, door denitrificatie. Bij het berekenen van de concentraties is aangenomen dat de componenten zich instantaan over de water- of sedimentfase mengen. De omzettingsprocessen in water en sediment worden beïnvloed door de milieufactoren temperatuur en zuurstofgehalte. De temperatuur wordt per tijdstap door NUSWA ingelezen uit een invoerfile. De zuurstofconcentratie wordt door NUSWA zelf berekend.

Voor de uitvoering van NUSWA-berekeningen is het nodig het oppervlaktewatersysteem te schematiseren in knooppunten, leidingen en knooppunt- en toegevoegde berging-reservoirs (zie 3.2.1 van de hoofdtekst). De gebiedsschematisering voor NUSWA is gelijk aan de gebiedsschematisering voor het oppervlaktewaterkwantiteitsmodel SIMWATS en wordt via SIMWATS aan NUSWA doorgegeven. In de gebiedsschematisering zijn ook de in- en uitlaatpunten, en de plaatsen van AWZI's en ongerioleerde lozingen betrokken.

Voor de NUSWA-berekeningen is een groot aantal invoergegevens nodig. De belangrijkste zijn:

Verkregen van:

1 Initiële gegevens

- | | |
|--|-----------------------------|
| - volume water per knooppunt; | - SIMWATS; |
| - stikstof- en fosforconcentraties in water van hoofdwaterloop en sloot; | - Oosterberg et al. (1989); |
| - stikstof- en fosforconcentraties in sediment; | - via calibratie; |
| - dikte sedimentlaag; | - gegevens ZHEW; |
| - sedimentoppervlakte; | - SIMWATS; |
| - gebiedsschematisering. | - SIMWATS; |

2 Modelparameters (belangrijkste)

- | | |
|---|-------------------------|
| - temperatuurcorrectieconstanten (diverse); | - DUFLOW (ICIM, 1992); |
| - mineralisatieconstanten; | - via calibratie; |
| - nitrificatieconstanten; | - via calibratie; |
| - denitrificatieconstanten; | - DUFLOW; |
| - diffusieconstanten; | - DUFLOW; |
| - sorptie van fosfaat aan sediment; | - via calibratie; |
| - sorptie van ammonium aan sediment; | - Hendriks (1993); |
| - sterftesnelheid kroos; | - metingen proefsloten; |
| - afbraakconstante kroos; | - metingen proefsloten; |
| - ademhalingscoëfficiënt; | - metingen proefsloten; |
| - sedimentatieconstante; | - via calibratie; |

- volumieke massa baggerlaag;
 - poriënvolume sediment.
 - metingen aan veen (Hendriks, 1993);
 - Bakker en Locher (1987).
- 3 Tijdsafhankelijke invoergegevens**
- stikstof- en fosforconcentratie in regenwater;
 - temperatuur en lichtintensiteit;
 - neerslag en verdamping;
 - fluxen vanuit bodemsysteem;
 - stikstof- en fosforconcentraties in het vanuit het bodemsysteem afgevoerde water;
 - waterdiepten per tijdstap;
 - debieten tussen knooppunten in hoofdwaterloopstelsel;
 - debieten tussen hoofdwaterloop en sloot;
 - stroomsnelheid;
 - stikstof- en fosforconcentraties in effluent van AWZI's en in ongerioleerde lozingen;
 - stikstof- en fosforconcentraties in het ingelaten rivierwater.
 - Oosterberg et al. (1989);
 - metingen proefsloot;
 - SIMWATS;
 - SIMWATS;
 - ANIMO;
 - SIMWATS;
 - SIMWATS;
 - SIMWATS;
 - SIMWATS;
 - Oosterberg et al. (1989) en gegevens ZHEW;
 - Oosterberg et al. (1989);

De belangrijkste uitvoer van NUSWA betreft concentraties per tijdstap van ammonium-N, nitraat-N, organisch-N, ortho-P en organisch-P in het oppervlaktewater van hoofdwaterlopen en sloten van het beschouwde gebied.

1.4.2 Calibratie

De calibratie is uitgevoerd met meetgegevens over de concentraties van stikstof- en fosforverbindingen in het oppervlaktewater van het peilgebied Bergambacht voor de calibratieperiode van 1-4-1989 tot 1-4-1989 (Oosterberg et al., 1989). De berekende concentraties zijn vergeleken met de gemeten concentraties. Indien de berekende concentraties afwijkend waren van de gemeten, zijn parameterwaarden bijgesteld om de afwijking tussen gemeten en berekende waarden te verkleinen.

De belangrijkste aspecten van de calibratie waren:

- de beginconcentraties van N en P in water en sediment zijn verkregen uit de gemeten concentraties in het gebied. Hierbij is alleen de fosfaatconcentratie in het sediment gebiedsgedifferentieerd ingevoerd aan de hand van de ANIMO-resultaten;
- de concentraties van N- en P-verbindingen in het effluent van de AWZI's, in ongerioleerde lozingen en in het inlaatwater zijn verkregen uit de metingen van de calibratieperiode 1988/1989. Dit geldt eveneens voor de BZV- en de zuurstofconcentraties in het effluent van de AWZI's en in de ongerioleerde lozingen;
- de procesparameters voor de groei en sterfte van kroos zijn verkregen uit kroosgroei-experimenten in de proefsloten op de Sinderhoeve te Renkum;

- de volgende parameters zijn tijdens de calibratieprocedure aangepast: constanten voor mineralisatie en nitrificatie, sorptiecoëfficiënt voor fosfaat aan het sediment en de sedimentatieconstante.

De berekende kroosgehalten zijn weergegeven in figuur 1.9. Deze gehalten liggen in dezelfde grootte-orde als de gehalten die in de literatuur worden genoemd (STOWA, 1992). De berekende concentraties van N- en P-verbindingen in het oppervlaktewater voor de calibratieperiode 1988/1989 zijn weergegeven als gemiddelde concentraties over het hele gebied in de tijd (fig. 1.10). De berekende ammonium-, nitraat- en fosfaatconcentraties komen redelijk overeen met de gemeten concentraties. De berekende organisch-N- en organisch-P-concentraties komen niet goed overeen met de gemeten concentraties. De 'gemeten' concentraties zijn verkregen door respectievelijk de gemeten ammoniumconcentraties van de gemeten kjeldahl-stikstofconcentraties af te trekken, en de gemeten orthofosfaatconcentraties van de gemeten totaalfosforconcentraties af te trekken. Per component betreffen de metingen steeds twee verschillende analysetechnieken. De betrouwbaarheid van de gemeten organisch-N- en organisch-P-concentraties is daarom gering. Bij organisch-N ontstaan op deze wijze zelfs negatieve concentraties (fig. 1.10 C). Er zijn dan ook geen verdere pogingen ondernomen om de berekende organisch-N- en organisch-P-concentraties dichter bij de gemeten concentraties te brengen.

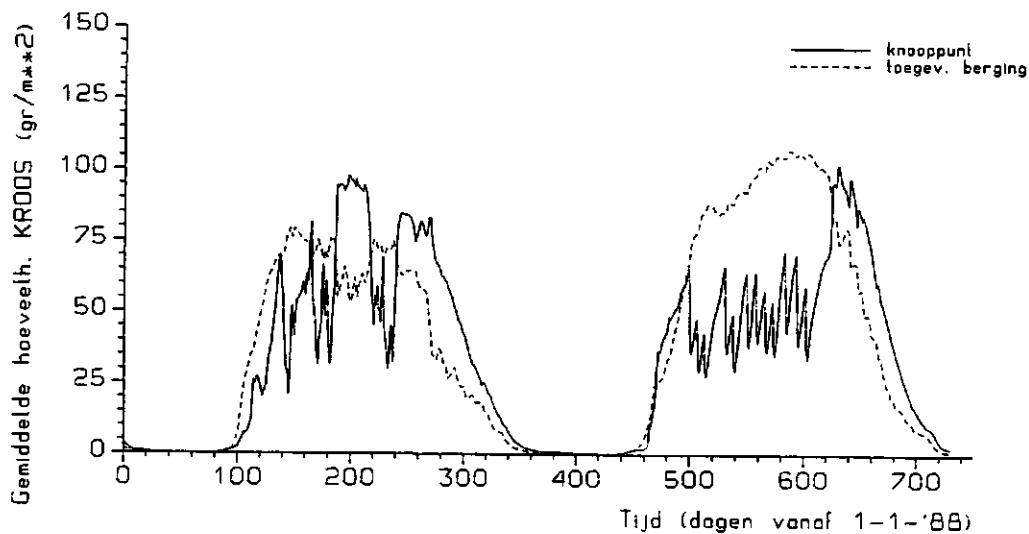


Fig. 1.9 Resultaten van de calibratie van NUSWA als berekende kroosgehalten in het oppervlaktewater

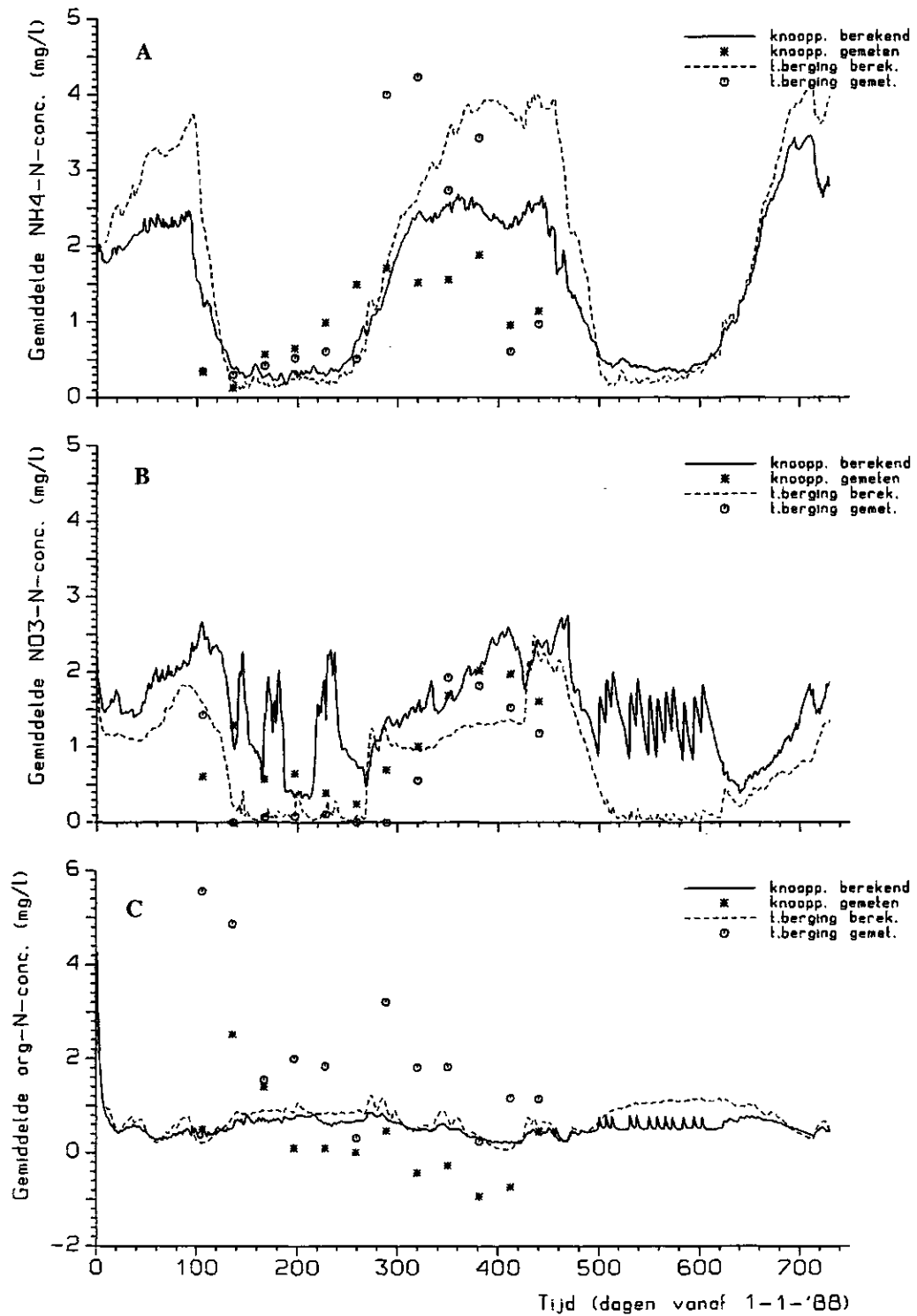


Fig. 1.10 Resultaten van de calibratie van NUSWA als berekende concentraties in het oppervlaktewater versus gemeten. A = ammonium; B = nitraat; C = organisch-N.

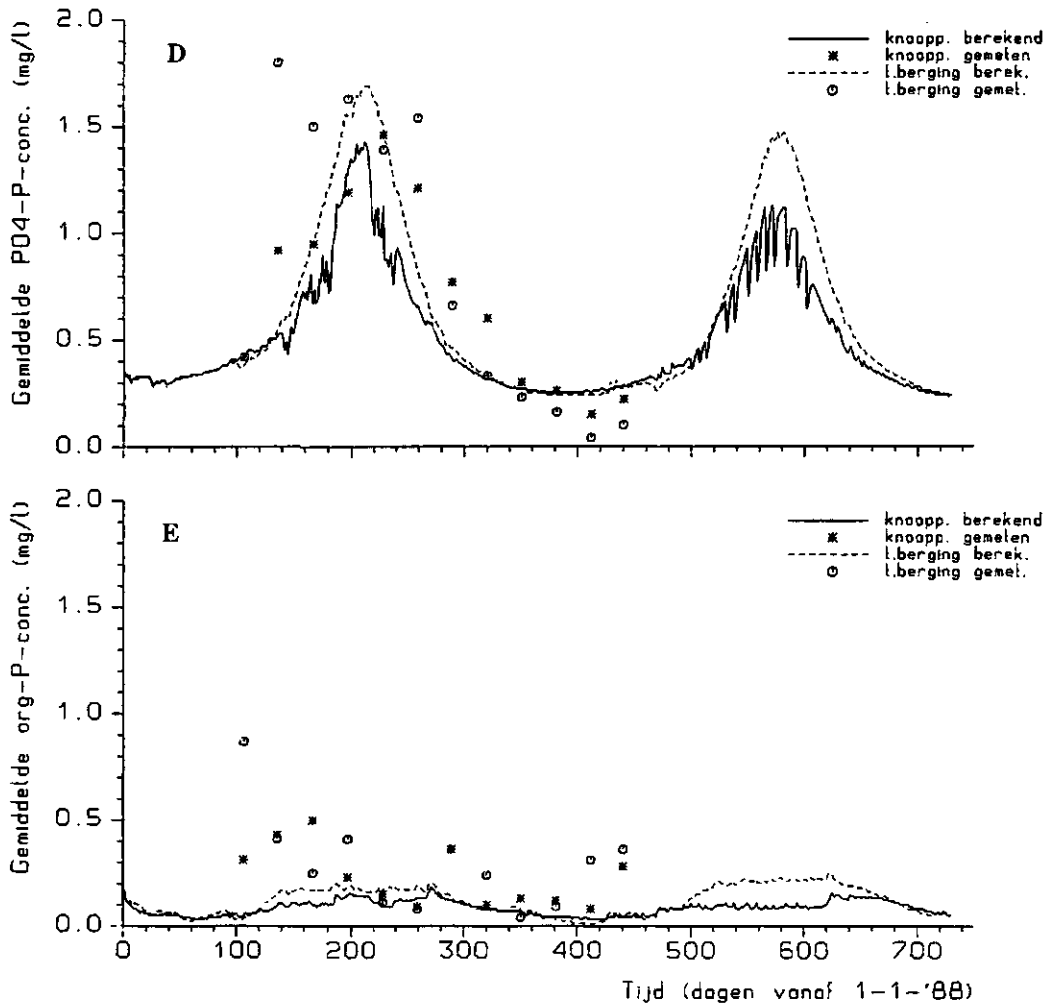


Fig. 1.10 Resultaten van de calibratie van NUSWA als berekende concentraties in het oppervlakte-water versus gemeten. D = ortho-fosfaat; E = organisch-fosfor.

Aanhangsel 2 Schematisering van peilgebied Bergambacht

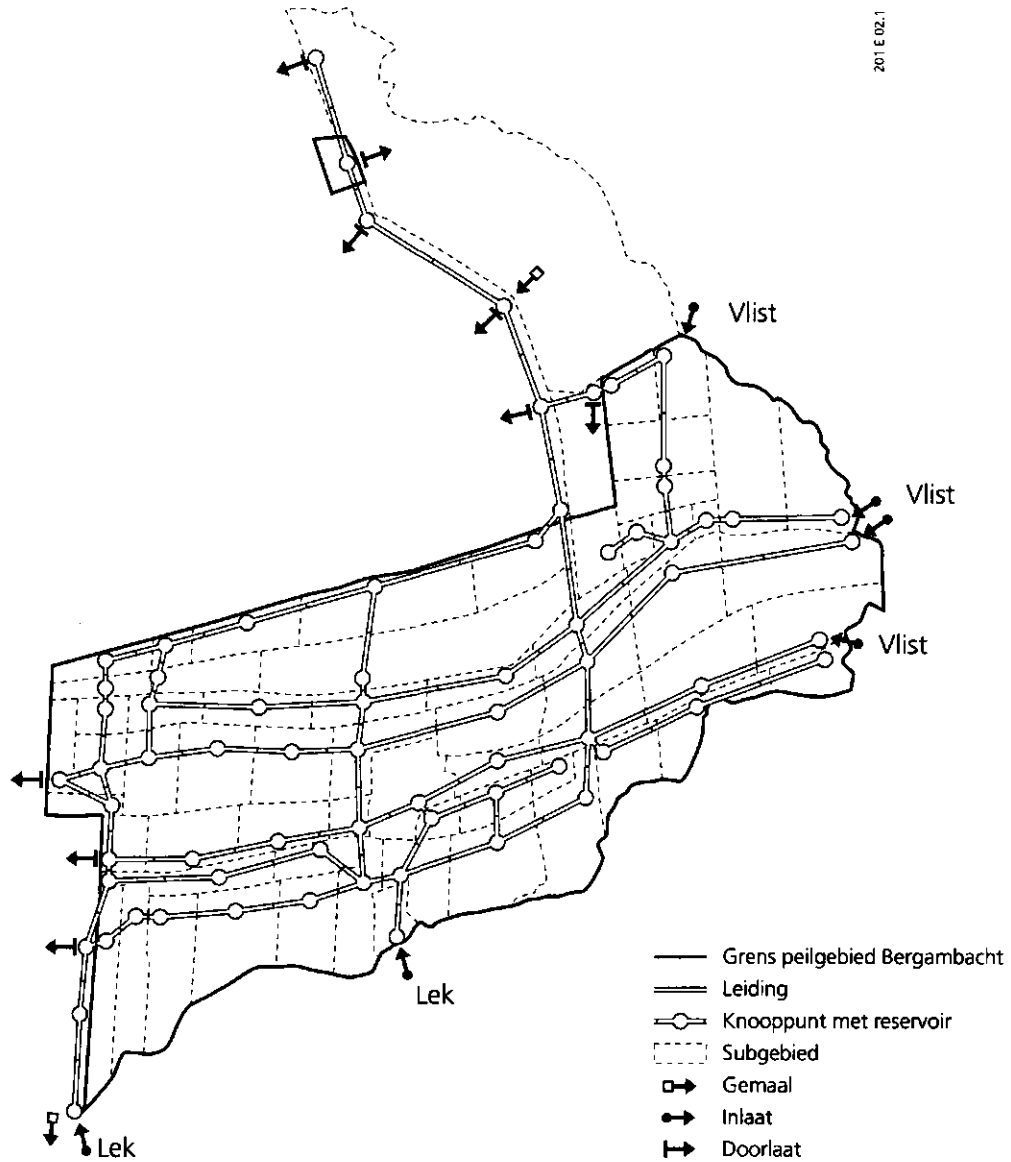


Fig. 2.1 Schematisering van het oppervlaktewaterstelsel: bestaande situatie (1992)

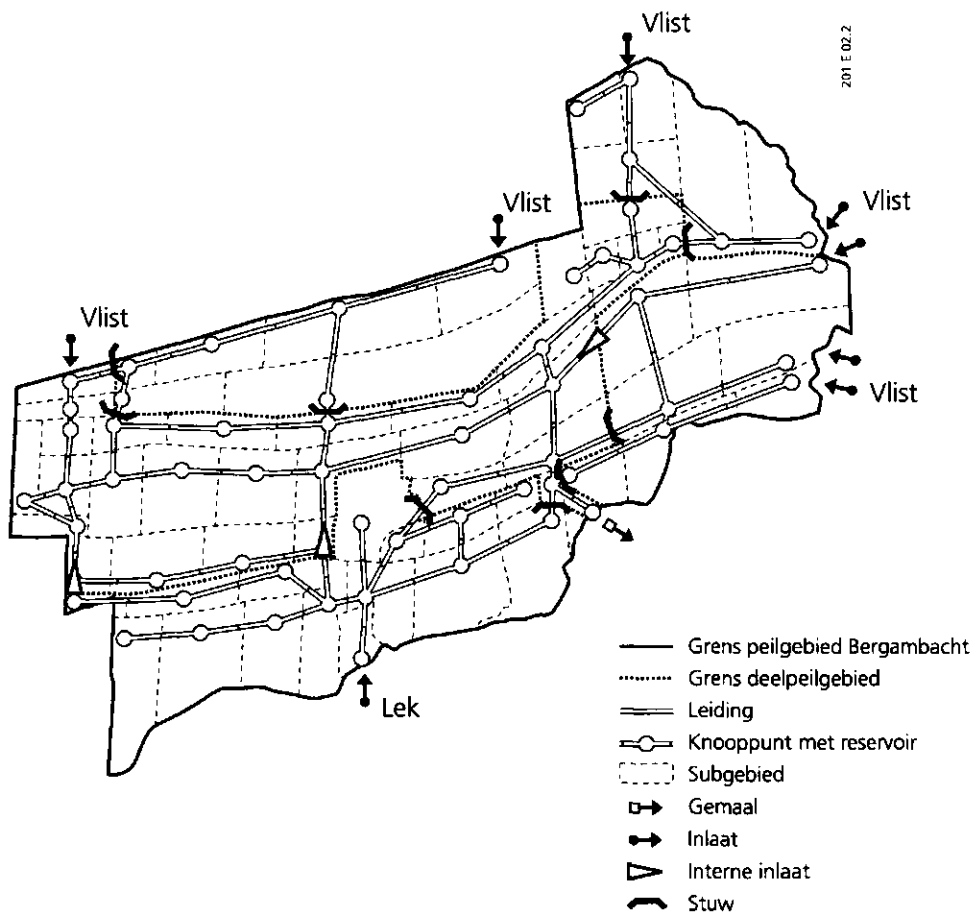


Fig. 2.2 Schematisering van het oppervlaktewaterstelsel: scenario's 'huidig peil'

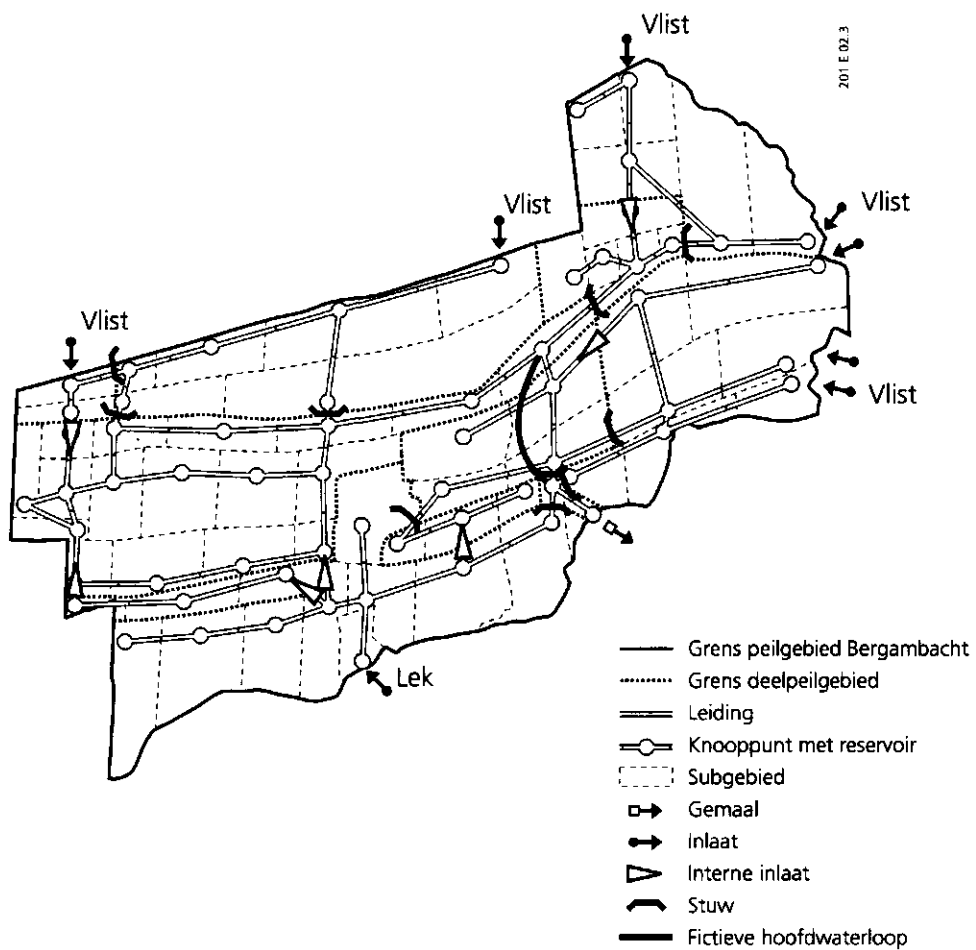


Fig. 2.3 Schematisering van het oppervlaktewaterstelsel: scenario's 'laag peil'

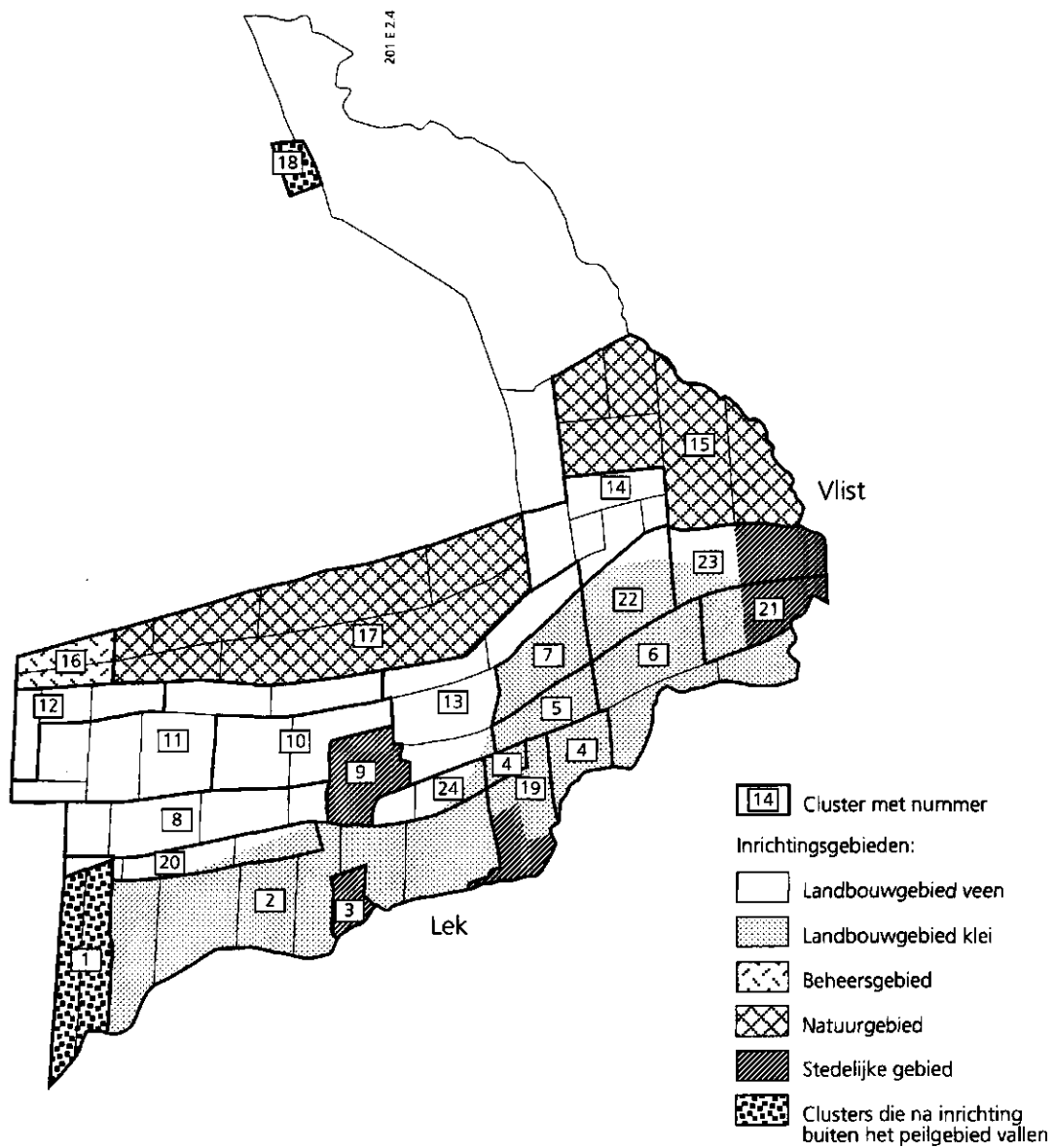


Fig. 2.4 Schematisering van het landoppervlak in clusters en inrichtingsgebieden

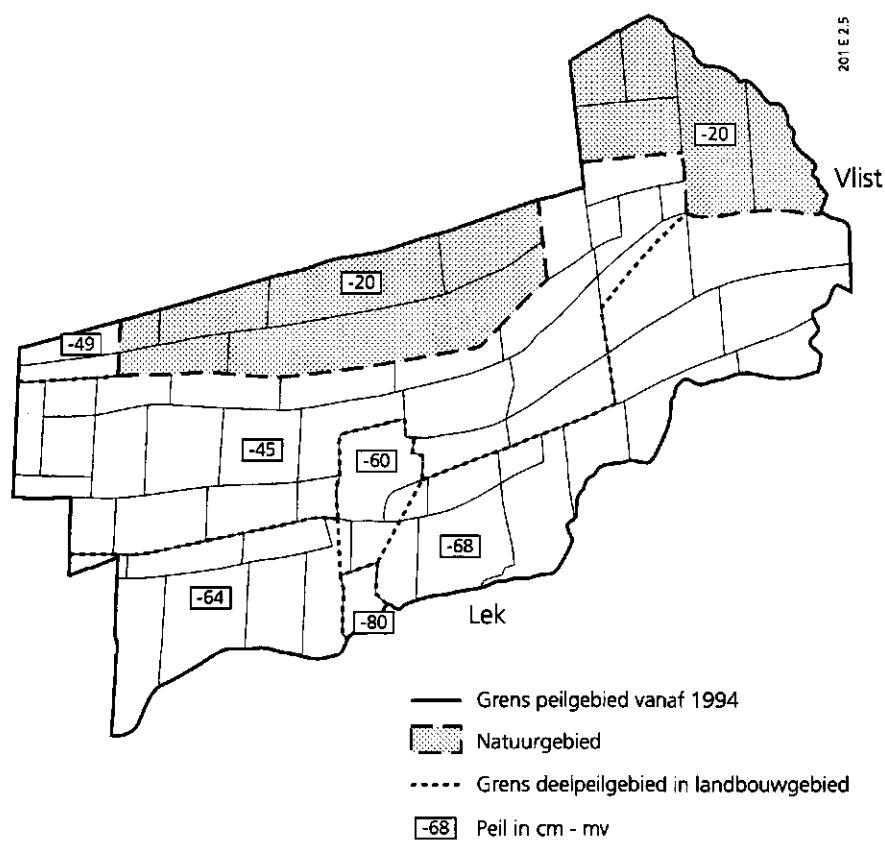


Fig. 2.5 Polderpeilen bij de inrichtingsvariant 'huidig peil' (naar: Landinrichtingsdienst, 1993)

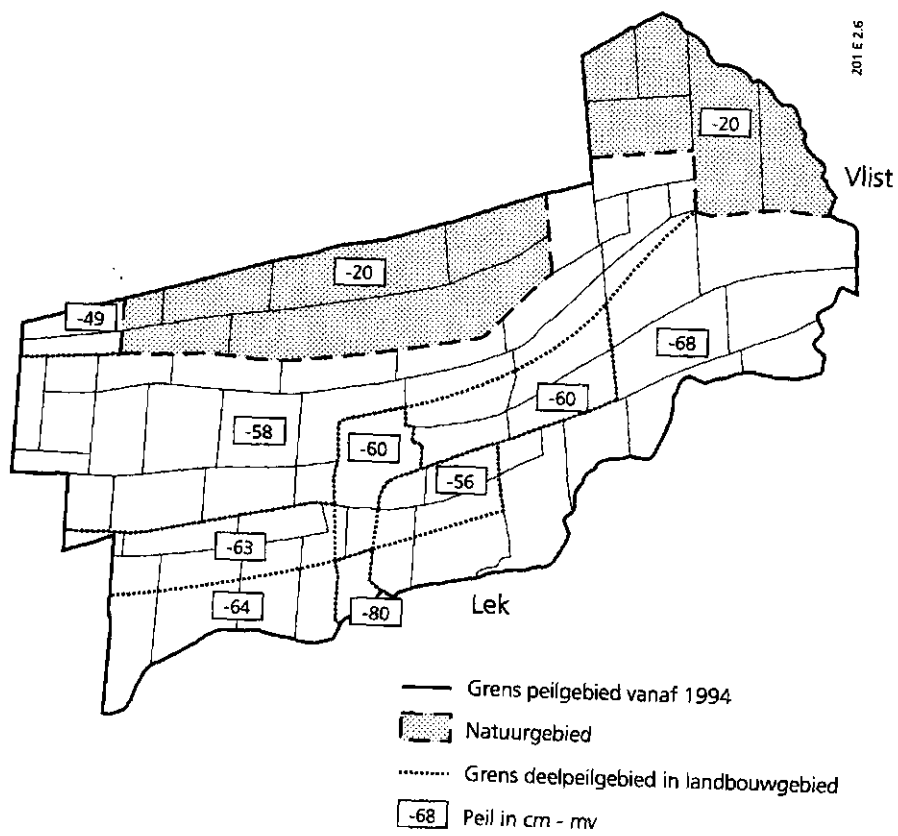


Fig. 2.6 Polderpeilen bij de inrichtingsvariant 'laag peil' (naar: Landinrichtingsdienst, 1993)

Aanhangsel 3 Uitgangspunten voor de berekening van de stikstof- en fosforbemesting

In dit aanhangsel worden de uitgangspunten gegeven die ten grondslag hebben gelegen aan de berekening van de toedieningen van stikstof- en fosformeststoffen in de historische, de calibratie- (1988 en 1989), en de scenarioberekeningen met het model ANIMO. De uitgangspunten zijn verkregen uit de literatuur en van experts op het terrein van de bemesting in peilgebied Bergambacht en/of veenweidegebieden in het westen van het land. Deze experts zijn A.J. Bos van de Dienst Landbouwwoorlichting, Team Rundvee-houderij en J.M. Verheul van Regionaal Onderzoekscentrum Zegveld. Voor het vaststellen van de uitgangspunten voor de berekening van de historische bemestingsniveaus is de kennis van de deelnemers van twee mineralen-praktijk-groepen (MPG) uit het peilgebied onmisbaar geweest. De uitgangspunten zijn verwerkt in het computerprogramma NPEX (Oosterom, i.v.) voor het verkrijgen van de N- en P-uitscheiding van rundvee op basis van melkproductie en voedingsschema..

Uitgangspunten voor de berekening van de N- en P-bemesting in relatie met de vee-dichtheid

- 1 Als basis voor de berekeningen dienden de resultaten van de berekeningen van Coppoolse et al. (1990) met het Melkveemodel van het Proefstation van de Rundveehouderij, schapenhouderij en paardenhouderij (PR). Met dit model is de relatie berekend tussen de N- en P-uitscheiding van melkvee, en de melkproductie en het bemestingsniveau (tabel 3.1).

Tabel 3.1 Uitscheiding aan stikstof en fosfor ($\text{kg.dier}^{-1}\text{.j}^{-1}$ N of P) van melkvee bij grasrantsoenen, voor verschillende melkproductieniveaus en voor verschillende N-bemestingsniveaus (berekeningen volgens Coppoolse et al. (1990) m.b.v. het Melkveemodel van het PR)

Component	Melkproductie ($\text{kg.dier}^{-1}\text{.j}^{-1}$)								
	4000			6700			8500		
	N-bemesting ($\text{kg.ha}^{-1}\text{.j}^{-1}$)			N-bemesting ($\text{kg.ha}^{-1}\text{.j}^{-1}$)			N-bemesting ($\text{kg.ha}^{-1}\text{.j}^{-1}$)		
	200	300	400	200	300	400	200	300	400
Stikstof	110	123	137	131	143	152	150	170	180
Fosfor	11,2	11,8	12,2	16,4	16,8	17,4	18,9	19,3	20,2

- 2 Eén voedergve (gve = grootvee-eenheid) is gelijk aan één mestgve bij een melkproductie van 4000 kg.j^{-1} . De bijbehorende mestproductie is vastgesteld op $18 \text{ m}^3\text{.j}^{-1}$.
- 3 Bij hogere melkproducties neemt de voerbehoefte toe met een factor 0,13 per 1000 kg meetmelk. Dit geeft de voedergve's (pers. med. A.J. Bos). De mestproductie neemt toe met een factor 0,1 per 1000 kg meetmelk. Dit levert de mestgve's (IKC-Veehouderij, 1993).

- 4 Jongvee en overig rundvee worden omgerekend naar gve's, waarbij één gve overeenkomt met één voedergve, ofwel de voerbehoefte van één melkkoe met een melkgift van 4000 kg.j⁻¹.
- 5 Uit gegevens van het ROC-Zegveld blijkt dat de stalperiode op natte veengronden gemiddeld 179 dagen per jaar bedraagt (dagnr. 308 tot 122; 49% van het jaar). In deze periode wordt 49% van de mest geproduceerd. In het voorjaar en najaar wordt rekening gehouden met een overgangperiode van 13 resp. 52 dagen (17,8% van het jaar) waarvoor beperkt-weiden geldt: 9 uur weiden en 15 uur opstallen. Uit opstallingsproeven blijkt dat gedurende beperkt-weiden ongeveer 50% van de mest wordt uitgescheiden in de stal. De jaarlijkse stalmestproduktie tijdens beperkt-weiden bedraagt derhalve 17,8% * 50% = 8,9%. Tijdens de weideperiode in de zomer van 121 dagen (33% van de tijd) worden de koeien gedurende 4 uur opgestald voor het melken. Gedurende het melken in de zomermaanden bedraagt de jaarlijkse stalmestscheiding derhalve 4/15 * 33% * 50% = 4,4%. De totale jaarlijkse stalmestproduktie is dus: 49,0% + 8,9% + 4,4% = 62,3% van de jaarlijkse mestproduktie. De weidemestproduktie bedraagt derhalve 37,7% van de totale jaarlijkse mestproduktie. Voor het jongvee wordt met dezelfde verhoudingen gewerkt.
- 6 Voor de stalemissie wordt 12,8% van de totale stikstofuitscheiding aangehouden (IKC-Veehouderij, 1993).
- 7 Voor de bemestingsadvisering wordt uitgegaan van een werkingscoëfficiënt van stikstofmeststoffen van 25% bij oppervlakkige toediening van de mest. Bij emissie-arme aanwending m.b.v de sleepvoetenmachine wordt volgens het IKC-Veehouderij de werkingscoëfficiënt 45%.
- 8 In 1950 werd door één melkkoe jaarlijks 3500 kg meetmelk geproduceerd en in 1990 jaarlijks 7000 kg.
- 9 Voor 1950 is uitgegaan van een kunstmest-N-gift van 68 kg.ha⁻¹.j⁻¹ en voor 1990 van een gift van 211 kg.ha⁻¹.j⁻¹, volgens opgaaf van de MPG-Bergambacht.
- 10 Uit bovenstaande gegevens met als kern de uitgangspunten 1, 3, 8 en 9 is een empirische relatie afgeleid die het verband aangeeft tussen het aantal gve's en de N-behoefte van grasland:
 - 1,9 voedergve = 111,7 kg.ha⁻¹.j⁻¹ N;
 - 2,4 voedergve = 201,6 kg.ha⁻¹.j⁻¹ N.
- 11 De fosforkunstmestgift is geschat aan de hand van gegevens voor de jaren 1975 en 1990. Wijnands en Leusink (1983) geven voor 1975 een fosforkunstmestbehoefte van 8,8 kg.ha⁻¹.j⁻¹ P. De MPG-Bergambacht gaf voor 1990 een fosforbehoefte van 1,3 kg.ha⁻¹.j⁻¹ P. Uit de fosforbehoefte in die jaren en het aantal voedergve's is de volgende relatie afgeleid tussen het aantal gve's en de P-behoefte van grasland:
 - 1,9 voedergve = 14,0 kg.ha⁻¹.j⁻¹ P;
 - 2,4 voedergve = 30,6 kg.ha⁻¹.j⁻¹ P.

- 12 De melkproductie is geschat aan de hand van de gegevens van het gebied Bergambacht over de jaren 1950, 1990 en 2000 en de landelijke ontwikkeling (IKC-Veehouderij, ROC-Zegveld) (tabel 3.2).

Tabel 3.2 Geschatte melkproductie van 1950 tot 2000

Jaar	Hoeveelheid meetmelk	
	kg per koe per jaar	kg per ha per jaar
1950	3500	5500
1960	4000	6600
1970	4800	8400
1975	5300	10900
1980	5800	12400
1985	6400	13600
1990	7000	11200
1995	7700	11200
2000	8500	11200

- 13 De ontwikkeling van de veestapel in de historie is ontleend aan de landbouwtelling van het CBS. De ontwikkeling in de veehouderij voor de toekomst is ingevuld aan de hand van het melkquotum van 1990 en de toename van de melkproductie per koe. Het overige rundvee is ingeschat op basis van de historische ontwikkelingen (tabel 3.3).

Tabel 3.3 Dieraantallen per ha in de gemeente Bergambacht (Landbouwtelling-CBS van 1950, '60, '70, '75, '80, '85, '90; bewerkt door DLO-Staring Centrum, Wageningen)

Diersoort	Jaar									
	1950	1960	1970	1975	1980	1985	1990	1995	2000	
Melkkoeien	1,58	1,65	1,76	2,07	2,14	2,13	1,60	1,45	1,32	
Overig rundvee (gve/melkkoe)	0,22	0,22	0,34	0,37	0,33	0,36	0,31	0,37	0,42	
Vleeskalveren	0,03	0,06	0,04	0,04	0,08	0,08	0,03	0	0	
Mestvarkens	1,61	2,34	3,30	2,89	2,91	1,83	2,06	2,06	2,06	
Zeugen	0,30	0,40	0,52	0,52	0,53	0,42	0,23	0	0	
Schapen (incl. lammeren)	0,30	0,27	0,45	0,58	0,28	0,72	1,53	0	0	
Mestkuikens	5,31	9,25	6,08	4,41	4,31	1,66	0,45	0	0	
Leghennen	5,31	9,25	17,5	2,95	1,50	1,55	2,35	0	0	

- 14 Overig-rundvee is ingeschat aan de hand van de historische ontwikkelingen. Wanneer voor de scenario's de mestnorm wordt overschreden, komt het mestrundvee te vervallen. Het jongvee bestaat minimaal uit 0,3 kalf en 0,27 pink (pers. med. A.J. Bos).
- 15 Het aantal volwassen oaien in het gebied is minder dan één per ha en derhalve van ondergeschikt belang.
- 16 Voor de scenario's is er vanuit gegaan dat de N-uitscheiding door een betere voerbenuiting in 1995 met 5% en in 2000 met 15% is afgenomen t.o.v. de uitscheiding van 1990.

Uitgangspunten voor de berekening van de N- en P-uitscheiding van mestvee

- 17 De geproduceerde pluimveemest in het gebied wordt afgevoerd. De geproduceerde kalverdrijfmest is te verwaarlozen. De geproduceerde varkensmest blijft in het gebied.
- 18 De samenstelling van de varkensmest van vóór 1980 is afkomstig van de gegevens van het CAD voor Bodem-, Water-, en Bemestingszaken in de Veehouderij. Voor de samenstelling van na 1980 zijn de berekende mestuitscheidingen van Coppoolse et al. (1990) verkregen (tabel 3.4).

Tabel 3.4 Uitscheiding aan stikstof ($\text{kg.dier}^{-1}\text{j}^{-1}\text{ N}$) en fosfor ($\text{kg.dier}^{-1}\text{j}^{-1}\text{ P}$) via varkensmest

Component	Jaar				
	1964	1975	1983	1988	1990
Stikstof	13,7	11,4	13,5	14,2	14,4
Fosfor	4,2	3,3	3,9	2,6	2,8

- 19 Op grond van de stikstofuitscheiding van mestvarkens en zeugen is voor één zeug gerekend met 1,6 mestvarken.
- 20 De werkingscoëfficiënt van varkensdrijfmest is bij bovengrondse aanwending 25% en bij toepassing van de sleepvoetenmachine 45% (IKC-Veehouderij, 1993).
- 21 Op grond van verwachtingen van het LEI (COLA, 1988) zullen in het jaar 2000 de stikstof- en fosforredukties t.o.v. 1990 in de varkensmest resp. 20 en 40% bedragen. In 1995 wordt een reductie aangehouden van 5 resp. 10%.

Uitgangspunten voor de samenstelling van natuurlijke organische meststoffen

- 22 In het peilgebied Bergambacht zijn bosveen en bagger belangrijke natuurlijke organische meststoffen. De samenstelling van bosveen en bagger is vermeld in tabel 3.5.

Tabel 3.5 Samenstelling van bosveen (Vermeulen en Hendriks, 1994) en bagger

Stof	Droge-stofgehalte (kg.m^{-3})	Org.-stofgehalte (kg.m^{-3})	Stikstofgehalte ($\text{kg.m}^{-3}\text{ N}$)	Fosforgehalte ($\text{kg.m}^{-3}\text{ P}$)
Bosveen	142	99	3,5	0,079
Bagger	95	62	2,1	0,198

Samenvatting van de resultaten van de berekeningen

In tabel 3.6 zijn de resultaten van de berekeningen van de N- en P-mesttoedieningen in de vorm van dierlijke mest en kunstmest samengevat voor de verschillende jaren van de historische situatie en van de scenarioberekeningen. Bij de scenarioberekeningen is onderscheid gemaakt tussen de drie bemestingsvarianten (zie voor de betekenis van de bemestingsvarianten de hoofdtekst, 4.2.1.2). De mesttoedieningen van tabel 3.6 zijn in het model ANIMO gebruikt bij de berekening van de nutriëntenhuishouding van de bodem van peilgebied Bergambacht.

Tabel 3.6 Stikstofniveaus en toedieningen van stikstof- en fosforbemestingsvormen in het model ANIMO, voor verschillende berekeningen en verschillende jaren van invoering

Berekening	Jaar van toediening	N-niveau (kg.ha ⁻¹ .j ⁻¹ N)	N-bemesting (kg.ha ⁻¹ .j ⁻¹ N)			P-bemesting (kg.ha ⁻¹ .j ⁻¹ P)			
			weidem.	stalm.	kunstm.	totaal	org.m.	kunstm.	totaal
<u>Historie</u>	1950	100	69	121	68	258	28,2	0,0	28,2
	1960	132	77	143	95	315	34,6	0,0	34,6
	1970	228	106	199	177	482	43,2	0,0	43,2
	1975	343	147	248	278	673	51,3	5,4	56,7
	1980	371	155	267	301	723	56,4	5,7	62,1
	1985	407	165	269	338	772	51,6	17,2	68,8
	1990	258	109	188	211	508	39,9	1,4	41,3
<u>Scenario's</u>	1994	226	99	171	186	456	37,0	3,4	40,4
- autonoom	1995	228	101	172	173	446	36,5	3,6	40,1
- versneld	1995	200	88	154	130	372	34,4	0,0	34,4
- regionaal	1995	262	89	128	205	422	27,3	0,0	27,3
- autonoom	2000	200	83	144	135	362	30,6	8,3	38,9
- versneld	2000	200	83	144	135	362	30,6	8,3	38,9
- regionaal	2000	259	90	130	201	421	27,3	0,0	27,3

Aanhangsel 4 Resultaten van de ANIMO-berekeningen

Dit aanhangsel bevat de resultaten van de ANIMO-berekeningen in de vorm van de stikstof- en fosforvrachten vanuit en vanaf het bodemsysteem naar het oppervlaktewater, de gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties in het afgevoerde water en de netto-stikstof- en netto-fosforopname door het gewas. De resultaten zijn gegeven als gemiddelden over het landbouw-kleigebied, het landbouw-veengebied, het natuurgebied, het stedelijk gebied en het totale gebied, voor het referentiejaar en de drie peiljaren, en voor de zes doorgerkende scenario's (zie tabel 8 van de hoofdtekst voor de betekenis van de scenariocodes).

Tabel 4.1 Totaal-N-vrachten ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ N) voor het referentiejaar en de drie peiljaren, en voor de zes scenario's

Gebied	Peiljaar	Referentie	Huidig peil			Laag peil		
			aut-hp	ver-hp	gon-hp	aut-lp	ver-lp	gon-lp
Landb. klei	1990	16,7						
	1995		15,5	15,5	15,4	15,7	15,5	15,5
	2000		15,2	15,1	15,0	14,9	14,4	14,7
	2025		14,2	14,3	14,6	13,8	13,9	13,9
Landb. veen	1990	39,5						
	1995		39,4	38,8	38,7	39,1	38,9	38,8
	2000		37,7	37,6	37,3	37,2	37,0	36,9
	2025		37,4	37,6	38,1	36,1	36,2	36,1
Natuur	1990	36,7						
	1995		30,6	30,6	30,6	30,6	30,6	30,6
	2000		27,3	27,3	27,3	27,3	27,3	27,3
	2025		22,8	22,8	22,8	22,8	22,8	22,8
Stedelijk	1990	21,1						
	1995		20,8	20,8	20,8	20,8	20,8	20,8
	2000		20,3	20,3	20,3	20,3	20,3	20,3
	2025		19,5	19,5	19,5	19,5	19,5	19,5
Totaal geb.	1990	30,3						
	1995		28,1	27,9	27,8	28,1	27,9	27,9
	2000		26,5	26,4	26,3	26,2	26,0	26,1
	2025		24,7	24,8	25,1	24,2	24,3	24,2

Tabel 4.2 Gemiddelde totaal-N-concentraties (mg.l^{-1} N) in het afgevoerde water voor het referentiejaar en de drie peiljaren, en voor de zes scenario's

Gebied	Peiljaar	Referentie	Huidig peil			Laag peil		
			aut-hp	ver-hp	gon-hp	aut-lp	ver-lp	gon-lp
Landb. klei	1990	3,0						
	1995		2,8	2,8	2,7	2,8	2,7	2,8
	2000		2,7	2,7	2,7	2,7	2,5	2,6
	2025		2,5	2,5	2,6	2,4	2,4	2,4
Landb. veen	1990	9,1						
	1995		8,7	8,6	8,6	8,5	8,5	8,5
	2000		8,2	8,2	8,1	7,9	7,9	7,9
	2025		7,3	7,4	7,5	7,0	7,0	6,9
Natuur	1990	8,8						
	1995		7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2
	2000		6,2	6,2	6,2	6,2	6,2	6,2
	2025		5,1	5,1	5,1	5,1	5,1	5,1
Stedelijk	1990	3,5						
	1995		3,4	3,4	3,4	3,4	3,4	3,4
	2000		3,3	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3
	2025		3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0
Totaal geb.	1990	6,7						
	1995		6,1	6,0	6,0	6,0	5,9	6,0
	2000		5,6	5,6	5,5	5,5	5,4	5,4
	2025		4,9	4,9	4,9	4,7	4,7	4,7

Tabel 4.3 Netto-stikstofopname door het gewas ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}\text{ N}$) voor het referentiejaar en de drie peiljaren, en voor de zes scenario's

Gebied	Peiljaar	Referentie	Huidig peil			Laag peil		
			aut-hp	ver-hp	gon-hp	aut-lp	ver-lp	gon-lp
Landb. klei	1990	333						
	1995		299	269	295	297	267	293
	2000		261	265	284	257	264	284
	2025		258	265	284	256	266	286
Landb. veen	1990	337						
	1995		295	261	291	289	258	286
	2000		258	263	282	258	262	282
	2025		260	267	285	260	268	287
Natuur	1990	344						
	1995		113	113	113	113	113	113
	2000		64	64	64	64	64	64
	2025		47	47	47	47	47	47
Stedelijk	1990	24						
	1995		24	24	24	24	24	24
	2000		22	22	22	22	22	22
	2025		16	16	16	16	16	16
Totaal geb.	1990	315						
	1995		224	204	221	222	202	219
	2000		186	189	201	185	188	201
	2025		181	185	197	180	186	198

Tabel 4.4 Totaal-P-vrachten ($kg \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1} P$) voor het referentiejaar en de drie peiljaren, en voor de zes scenario's

Gebied	Peiljaar	Referentie	Huidig peil			Laag peil		
			aut-hp	ver-hp	gon-hp	aut-lp	ver-lp	gon-lp
Landb. klei	1990	1,84						
	1995		1,76	1,76	1,73	1,79	1,77	1,75
	2000		1,75	1,73	1,69	1,75	1,68	1,68
	2025		1,69	1,69	1,66	1,68	1,68	1,61
Landb. veen	1990	3,81						
	1995		3,96	3,92	3,86	4,09	4,08	4,05
	2000		3,91	3,88	3,81	4,04	4,02	3,99
	2025		4,13	4,12	4,08	4,20	4,19	4,13
Natuur	1990	3,40						
	1995		2,92	2,92	2,92	2,92	2,92	2,92
	2000		2,66	2,66	2,66	2,66	2,66	2,66
	2025		2,47	2,47	2,47	2,47	2,47	2,47
Stedelijk	1990	1,11						
	1995		1,13	1,13	1,13	1,13	1,13	1,13
	2000		1,12	1,12	1,12	1,12	1,12	1,12
	2025		1,16	1,16	1,16	1,16	1,16	1,16
Totaal geb.	1990	2,89						
	1995		2,77	2,76	2,73	2,83	2,82	2,80
	2000		2,68	2,66	2,63	2,72	2,69	2,68
	2025		2,68	2,68	2,66	2,70	2,70	2,66

Tabel 4.5 Gemiddelde totaal-P-concentraties (mg.l⁻¹ P) in het afgevoerde water voor het referentiejaar en de drie peiljaren, en voor de zes scenario's

Gebied	Peiljaar	Referentie	Huidig peil			Laag peil		
			aut-hp	ver-hp	gon-hp	aut-lp	ver-lp	gon-lp
Landb. klei	1990	0,32						
	1995		0,29	0,29	0,29	0,30	0,29	0,29
	2000		0,29	0,29	0,28	0,29	0,28	0,28
	2025		0,28	0,28	0,27	0,28	0,28	0,26
Landb. veen	1990	0,88						
	1995		0,88	0,88	0,86	0,89	0,89	0,89
	2000		0,85	0,85	0,83	0,87	0,86	0,85
	2025		0,82	0,82	0,81	0,81	0,81	0,80
Natuur	1990	0,82						
	1995		0,68	0,68	0,68	0,68	0,68	0,68
	2000		0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60
	2025		0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55
Stedelijk	1990	0,18						
	1995		0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18
	2000		0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17
	2025		0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17
Totaal geb.	1990	0,64						
	1995		0,59	0,59	0,59	0,60	0,59	0,59
	2000		0,56	0,56	0,55	0,56	0,56	0,56
	2025		0,53	0,53	0,52	0,53	0,53	0,52

Tabel 4.6 Netto-fosforopname door het gewas ($kg \cdot ha^{-1} \cdot j^{-1} P$) voor het referentiejaar en de drie peiljaren, en voor de zes scenario's

Gebied	Peiljaar	Referentie	Huidig peil			Laag peil		
			aut-hp	ver-hp	gon-hp	aut-lp	ver-lp	gon-lp
Landb. klei	1990	38,1						
	1995		34,7	34,5	32,2	34,5	34,4	31,9
	2000		33,6	32,4	27,5	33,4	32,3	27,4
	2025		32,6	32,3	22,4	32,4	32,3	22,5
Landb. veen	1990	39,5						
	1995		35,3	34,8	32,4	33,9	33,2	30,8
	2000		34,2	33,1	28,4	33,4	32,4	27,6
	2025		33,6	33,2	23,1	33,4	33,1	23,0
Natuur	1990	38,0						
	1995		22,1	22,1	22,1	22,1	22,1	22,1
	2000		15,3	15,3	15,3	15,3	15,3	15,3
	2025		5,5	5,5	5,5	5,5	5,5	5,5
Stedelijk	1990	1,6						
	1995		1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
	2000		1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
	2025		0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
Totaal geb.	1990	35,8						
	1995		28,9	28,6	27,1	28,3	28,1	26,5
	2000		26,2	25,5	22,4	25,9	25,2	22,1
	2025		22,9	22,6	16,3	22,7	22,6	16,2

Aanhangsel 5 Resultaten van de NUSWA-berekeningen

Dit aanhangsel bevat de resultaten van de NUSWA-berekeningen weergegeven als de concentraties van de afzonderlijke stikstof- en fosforcomponenten in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht. De concentraties zijn gegeven als de gemiddelden over het gehele gebied voor de drie peiljaren en voor de negen doorgerkende scenario's (zie tabel 10 van de hoofdtekst voor de betekenis van de scenariocodes).

Scenario 1, autonoom-hp

Tabel 5.1 Concentratie stikstof-componenten (mg.l⁻¹): scenario 1, autonoom-hp

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-N	0,35	0,34	0,32	0,50	0,47	0,41
	NH ₄ -N	0,79	0,76	0,74	1,13	1,04	0,96
	NO ₃ -N	1,19	1,20	1,26	0,28	0,28	0,29
	totaal-N	2,33	2,30	2,32	1,91	1,79	1,66
Winter	org-N	0,24	0,23	0,21	0,35	0,32	0,28
	NH ₄ -N	3,01	2,79	2,46	3,51	3,25	2,86
	NO ₃ -N	1,34	1,31	1,26	0,65	0,64	0,62
	totaal-N	4,59	4,33	3,93	4,51	4,21	3,76
Jaar	org-N	0,30	0,28	0,26	0,42	0,40	0,35
	NH ₄ -N	1,90	1,77	1,60	2,32	2,15	1,91
	NO ₃ -N	1,26	1,26	1,26	0,47	0,46	0,46
	totaal-N	3,46	3,31	3,12	3,21	3,01	2,72

Tabel 5.2 Concentratie fosfor-componenten (mg.l⁻¹): scenario 1, autonoom-hp

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-P	0,07	0,07	0,06	0,09	0,09	0,08
	PO ₄ -P	0,55	0,48	0,38	0,51	0,41	0,26
	totaal-P	0,62	0,55	0,44	0,60	0,50	0,34
Winter	org-P	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05	0,04
	PO ₄ -P	0,21	0,18	0,14	0,19	0,16	0,10
	totaal-P	0,25	0,22	0,18	0,24	0,21	0,14
Jaar	org-P	0,06	0,05	0,05	0,07	0,07	0,06
	PO ₄ -P	0,38	0,33	0,26	0,35	0,29	0,18
	totaal-P	0,44	0,38	0,31	0,42	0,36	0,24

Scenario 2, autonoom-lp

Tabel 5.3 Concentratie stikstof-componenten (mg.l⁻¹): scenario 2, autonoom-lp

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-N	0,35	0,33	0,31	0,51	0,48	0,40
	NH ₄ -N	0,76	0,73	0,71	1,11	1,02	0,92
	NO ₃ -N	1,10	1,11	1,15	0,26	0,26	0,28
	totaal-N	2,21	2,17	2,17	1,88	1,76	1,60
Winter	org-N	0,24	0,22	0,19	0,35	0,32	0,27
	NH ₄ -N	2,80	2,58	2,26	3,47	3,20	2,77
	NO ₃ -N	1,30	1,26	1,20	0,63	0,61	0,60
	totaal-N	4,34	4,06	3,65	4,45	4,13	3,64
Jaar	org-N	0,29	0,28	0,25	0,43	0,40	0,34
	NH ₄ -N	1,77	1,65	1,48	2,29	2,10	1,84
	NO ₃ -N	1,20	1,19	1,18	0,44	0,43	0,44
	totaal-N	3,26	3,12	2,91	3,16	2,93	2,62

Tabel 5.4 Concentratie fosfor-componenten (mg.l⁻¹): scenario 2, autonoom-lp

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-P	0,07	0,06	0,06	0,09	0,09	0,07
	PO ₄ -P	0,50	0,44	0,34	0,48	0,39	0,23
	totaal-P	0,57	0,50	0,40	0,57	0,48	0,30
Winter	org-P	0,04	0,04	0,04	0,05	0,04	0,04
	PO ₄ -P	0,19	0,16	0,13	0,18	0,15	0,09
	totaal-P	0,23	0,20	0,17	0,23	0,19	0,13
Jaar	org-P	0,05	0,05	0,05	0,07	0,07	0,06
	PO ₄ -P	0,34	0,30	0,23	0,33	0,27	0,16
	totaal-P	0,39	0,35	0,28	0,40	0,34	0,22

Scenario 3, kroosverwijderen

Tabel 5.5 Concentratie stikstof-componenten (mg.l⁻¹): scenario 3, kroosverwijderen

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-N	0,21	0,21	0,19	0,25	0,24	0,21
	NH ₄ -N	0,57	0,58	0,62	0,76	0,79	0,99
	NO ₃ -N	1,20	1,23	1,34	0,27	0,29	0,38
	totaal-N	1,98	2,02	2,15	1,28	1,32	1,58
Winter	org-N	0,19	0,18	0,16	0,30	0,28	0,24
	NH ₄ -N	2,01	1,94	1,81	2,52	2,41	2,25
	NO ₃ -N	1,22	1,20	1,18	0,62	0,61	0,61
	totaal-N	3,42	3,32	3,15	3,44	3,30	3,10
Jaar	org-N	0,20	0,19	0,18	0,28	0,26	0,23
	NH ₄ -N	1,29	1,26	1,22	1,64	1,60	1,62
	NO ₃ -N	1,21	1,22	1,26	0,44	0,45	0,49
	totaal-N	2,70	2,67	2,66	2,36	2,31	2,34

Tabel 5.6 Concentratie fosfor-componenten (mg.l⁻¹): scenario 3, kroosverwijderen

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-P	0,04	0,04	0,04	0,05	0,04	0,04
	PO ₄ -P	0,52	0,40	0,27	0,49	0,33	0,13
	totaal-P	0,56	0,44	0,31	0,54	0,37	0,17
Winter	org-P	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	0,03
	PO ₄ -P	0,19	0,15	0,10	0,18	0,12	0,05
	totaal-P	0,22	0,18	0,13	0,22	0,16	0,08
Jaar	org-P	0,04	0,04	0,03	0,04	0,04	0,03
	PO ₄ -P	0,36	0,28	0,19	0,33	0,23	0,09
	totaal-P	0,40	0,32	0,22	0,37	0,27	0,12

Scenario 4, kwaliteitsbaggeren

Tabel 5.7 Concentratie stikstof-componenten (mg.l⁻¹): scenario 4, kwaliteitsbaggeren

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-N	0,63	0,59	0,58	0,85	0,76	0,72
	NH ₄ -N	0,73	0,76	0,77	0,95	1,05	0,92
	NO ₃ -N	1,51	1,57	1,56	0,42	0,50	0,44
	totaal-N	2,87	2,92	2,91	2,22	2,31	2,08
Winter	org-N	0,39	0,35	0,32	0,56	0,51	0,45
	NH ₄ -N	3,25	3,03	2,66	3,77	3,53	3,09
	NO ₃ -N	1,89	1,88	1,78	1,08	1,08	1,03
	totaal-N	5,53	5,26	4,76	5,41	5,12	4,57
Jaar	org-N	0,51	0,47	0,45	0,70	0,63	0,59
	NH ₄ -N	1,99	1,90	1,71	2,36	2,29	2,01
	NO ₃ -N	1,70	1,72	1,67	0,75	0,79	0,74
	totaal-N	4,20	4,09	3,83	3,81	3,71	3,34

Tabel 5.8 Concentratie fosfor-componenten (mg.l⁻¹): scenario 4, kwaliteitsbaggeren

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-P	0,12	0,11	0,11	0,16	0,14	0,13
	PO ₄ -P	0,24	0,21	0,22	0,14	0,09	0,09
	totaal-P	0,36	0,32	0,33	0,30	0,23	0,22
Winter	org-P	0,07	0,06	0,06	0,08	0,07	0,06
	PO ₄ -P	0,28	0,20	0,19	0,22	0,15	0,14
	totaal-P	0,35	0,26	0,25	0,30	0,22	0,20
Jaar	org-P	0,09	0,09	0,09	0,12	0,10	0,10
	PO ₄ -P	0,26	0,20	0,20	0,18	0,12	0,12
	totaal-P	0,35	0,29	0,29	0,30	0,22	0,22

Scenario 5, AWZI/btm

Tabel 5.9 Concentratie stikstof-componenten (mg.l⁻¹): scenario 5, AWZI/btm

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-N	0,33	0,32	0,29	0,48	0,45	0,40
	NH ₄ -N	0,62	0,58	0,54	1,11	1,02	0,95
	NO ₃ -N	0,92	0,92	0,94	0,27	0,27	0,28
	totaal-N	1,87	1,82	1,77	1,86	1,74	1,63
Winter	org-N	0,24	0,22	0,20	0,35	0,32	0,28
	NH ₄ -N	2,92	2,69	2,36	3,46	3,21	2,82
	NO ₃ -N	1,25	1,22	1,17	0,64	0,63	0,61
	totaal-N	4,41	4,13	3,73	4,45	4,16	3,71
Jaar	org-N	0,29	0,27	0,25	0,42	0,39	0,34
	NH ₄ -N	1,77	1,64	1,45	2,29	2,12	1,88
	NO ₃ -N	1,09	1,07	1,06	0,45	0,45	0,45
	totaal-N	3,15	2,98	2,76	3,16	2,96	2,67

Tabel 5.10 Concentratie fosfor-componenten (mg.l⁻¹): scenario 5, AWZI/btm

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-P	0,06	0,06	0,05	0,09	0,08	0,07
	PO ₄ -P	0,50	0,42	0,32	0,51	0,41	0,25
	totaal-P	0,56	0,48	0,37	0,60	0,49	0,32
Winter	org-P	0,04	0,04	0,03	0,05	0,04	0,04
	PO ₄ -P	0,19	0,16	0,12	0,19	0,15	0,10
	totaal-P	0,23	0,20	0,15	0,24	0,19	0,14
Jaar	org-P	0,05	0,05	0,04	0,07	0,06	0,06
	PO ₄ -P	0,34	0,29	0,22	0,35	0,28	0,17
	totaal-P	0,39	0,34	0,26	0,42	0,34	0,23

Scenario 6, totaal-hp

Tabel 5.11 Concentratie stikstof-componenten ($mg.l^{-1}$): scenario 6, totaal-hp

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-N	0,38	0,38	0,37	0,50	0,47	0,47
	NH ₄ -N	0,45	0,51	0,49	0,81	0,94	0,84
	NO ₃ -N	1,23	1,29	1,24	0,43	0,59	0,51
	totaal-N	2,06	2,18	2,10	1,74	2,00	1,82
Winter	org-N	0,31	0,28	0,26	0,47	0,43	0,40
	NH ₄ -N	2,69	2,55	2,28	3,32	3,15	2,83
	NO ₃ -N	1,84	1,83	1,72	1,09	1,10	1,06
	totaal-N	4,84	4,66	4,26	4,88	4,68	4,29
Jaar	org-N	0,35	0,33	0,31	0,49	0,45	0,43
	NH ₄ -N	1,57	1,53	1,38	2,07	2,05	1,84
	NO ₃ -N	1,53	1,56	1,48	0,76	0,84	0,78
	totaal-N	3,45	3,42	3,17	3,32	3,34	3,05

Tabel 5.12 Concentratie fosfor-componenten ($mg.l^{-1}$): scenario 6, totaal-hp

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-P	0,07	0,07	0,07	0,09	0,09	0,09
	PO ₄ -P	0,17	0,14	0,14	0,12	0,07	0,07
	totaal-P	0,24	0,21	0,21	0,21	0,16	0,16
Winter	org-P	0,05	0,04	0,04	0,06	0,05	0,05
	PO ₄ -P	0,21	0,15	0,14	0,18	0,12	0,12
	totaal-P	0,26	0,19	0,18	0,24	0,17	0,17
Jaar	org-P	0,06	0,06	0,05	0,08	0,07	0,07
	PO ₄ -P	0,19	0,14	0,14	0,15	0,10	0,09
	totaal-P	0,25	0,20	0,19	0,23	0,17	0,16

Scenario 7, totaal-lp

Tabel 5.13 Concentratie stikstof-componenten ($mg.l^{-1}$): scenario 7, totaal-lp

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-N	0,38	0,38	0,37	0,53	0,51	0,49
	NH ₄ -N	0,45	0,47	0,45	0,88	0,91	0,79
	NO ₃ -N	1,15	1,17	1,10	0,44	0,50	0,44
	totaal-N	1,98	2,02	1,92	1,85	1,92	1,72
Winter	org-N	0,30	0,28	0,25	0,48	0,44	0,37
	NH ₄ -N	2,42	2,42	2,12	3,24	3,18	2,79
	NO ₃ -N	1,74	1,77	1,67	1,02	1,05	1,02
	totaal-N	4,46	4,47	4,04	4,74	4,67	4,18
Jaar	org-N	0,34	0,33	0,31	0,51	0,47	0,43
	NH ₄ -N	1,43	1,44	1,28	2,05	2,04	1,79
	NO ₃ -N	1,45	1,47	1,38	0,73	0,77	0,72
	totaal-N	3,22	3,24	2,97	3,29	3,28	2,94

Tabel 5.14 Concentratie fosfor-componenten ($mg.l^{-1}$): scenario 7, totaal-lp

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-P	0,07	0,07	0,07	0,10	0,09	0,09
	PO ₄ -P	0,14	0,13	0,13	0,09	0,08	0,08
	totaal-P	0,21	0,20	0,20	0,19	0,17	0,17
Winter	org-P	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05
	PO ₄ -P	0,15	0,14	0,13	0,14	0,12	0,11
	totaal-P	0,19	0,18	0,17	0,19	0,17	0,16
Jaar	org-P	0,06	0,06	0,05	0,07	0,07	0,07
	PO ₄ -P	0,14	0,13	0,13	0,11	0,10	0,09
	totaal-P	0,20	0,19	0,18	0,18	0,17	0,16

Scenario 8, totaal-lp+

Tabel 5.15 Concentratie stikstof-componenten (mg.l⁻¹): scenario 8, totaal-lp+

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-N	0,37	0,36	0,35	0,53	0,49	0,49
	NH ₄ -N	0,44	0,50	0,46	0,76	0,92	0,79
	NO ₃ -N	1,15	1,27	1,09	0,33	0,45	0,36
	totaal-N	1,96	2,13	1,90	1,62	1,86	1,64
Winter	org-N	0,30	0,27	0,23	0,48	0,43	0,34
	NH ₄ -N	2,54	2,45	2,20	3,34	3,23	2,84
	NO ₃ -N	1,77	1,77	1,63	1,03	1,07	1,01
	totaal-N	4,61	4,49	4,06	4,85	4,73	4,19
Jaar	org-N	0,34	0,31	0,29	0,51	0,46	0,42
	NH ₄ -N	1,48	1,47	1,33	2,05	2,07	1,81
	NO ₃ -N	1,46	1,52	1,36	0,68	0,75	0,69
	totaal-N	3,28	3,30	2,98	3,24	3,28	2,92

Tabel 5.16 Concentratie fosfor-componenten (mg.l⁻¹): scenario 8, totaal-lp+

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-P	0,07	0,06	0,06	0,10	0,09	0,09
	PO ₄ -P	0,16	0,12	0,12	0,12	0,07	0,08
	totaal-P	0,23	0,18	0,18	0,22	0,16	0,17
Winter	org-P	0,05	0,04	0,04	0,06	0,05	0,05
	PO ₄ -P	0,19	0,13	0,13	0,17	0,12	0,11
	totaal-P	0,24	0,17	0,17	0,23	0,17	0,16
Jaar	org-P	0,06	0,05	0,05	0,08	0,07	0,07
	PO ₄ -P	0,17	0,13	0,12	0,15	0,09	0,09
	totaal-P	0,23	0,18	0,17	0,23	0,16	0,16

Scenario 9, totaal-lp++

Tabel 5.17 Concentratie stikstof-componenten (mg.l⁻¹): scenario 9, totaal-lp++

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-N	0,33	0,33	0,33	0,53	0,50	0,49
	NH ₄ -N	0,42	0,44	0,43	0,89	0,92	0,80
	NO ₃ -N	1,08	1,09	1,03	0,45	0,52	0,44
	totaal-N	1,83	1,86	1,79	1,87	1,94	1,73
Winter	org-N	0,29	0,27	0,24	0,48	0,44	0,37
	NH ₄ -N	2,41	2,40	2,11	3,25	3,17	2,80
	NO ₃ -N	1,76	1,79	1,68	1,02	1,05	1,02
	totaal-N	4,46	4,46	4,03	4,75	4,66	4,19
Jaar	org-N	0,31	0,30	0,28	0,51	0,47	0,43
	NH ₄ -N	1,41	1,42	1,27	2,07	2,04	1,79
	NO ₃ -N	1,42	1,44	1,35	0,73	0,78	0,73
	totaal-N	3,14	3,16	2,90	3,31	3,29	2,95

Tabel 5.18 Concentratie fosfor-componenten (mg.l⁻¹): scenario 9, totaal-lp++

Periode	Component	Hoofdwaterlopen			Sloten		
		1995	2000	2025	1995	2000	2025
Zomer	org-P	0,06	0,06	0,06	0,10	0,09	0,09
	PO ₄ -P	0,14	0,13	0,14	0,09	0,08	0,08
	totaal-P	0,20	0,19	0,20	0,19	0,17	0,17
Winter	org-P	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05
	PO ₄ -P	0,15	0,14	0,13	0,14	0,11	0,11
	totaal-P	0,19	0,18	0,17	0,19	0,16	0,16
Jaar	org-P	0,05	0,05	0,05	0,07	0,07	0,07
	PO ₄ -P	0,15	0,14	0,13	0,12	0,10	0,09
	totaal-P	0,20	0,19	0,18	0,19	0,17	0,16

DLO-Staring Centrum, Wageningen

Erratum bij:

Hendriks, R.F.A., J.W.H. van der Kolk en H.P. Oosterom, 1994. *Effecten van beheersmaatregelen op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van peilgebied Bergambacht; een modelstudie*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 272.

In de literatuurlijst ontbreekt op pagina 108 de volgende titel:

Oosterberg, W., J.Th.F. Heijs, J.H. Boeijen en W.N.M. van Acht, 1989. *Resultaten van eutrofiëringsonderzoek in het peilgebied Bergambacht in de Krimpenerwaard. Eindrapportage*. Dordrecht, Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, afdeling oppervlaktewater.