

RIVM rapport 408129020

**Achtergronden bij de berekening van
vermesting van bodem en grondwater voor de
5^e Milieuverkenning met het model STONE**

G.B.J. Overbeek, J.J.M. van Grinsven, J.
Roelsma*, P. Groenendijk*, P.M. van Egmond,
A.H.W. Beusen

maart 2001

* Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Directoraat Generaal Milieubeheer, in het kader van project 408129, Milieu Verkenningen 5.

Voorwoord

Conform de Wet Milieubeheer stelt het RIVM elke vier jaar een milieuverkenning op ter voorbereiding op een nationaal milieubeleidsplan. De Vijfde Milieuverkenning (MV5) is in september 2000 uitgekomen en dient als voorbereiding op het Vierde Nationaal Milieubeleidsplan (NMP4) dat begin 2001 zal verschijnen. De MV5 rapporteert over de verwachte gevolgen van maatschappelijke ontwikkelingen voor het milieu met effecten op mens en natuur in Nederland, tegen de achtergrond van de ontwikkelingen in Europa en op wereldschaal in de periode 2000-2030. Voor Nederland gebeurt dit onder aanname van 'vastgesteld beleid'. Dit beleid omvat alle maatregelen die door de Tweede Kamer zijn vastgesteld vóór 1 januari 2000 of waarvoor de financiering geregeld is. Voorts is geanalyseerd wat de bijdrage zou kunnen zijn van enkele reeds in de politiek of het beleid in bespreking zijnde maatregelen. De MV5 biedt hiermee basisscenario's die vergeleken kunnen worden met streefbeelden, doel- en taakstellingen van het Nederlandse beleid. Voor de mondiale schaal gebruikt de MV5 enkele internationaal erkende scenario's van het Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), met name berekeningsresultaten die het RIVM hieraan heeft bijgedragen. Voor de Europese schaal zijn zowel de IPCC-scenario's als het EU-baseline scenario gebruikt. Voor Nederland is gebruik gemaakt van de volgende scenario's van het Centraal PlanBureau (CPB): Global Competition (GC) en European Coordination (EC). Het RIVM heeft deze doorgetrokken van 2020 naar 2030.

De MV5 is gebaseerd op een veelheid aan informatie die niet allemaal in de verkenning zelf kon worden opgenomen. Het betreft met name onderbouwingen van analyses maar ook extra informatie ten opzichte van de MV5. Omdat deze informatie voor bepaalde groepen lezers relevant is wordt zij gepubliceerd in een serie achtergrondrapporten, voor zover zij niet elders wordt gepubliceerd.

Dankwoord

De ontwikkeling van STONE en de toepassing van STONE voor de Vijfde Milieuverkenning zijn het resultaat van een intensieve samenwerking tussen het RIVM, Alterra, RIZA en Plant Research International, alsook binnen het RIVM met name tussen de Laboratoria voor Bodem en Grondwater (LBG), Afvalstoffen en Emissies (LAE) en Water en Drinkwater (LWD). De auteurs zijn er zich van bewust dat de inzet van STONE voor de Vijfde Milieuverkenning niet zonder obstakels is geweest en de marsroute niet altijd voor iedereen even duidelijk is geweest. Maar het doel is bereikt: er is een Paragraaf Vermesting gekomen met een doorrekening van het voorgenomen Mestbeleid en met inzet van STONE. De conclusies over de milieu-effecten van dit mestbeleid welke gebaseerd zijn op STONE-resultaten zijn robuust gebleken. Niettemin was de toepassing van STONE ook in belangrijke mate een leerproces. De volgende personen worden bedankt voor hun bijdragen en/of hun constructieve commentaar op dit rapport en de uiteindelijke tekst in de vijfde Milieuverkenning, en “last but not least” voor hun vertrouwen in de goede afloop: Hugo van der Meer (Plant Research International), Paul Boers (RIZA), Koen Roest en Oscar Schoumans (beide Alterra), Jaap Willems, Dico Fraters, Reinier van den Berg, Nico Hoogervorst, Gert-Jan van den Born, Sandy van Tol, Lowie van Liere, Jan Janse, Peter van Puijenbroek, Gerard van Drecht, Rick Wortelboer en Ton Bresser (RIVM).

Inhoud

Samenvatting 6

1. Inleiding 9

2. Toepassingsbereik 10

3. STONE Modelbeschrijving 11

3.1 Technische modelbeschrijving 11

3.2 Ruimtelijke modelschematisering 12

3.2.1 Hydrologie 13

3.2.2 Droge gronden 17

3.2.3 Anti-verdrogingsmaatregelen 18

3.3 Temporele modelschematisering 20

4. Validatie & Parameterisatie 21

4.1 Modelparameterisatie 21

4.1.1 N uit- en afspoeling 21

4.1.2 P-uit- en afspoeling 21

4.1.3 Gewasopname 23

4.1.4 Bodemvoorraad N 23

4.2 Modelvalidatie 25

4.2.1 Functionaliteittoets 25

4.2.2 Vergelijking WSV resultaten 25

4.2.3 Toets op deelgebieden 31

4.2.4 Plausibiliteit 34

4.2.5 Toetsing aan het mestmeetnet 35

4.2.6 Toetsing aan het bosmeetnet 40

4.2.7 Vergelijking met MV4 uitspoelingsresultaten 41

4.2.8 Vergelijking met Landelijk Meetnet Grondwater 43

4.3 Conclusies modelvalidatie 43

5. Modelinvoer 45

5.1 Mestverdeling 45

5.1.1 Beleid en maatschappelijke ontwikkelingen 45

5.1.2 Toepassing 47

5.2 Depositie 51

5.3 Hydrologie 51

6. Modelresultaten 52

6.1 Stikstofbalans 52

6.2 Fosforbalans 56

6.3 Nitraat in het bovenste grondwater 57

6.3.1 Doorgerekend beleid 60

6.3.2 Modelaanname 60

6.3.3 Vrijzetting organisch stikstof 62

6.3.4 Neerslagoverschot 62

6.3.5 Grondwatertrappen 62

6.4 Fosfaatverzadiging 63

6.5 *Diffuse belasting van het oppervlaktewater* 64

6.6 *Effecten van het anti-verdrogingsbeleid* 66

7. Discussie en Conclusies 70

8. Aanbevelingen 74

Literatuur 75

GLP verklaring 77

Bijlage 1 Verzendlijst 78

Bijlage 2 Nabewerking 79

Bijlage 3 Alternatieve gewasopname getallen 82

Bijlage 4 Simulatieresultaten per PAWN-district 83

Samenvatting

Ten behoeve van de vijfde milieuverkenning is de voorgenomen Integrale Aanpak van de Mestproblematiek van de Nederlandse regering doorgerekend met het model STONE. Er is gekeken naar landsdekkende milieueffecten op bodem, bovenste grondwater en belasting van het regionale oppervlaktewater voor de periode 1986 tot 2030. De resultaten van deze berekeningen moeten als indicatief worden aangemerkt omdat het mestbeleid nog niet definitief is vastgelegd en omdat met een voorlopige versie van het model STONE is gerekend. Met name de volgende elementen van STONE hadden een voorlopig karakter: de ruimtelijke schematisering van Nederland, de gewasafvoer en toetsing aan waarnemingen. De milieu-effecten van het mestbeleid zijn in beeld gebracht via de volgende indicatoren:

- De Stikstof balans van de Nederlandse bodem en uitsneden hiervan naar gewasgroep en bodemtype. Hierbij wordt met name gekeken naar de uitspoeling naar het grondwater en de afspoeling naar het oppervlaktewater
- De Fosforbalans van de Nederlandse bodem en uitsneden hiervan naar gewasgroep en bodemtype. Hierbij wordt met name gekeken naar de accumulatie in de bodem en de afspoeling naar het oppervlaktewater
- De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater en ontwikkeling van het areaal waarin deze concentratie voldoet aan de kwaliteitsdoelstelling voor nitraat
- De fosfaatverzadiging van de bodem en ontwikkeling van het areaal zandgronden dat fosfaatverzadigd is volgens het Protocol Fosfaatverzadigde Gronden.

De belangrijkste conclusies t.a.v. de milieu-effecten van de voorgenomen Integrale Aanpak Mestproblematiek, gemiddeld voor de periode 2016-2030 ten opzichte van 1986-2000 zijn:

1. de belasting van de bodem met N en P zal met ca 40% afnemen
2. de uitspoeling van N naar het grondwater zal met ca 50% afnemen naar het oppervlaktewater met ca. 35%
3. de snelheid van fosforaccumulatie in de bodem zal met ca 75% afnemen maar de belasting naar het oppervlaktewater met ca. 15%
4. de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater zal met 35% afnemen, in de zandgronden met 45%.
5. het areaal van de zandgronden dat voldoet aan de kwaliteitsdoelstelling van 50 mg/l nitraat neemt toe van 6% naar 17%
6. het areaal zandgronden in de mestoverschotgebieden dat fosfaatverzadigd is (>25% verzadigd) zal toenemen van ca. 90% naar 95%
7. bij doorvoering van beleid ter bestrijding van verdroging zal de fosfaatafspoeling lokaal toenemen.

Enkele belangrijke onzekerheden bij de implementatie van het mestbeleid en vertaling hiervan naar de mineralenbelasting van de bodem zijn:

- de bereidheid van Akkerbouwers en Melkveebedrijven om dierlijke mest te accepteren van bedrijven met een mestoverschot: een grote bereidheid zal leiden tot geringe afname van de mestproductie maar een 'betere' verdeling van mest over Nederland; een geringe bereidheid zal leiden tot een aanzienlijke afname van de veestapel en mestproductie
- de aanpassing van het kunstmestgebruik bij de introductie van hoge heffingen op de overschrijding van verliesnormen. De gangbare praktijk houdt beperkt rekening met de uitwisselbaarheid van nutriëntentoeiening via kunstmest en dierlijke mest
- de veranderingen van de bedrijfvoering en mineralen-excretie per dier (bijvoorbeeld als gevolg van nieuwe ontwikkelingen in de veevoeding):

Enkele belangrijke onzekerheden bij de vertaling van mineralenbelasting op de bodem naar milieu effecten op bodem en water met het model STONE zijn:

- het actuele landelijk beeld van grondwaterstanden. In de MV5 zijn veranderingen van grondwaterstanden in het recente verleden als gevolg van o.a. verbeterde ontwatering meegenomen maar nog onvoldoende getoetst. Bij eerdere modelberekeningen werd de, sterk verouderde, Grondwatertrappenkaart gebruikt;
- de verwachte stijging van grondwaterstanden in de toekomst als gevolg van o.a. anti-verdrogingsbeleid zijn niet in de vermestingsscenario's meegenomen. De effecten van anti-verdrogingsbeleid op uitspoeling en afspoeling van stikstof en fosfaat zijn wel semi-kwantitatief ingeschat;
- de voorlopige analyse van verschillen van met STONE berekende nitraatconcentraties in het bovenste grondwater en waarnemingen volgens het Mestmeetnet: deze zijn deels terug te voeren op verschillen in representativiteit van individuele waarnemingen en berekeningen en verschillen in de mate van landsdekking. Verder speelt ook de grote gevoeligheid van nitraatconcentraties in het bovenste grondwater voor het beschouwde diepte-traject;
- toetsing van met STONE berekende N- en P- fluxen naar het regionale oppervlaktewater aan waarnemingen: deze zijn deels terug te voeren op het ontbreken van landsdekkende representatieve waarnemingen en het niet kunnen beschouwen van omzettingen en bronnen van nutriënten op het grensvlak grondwater-oppervlaktewater ('slootwand') en in het oppervlaktewater;
- de validatie van de gebruikte verdamping en neerslagoverschotten: met name voor de zandgronden zijn er aanwijzingen dat de gebruikte neerslagoverschotten te laag zijn en daarmee de berekende nitraatconcentraties te hoog;
- vrijzetting van met name stikstof door degradatie van organische stof als gevolg van ontginning en ontwatering: dit proces zal met name voor de zandgronden de afspoeling naar oppervlaktewater verhogen en de respons op het mestbeleid afzwakken;
- transitie-effecten als gevolg van het uit productie nemen van ca 140.000 landbouwgronden zijn niet beschouwd.

In 2001 wordt er een voorlopige finale versie van het STONE-model opgeleverd welke verbeterd is o.a. ten aanzien van de ruimtelijke schematisatie en gewasafvoer en welke uitgebreider getoetst zal zijn.

Gegeven deze onzekerheden moeten de specifieke resultaten van de STONE-berekeningen voor MV5 met enige voorzichtigheid betracht worden ook al zijn beleidsconclusies robuust ten aanzien van het al dan niet halen van kwaliteitsdoelstellingen en de trends in milieukwaliteit. De nieuwe inzichten hebben vooral betrekking op nitraat in grondwater en leiden tot lagere schattingen van het uiteindelijke zandareaal onder landbouwgronden waar, bij invoering van het nieuwe mestbeleid, de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater zullen voldoen aan de 50 mg/l nitraatdoelstelling.

Abstract

In the year 2000 the 5th National Environmental Outlook was published. For this purpose the environmental effects of the proposed 'Integrated Approach of the manure Problem' on soil, groundwater and regional surface waters were analysed for the period between 1986 en 2030. The specific data resulting from this analysis should be considered with some caution because the proposed mineral policy is still under discussion and because a provisional version of the effect model STONE was used.

Nonetheless the main policy conclusions about amending the national eutrophication problem in the period 2016-2030 as compared to 1986-2000 are considered robust. These conclusions are that:

- the national loads of nitrogen and phosphorus on agricultural soils will almost be halved
- nitrate leaching on a national scale will be halved
- nitrate concentrations in shallow groundwater of sandy soils will almost be halved, but the larger proportion of the area of sandy soils in use for agriculture will still not meet the nitrate groundwater standard of 50 mg/l
- the rate of phosphorus accumulation in soil will decrease to a quarter of the present rate but both the area of phosphate saturated soils and rate of phosphate run-off to surface water will not decrease substantially

The exact data for the future improvement of soil and water quality and the emission reductions are still uncertain and under discussion. Uncertainties exist about the future response of farmers with respect to their willingness to replace chemical fertiliser with manure from farms with a manure surplus, via a system of disposal contracts. Large uncertainties also exist about past and future trends in national groundwater depths due to developments in water management. Large scale trends in the surface hydrologic system may greatly influence nutrient transformations in soil (e.g. mineralisation and denitrification) and fluxes and flow paths from groundwater to surface water. These uncertainties are only partly addressed in this study.

1. Inleiding

STONE is een landsdekkend model voor de uispoeling van N en P naar het grondwater en de diffuse belasting met N en P van het oppervlaktewater. STONE is ontwikkeld door en eigendom van Alterra, RIZA en RIVM. STONE is een zogenaamd interdepartementaal consensusmodel. De discussie over de wenselijkheid en haalbaarheid van een consensusmodel is gestart in 1993. De feitelijk bouw vond plaats tussen 1997 en 1998. Uitgangspunt waren de modellen en gegevens welke gebruikt zijn voor Watersysteemverkenningen (WSV) (1994). De motieven voor gezamenlijke ontwikkeling van STONE waren (a) integratie van de best beschikbare kennis, (b) efficiency verhoging en (c) verbetering van de 'transparantie' van de modelmatige aspecten van beleidsondersteuning door gebruik van hetzelfde model. De belangrijkste toevoegingen aan STONE ten opzichte van het WSV instrumentarium waren:

- technische koppeling van deelmodellen voor berekeningen van (i) mestverdeling, dat wil zeggen de bodembelasting met N en P uit kunstmest en dierlijke mest (CLEAN), (ii) atmosferische depositie van stikstof (OPS of SRM) en (iii) transport en accumulatie van N en P in de bodem (GONAT-ANIMO),
- ontwikkeling van een Grafische User Interface,
- verbetering van de procesbeschrijvingen en parameterisatie voor Mineralisatie, Denitrificatie en Gewasopname,
- verbetering van de hydrologische invoer.

In 1999 is de haalbaarheid van een inzet van STONE 1.3 voor de MV5 onderzocht gegeven de voorlopige calibratie van het totaalmodel na de realisatie van bovengenoemde nieuwe functionaliteit (met uitzondering van de gewasopname). Na een positief advies door de Adviesgroep STONE is STONE 1.3 in 2000 daadwerkelijk ingezet voor de Vijfde Milieuverkenning (MV5).

Het doel van deze rapportage is de feitelijke vastlegging van procedures, analyses en (tussen) resultaten, welke ten grondslag hebben gelegen aan de berekening van Paragraaf 5.4 'Vermesting' van de Vijfde Milieuverkenning. Het accent in dit rapport ligt op de vermistingsketen vanaf 'Bodembelasting' tot en met het (bovenste) grondwater en belasting van het regionale oppervlaktewater. Achtergronden bij andere onderdelen van de vermistingsketen worden in een drietal andere rapporten gedocumenteerd, te weten Beleid en emissies, Effecten op nitraat-concentraties in diep grondwater en ruwwater drinkwater (Uffink, 2000) en Vermesting oppervlaktewater.

Verder is deze rapportage de invulling van de in Vijfde Milieuverkenning toegezegde rapportage (Anonymus, 2000; p148) over 'Onzekerheden in de berekening van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater'.

2. Toepassingbereik

STONE is bedoeld voor evaluatie van landsdekkende effecten van macro-economische ontwikkelingen van de Landbouwsector en van nationaal en Europees Landbouwbeleid (bijvoorbeeld Mestbeleid) en Milieubeleid (bijvoorbeeld Europese nitraatrichtlijn) op de uitspoeling van N en P naar het grondwater en de diffuse belasting door N en P van het oppervlaktewater. Het accent ligt op N en P uit landbouwkundige bronnen (dierlijke mest en kunstmest) en op effecten op het landbouwareaal. Echter, STONE geeft ook resultaten voor het areaal in gebruik als natuur, waar atmosferische depositie, ook uit niet landbouwbronnen, de dominante bron is. STONE kan gebruikt worden voor onder andere de berekening van (1) ruimtelijk beelden van N- en P- concentraties en fluxen in bodem, bovenste grondwater en afvoer naar oppervlaktewater, (2) stofbalansen op landelijke en sub-landelijke schaalniveaus, (3) arealen en ruimtelijke beelden van overschrijding van concentratienormen of reductiedoelstellingen. Bovendien kunnen ingevoerde scenario's gemanipuleerd worden ten aanzien van bijvoorbeeld de ruimtelijke verdelingen van dieraantallen, emissiereductiemaatregelen en mesttransport ten behoeve van beleidsoptimalisatie. Het STONE model genereert uitvoer voor 3634 unieke combinaties van onder andere bodemgebruik, bodemtype, hydrologie en voor 10 daagse periodes. Gezien de grovere ruimtelijke en temporele resoluties van invoergegevens (bijvoorbeeld hydrologie), van de berekende bodembelasting (LEI-gebieden per jaar) en atmosferische depositie (5x5 km² per jaar), is interpretatie van resultaten alleen geoorloofd voor grotere ruimtelijke eenheden (indicatief 250 km²) en voor meerjarige gemiddelden (ook van seizoensvariaties) van nutriëntconcentraties en -fluxen. Over het algemeen worden de resultaten landelijk gepresenteerd, maar in sommige gevallen zal ook ingezoomd worden op delen van Nederland, bijvoorbeeld de zandgebieden.

3. STONE Modelbeschrijving

Dit hoofdstuk beschrijft het STONE model en zijn schematisering. Na een technische beschrijving komt de hydrologie aan bod die is veranderd ten opzichte van de WSV-studie (Boers et al., 1997). Deze hydrologie wordt vergeleken met hydrologische invoer van andere modellen die gebruikt zijn in eerdere studies. Verder komen de aanpassingen aan bod die gedaan zijn aan de STONE schematisatie om voor de MV5 ook het nieuwe mestbeleid te kunnen rekenen.

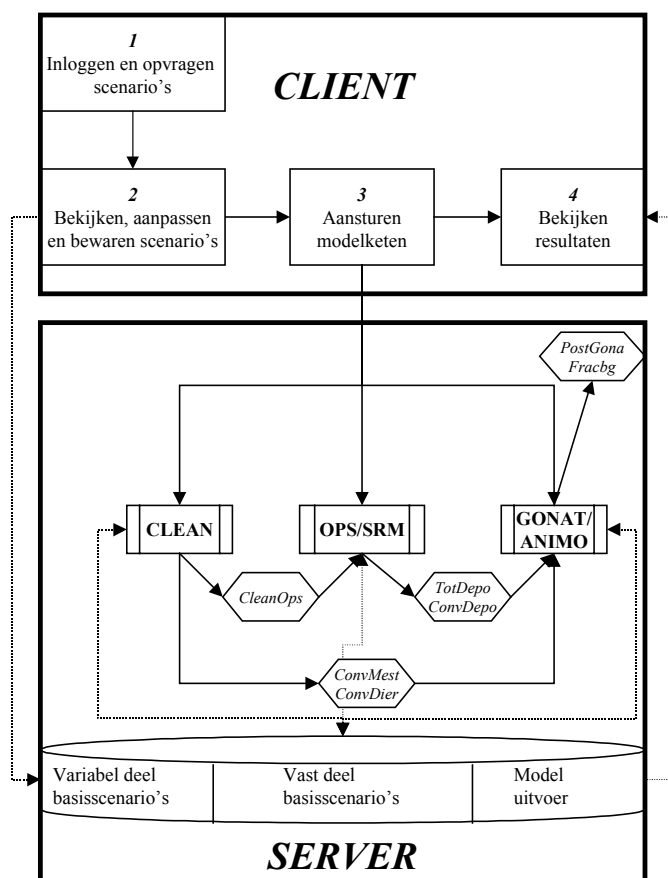
3.1 Technische modelbeschrijving

STONE 1.3 is een modelketen van de modellen CLEAN (mestverdeling), OPS/SRM (depositie) en GONAT/ANIMO (N- en P-uit/afspoeling), de bijbehorende vaste invoergegevens en een aantal basisscenario's. STONE is geïmplementeerd als een 'client-server' applicatie. Via een gebruikersinterface (de client) op een Windows'95/NT machine in een netwerk wordt de modelketen door een server-applicatie op een zware Windows-NT machine aangestuurd. De communicatie geschiedt via internetprotocollen (Beusen et al., 2000).

De modellen CLEAN, OPS/SRM en GONAT/ANIMO zijn zonder aanpassingen opgenomen in STONE 1.3. De reden hiervoor is een eenvoudige inpasbaarheid in STONE van nieuwe, verbeterde deelmodelversies. Gevolg hiervan is wel, dat deze modellen werken met een eigen ruimtelijke resolutie, en soms ook met andere massa- of volume-eenheden. Verborgen voor de gebruiker vinden daarom tijdens het draaien van de modelketen ruimtelijke en dataconversieslagen plaats. Dit geldt ook bij het bekijken van de modeluitvoer. De voor de MV5 gebruikte versie van CLEAN bestaat uit agr1.exe, versie 1.2.1 en agr2.exe, versie 1.2.2. De SRM is versie 1.0, gebaseerd op OPS versie exp6e. GONAT/ANIMO bestaat uit twee executables namelijk GONAT1.3c en ANIMO3.7, GONAT is de ruimtelijke schil om ANIMO die een aantal invoer en uitvoer bestanden klaar zet voor ANIMO.

De basisscenario's zijn gedefinieerd in de vorm van invoerbestanden voor het model CLEAN, en een beperkt aantal parameterinstellingen voor OPS/SRM en GONAT/ANIMO

In Figuur 3-1 zijn de hoofdprocessen genummerd van 1 tot 4. Getrokken lijnen geven de procesvolgorde weer, gestippelde lijnen duiden op datastromen. Niet alle dataconversies zijn opgenomen in Figuur 3-1. De modelketen begint meestal met CLEAN maar kan ook beginnen met OPS/SRM of met GONAT/ANIMO, indien het voorafgaande deel van de keten reeds voor het actuele scenario is doorgerekend. Tussen de modellen vinden de dataconversies plaats.



Figuur 3-1 Schematisch overzicht van de STONE modelketen (Beusen et al., 2000)

Voor een beschrijving van de onderliggende modellen, de data en de dataconversie routines wordt verwezen naar de technische documentatie van STONE (Beusen et al., 2000)

3.2 Ruimtelijke modelschematisering

CLEAN-invoerfiles zijn gedefinieerd op het niveau van LEI-regio's. OPS/SRM invoerbestanden hebben betrekking op een 5*5 km² grid. Het aantal gebruikte plots voor GONAT/ANIMO is overeenkomstig de Water Systeem Verkenningen (WSV)-schematisatie, namelijk 3634. Deze geografische bepaalde plots zijn destijds bepaald als combinatie van PAWN district (Policy Analysis for the Water management of the Netherlands), bodemeenheid (een generalisatie van de 1:250000 bodemkaart naar 21 eenheden), bodemfysische en bodemchemische eigenschappen, 5 kwelklassen (per 500m²) en landgebruikseenheden (6 klassen afgeleid van LGN1,

opgeschaald naar 500m²) (Boers et al., 1997). Plots variëren in oppervlakte van 25 ha tot bijna 50.000 ha, met een gemiddelde plotgrootte van 1600 ha.

3.2.1 Hydrologie

De hydrologische basisschematisering is gewijzigd ten opzichte van de WSV-studie (Boers et al., 1997). Er is gebruik gemaakt van de zogenaamde UC-benadering (Unieke Combinaties). STONE gebruikt met het model SWAP berekende grondwaterstanden als hydrologische modelinvoer. Deze schematisering resulteerde in verbeterde onder- en zijrandvoorwaarden, welke zijn gebruikt om een nieuwe hydrologie voor STONE 1.3 op te leveren.

De interactie tussen grondwater en oppervlaktewater wordt in hoofdzaak bepaald door de geohydrologische eigenschappen van de ondergrond, de eigenschappen van de ontwateringsmiddelen en de kwel/wegzijging (Massop et al., 2000).

Om de interactie tussen grond- en oppervlaktewater te karakteriseren is een indeling van Nederland gemaakt voor een beperkt aantal combinaties van deze factoren.

Hierbij zijn kaartbeelden gebruikt voor geohydrologie (hydrotypen, afgeleid van de Geologische Overzichtskaart van Nederland 1:600.000), ontwateringsmiddelen (10 landschapsregio's) en kwel/wegzijging (grondwatertrap, Gt, uit de bodemkaart, deze geeft een indicatie voor de ondergrondse aanvoer of afvoer).

Deze drie kaarten zijn gecombineerd tot de zogenaamde UC-kaart. Bij deze overlay procedure zijn 716 unieke combinaties of UC's ontstaan.

Voor elke UC zijn voor de bepaling van de drainageweerstand en grondwaterstanden door middel van een optimalisatie met het hydrologische model SWAP-PEST een aantal kengetallen nodig, namelijk:

- Bodem en gewas
- Dichtheid waterlopen
- Ontwateringsbasis
- Aanvoersituatie en aanwezigheid buisdrainage
- Onderrandvoorwaarde. Voor de berekeningen met SWAP wordt als onderrand een kwelflux opgelegd, in de vorm van een sinus. De kwelkaart is vervaardigd door een combinatie van modelresultaten van het RIVM (Landelijk Grondwater Model – LGM) en het RIZA (Nationaal Grondwater Model - NAGROM)

Voor meer informatie over de UC-benadering en een vergelijking met het Landelijke Steekproef (steekproef op Gt) wordt verwezen naar Massop et al., (2000).

De uitvoer van het hydrologische model SWAP wordt gebruikt als invoer voor STONE (zie ook paragraaf 5.3).

Belangrijk is dat de UC-gebieden niet aansluiten bij de WSV-plots. Hierom is aan iedere WSV plot de dominante UC (op basis van het grootste areaal) opgelegd. Dit betekent dat de UC-benadering voor een groot deel teniet wordt gedaan (Kroes et al., 1999). UC's worden weggeschematiseerd en worden ruimtelijk verplaatst.

3.2.1.1 Grondwatertrappen

Andere modellen die in eerdere studies (bijvoorbeeld de MV4 (Anonymus, 1997)) gebruikt zijn voor de berekening van uitspoeling van nutriënten naar het grondwater, zoals NLOAD (van Drecht en Scheper, 1998) en NVerlies (Bresser et al., 1999, Willems et al., 2000),

maken gebruik van de gekarteerde grondwaterstanden (Kaart-Gt). Om deze reden zullen de voor STONE berekende grondwatertrappen vergeleken worden met deze Kaart-Gt. Wanneer er verschillen gevonden worden in modeluitkomsten tussen STONE en deze eerdere studies, dan kan deze vergelijking helpen de oorzaak van die eventuele verschillen inzichtelijk te maken.

Wanneer vergeleken met de Kaart-Gt, dan blijkt dat de UC-Gt vooral een groter oppervlakte droge Gt's (Gt VI en hoger) berekend (Tabel 3-1).

Uit Tabel 3-1 blijkt verder dat de oppervlaktes van de Gt-klassen na de toewijzing van de UC's aan de WSV-plots berekeningen slecht overeen komen met de oppervlaktes van de klassen volgens de UC-benadering.

Tabel 3-1 Totale oppervlaktes in ha en in % per Gt klasse bij verschillende benaderingen (Bron: Kroes et al., 1999 en Massop et al., 2000)

Gt	KaartGT		UC		STONE 1.3		WSV-studie	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
I	55552	1.8	13062	0.5	7575	0.3	300	0.0
II	377491	12.3	254740	9.1	215075	7.9	94925	3.5
III	526504	17.1	450480	16.1	126075	4.6	357950	13.1
IV	169104	5.5	156946	5.6	191925	7.0	136800	5.0
V	557087	18.1	277745	9.9	103625	3.8	394900	14.4
VI	766954	24.9	976495	34.8	722875	26.5	681575	24.9
VII	625875	20.3	674989	24.1	1355600	49.8	1074250	39.2
Totaal	3078567	100	2804456	100	2722750	100	2740700	100

De gekarteerde Gt heeft een totaal van 45.2% van het areaal aan droge gronden (Gt VI en hoger) (Tabel 3-1). Voor de UC-berekeningen is dit 58.9%. De op UC en SWAP gebaseerde berekende Gt kaart is droger dan de Gt-kaart omdat er rekening is gehouden met de laatste informatie over ontwatering (Massop et al., 2000), maar ook omdat SWAP de verdamping op zandgronden overschat (doordat de verdampingsreductie wordt onderschat, mondelinge mededeling P.J.T. van Bakel). De neerslagoverschotten volgen UC-SWAP voor zandgronden zijn meer dan 70 mm lager dan volgens de HELP-studie (paragraaf 3.2.1.2). De Kaart-Gt is verouderd, uit een actualisatie van de gekarteerde Gt (Finke, 1998) blijkt dat het areaal droge gronden ten opzichte van de kaart-Gt in veel gebieden bijna verdubbeld is. Deze actualisatie geldt alleen voor de meest verouderde delen van de Kaart-Gt

De UC-SWAP berekening genereert 260.000 ha extra droge gronden ten opzichte van Gt-kaart. Deze laatste toename is kwalitatief getoetst aan de landelijke steekproef (Massop et al., 2000).

Wanneer de UC-hydrologie vertaald wordt naar de WSV-plots is het areaal Gt VI en hoger toegenomen tot 76.3%. Dit betekent dat door deze laatste vertaalslag nog zo'n 430.000 ha. van de niet droge gronden wordt 'weggeschematiseerd', de natte Gt's zijn blijkbaar qua areaal niet dominant in de WSV-plots en vallen weg. Het niet onbelangrijke gevolg is dat Gt III en Gt V nagenoeg verdwijnen (Tabel 3-1).

De totale toename van 685.000 ha extra droge gronden ten opzichte van de kaart-Gt kan grote gevolgen hebben wanneer het STONE instrumentarium vergeleken wordt met modellen die de kaart-Gt als invoer gebruiken (bijvoorbeeld NLOAD).

Voor het areaal landbouw op zandgronden geldt dit alles nog sterker dan voor Nederland als geheel. In STONE heeft 84% van het totaal areaal zandgronden Gt VI of hoger. Voor

NLOAD is dit slechts 47% (Tabel 3-2). De NLOAD getallen zijn afgeleid van een gegeneraliseerde Gt- en Bodemkaart.

Tabel 3-2 Oppervlaktes per Gt voor de Zandgronden, NLOAD-KaartGt (1995) en STONE 1.3

Gt	NLOAD1995-KaartGt		STONE 1.3	
	ha	%	ha	%
I	291	0.0	150	0.0
II	21496	2.9	1475	0.2
III	137628	18.3	32675	4.4
IV	46600	6.2	43100	5.8
V	189429	25.2	44100	6.0
VI	215830	28.7	351725	47.6
VII	139741	18.6	266000	36.0
Totaal	751015	100	739225	100

Op basis van een voorlopige analyse van de toekomstige STONE schematisatie blijkt dat deze eveneens een groter areaal extra droge gronden creëert (68%, ca. 500.000 ha meer ten opzichte van de Gt-kaart). Omdat er in deze toekomstige schematisering geen natte Gt's meer worden weggeschematiseerd, moet de toename van het areaal Gt VI en hoger helemaal toegekend worden aan de met SWAP berekende Gt (Kroon et al., 2000).

Concluderend kan gesteld worden dat STONE een aanzienlijk hoger areaal droge gronden (Gt VI en hoger) gebruikt dan andere modellen die de Kaart-Gt als basis gebruiken. Dit is gedeeltelijk te onderbouwen omdat er rekening is gehouden met de laatste informatie over ontwatering (Massop et al., 2000), de Kaart-Gt is verouderd, maar voor een deel is dit puur het gevolg van het wegschematiseren van natte grondwatertrappen.

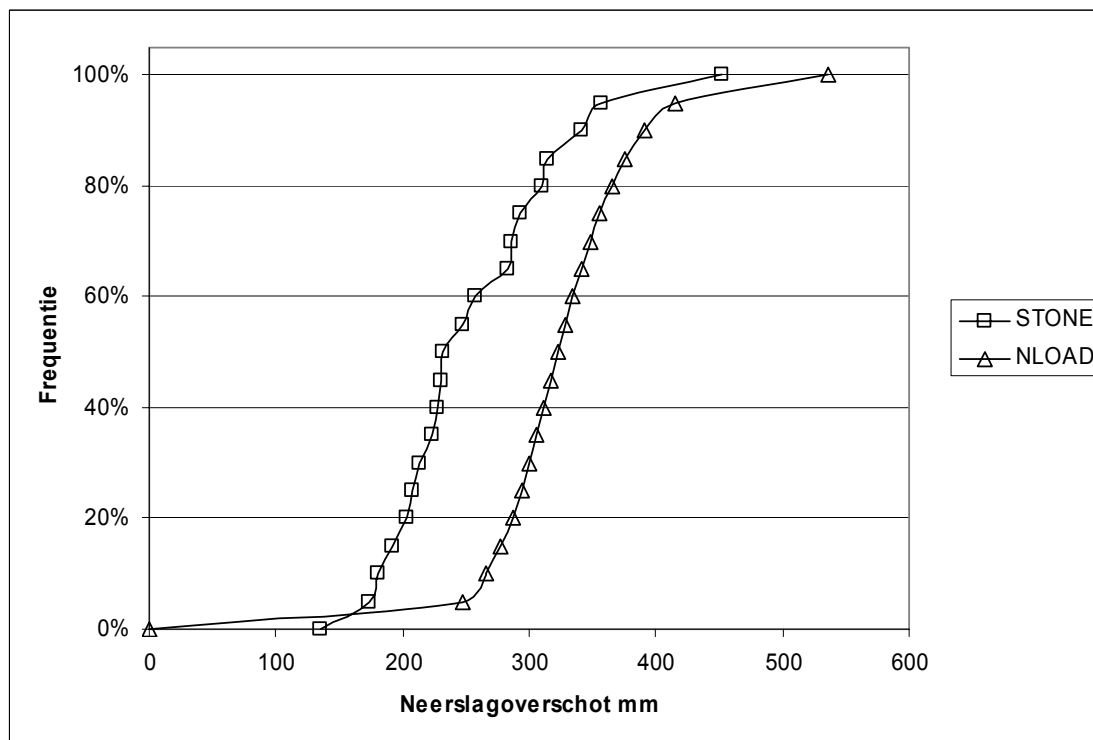
3.2.1.2 Neerslagoverschot

Ook de neerslagoverschotten van STONE zijn vergeleken met de neerslagoverschotten gebruikt in eerdere studies. Het model NLOAD (van Drecht en Scheper, 1998) en het model NVerlies (Bresser et al., 1999, Willems et al., 2000) maken beide gebruik van neerslagoverschotten uit de HELP-studie (Werkgroep HELP, 1987). De NLOAD benadering is een 30-jarig gemiddelde neerslag en referentiegewasverdamping met behoorlijke verschillen in berekende neerslagoverschotten per district en Gt.

Gemiddeld genomen zijn de neerslagoverschotten berekend voor STONE (uit het model SWAP) ongeveer 44 mm (Tabel 3-3) lager dan die gebruikt voor NLOAD (HELP-studie). Voor de zandgronden is dit verschil groter en kan het oplopen tot bijna 100 mm/jaar (Tabel 3-3 en Figuur 3-2). Voor de droge zandgronden is dit verschil nog groter en kan het oplopen tot 120 mm (Tabel 3-4).

Tabel 3-3 Verschil in neerslagoverschotten STONE (15 jarig gemiddelde) en NLOAD (30 jarig gemiddelde) (mm/jaar)

		STONE	NLOAD	verschil
Mediaan	NL	249	306	57
Gemiddeld	NL	259	303	44
Mediaan	Landbouw op zand	231	323	92
Gemiddeld	Landbouw op zand	252	320	68



Figuur 3-2 Verschil tussen het neerslagoverschot van STONE (15 jarig gemiddelde) en NLOAD (30 jarig gemiddelde) voor de zandgronden onder landbouw

Tabel 3-4 Verschil in neerslagoverschotten STONE (15 jarig gemiddelde) en NVerlies (30 jarig gemiddelde, Bron: Willems et al., 2000) (mm/jaar).

	STONE	Nverlies	range Nverlies	Verschil
Gras-zand-nat	216	268	201-328	52
Gras-zand-droog	232	355	297-404	123
Mais/bouwland-zand-nat	308	387	320-443	79
Mais/bouwland-zand-droog	317	453	393-502	136

Verschillen in gemiddelde neerslag tussen de landelijke waarden van de verschillende weerjarenreeksen van STONE (paragraaf 3.3), de weerjarenreeks 1986-1997 en de weerjarenreeks 1971-1985 zijn verwaarloosbaar (Tabel 3-5).

Tabel 3-5 Neerslag overschotten (mm/jaar) verschillende gewassen STONE, 15 jarig gemiddelden weerjarenreeks 1986-1997 en weerjarenreeks 1971-1985

	Weer 1971-1985	Weer 1986-1997
Maïs	304	302
Gras	232	230
Bouwland	327	323

3.2.2 Droge gronden

Een voorwaarde voor de MV5 was dat het 'droge gronden beleid' doorgerekend kan worden, dit is een onderdeel van het Aanvullend Stikstofbeleid (Hoofdstuk 5.1) en betekent dat er andere normen gelden voor de droge landbouwgronden. Hiervoor is het nodig dat onderscheid gemaakt wordt tussen droge en niet-droge landbouwgronden. Droge gronden zijn kort gezegd alle grondsoorten met een grondwaterklasse VI, VII of VII*.

Voor het mestverdelingsmodel is het mogelijk gemaakt natte en droge bodemsoorten te onderscheiden. Voor de WSV plots is onderscheid gemaakt tussen natte en droge plots. Naar aanleiding van de op het RIVM beschikbare droge gronden kaart is voor de STONE WSV-plots bepaald welke plots als droog gekarakteriseerd worden. Deze 'consensus' kaart droge gronden is eind 1998 door Alterra ontwikkeld en gemaakt in samenwerking met RIVM, IKC-L en de ministeries van VROM en LNV.

Op basis van een overlay van de droge-grondenkaart en de WSV-plots zijn plots geselecteerd die als 'droog' worden gekenmerkt. Hierbij zijn de volgende criteria gehanteerd (Fraters en Beusen, 1999):

- Het totale areaal van de WSV-landbouwplots die als droog worden gekarakteriseerd is ongeveer 240.000 ha.
- De fractie droge gronden in een WSV plot is bepalend of een plot als droog wordt gekarakteriseerd.

Er zijn alleen WSV-landbouwplots als 'droog' gekarakteriseerd, in overeenstemming met de droge gronden kaart. Van elke WSV-plot is door overlay de fractie droge gronden bepaald. De landbouwplots zijn vervolgens geordend op basis van afnemende fractie 'droog'. Hierna is gekeken bij welke WSV-plot het areaal van 240.000 ha. werd overschreden. Dit is de laatste WSV-plot die meegenomen is als 'droge' landbouwplot. In totaal zijn dit 322 WSV-plots, het totale areaal van deze plots is 246.000 ha, waarvan 118.000 ha grasland (48%), 60.000 ha maïsland (24%) en 68.000 ha overige landbouwgewassen (28%). Van deze 322 plots zijn er 295 plots met bodemsoort zand, de overige plots liggen op niet zandgronden.

De fractie droge gronden (volgens de droge gronden kaart) in deze droge WSV-plots varieert van 26 tot 100% (gemiddeld 46%). Het totale areaal droge gronden (volgens de droge gronden kaart) bedraagt in deze WSV-plots 107.000 ha., 73.000 ha droge gronden (volgens de droge gronden kaart) komt voor in WSV-landbouwplots die als nat zijn gekarakteriseerd en 60.000 ha komt voor in WSV-natuurplots (Fraters en Beusen, 1999). De ruimtelijke ligging van de droge gronden volgens de droge gronden kaart blijft dus maar in minder dan 50% van de gevallen behouden.

De vraag is of het voor landelijke uitspraken uitmaakt of de ligging voor maar 50% overeenkomt met de werkelijkheid, zolang het totale areaal maar ongeveer 240.000 ha is. Voor de nutriëntenbelasting geldt dat voor de landbouw het aandeel nutriënten uit de atmosferische depositie op de totale nutriëntenbelasting meestal gering is. Ook de verschillen in (berekende) depositie op korte afstand zijn meestal gering. Een iets afwijkende ligging maakt in dit geval niet veel uit. De mestgiften met kunstmest en dierlijke mest worden bepaald voor bodem- en gewascombinaties binnen een LEI-district. Deze giften worden gespecificeerd voor droge en natte gronden ongeacht hun specifieke ligging. Daarna worden ze door middel van de bodem- en gewascombinaties omgezet naar giften per WSV-plot. De verdeling over type bodemgebruik in de droge WSV-plots en de droge gronden kaart (overlays op 50 bij 50 m basis van LGN3, gemeentengrenzenkaart 1995 en de droge grondenkaart) komen redelijk goed overeen (zie Tabel 3-6). Vermoedelijk zitten de verschillen binnen de bestaande onzekerheidsmarges in de gebruikte bestanden en

berekeningen die als referentie dienen. Het lijkt dat met de gebruikte selectiemethode een goede gewasverdeling is verkregen (Fraters en Beusen, 1999).

Tabel 3-6 Verdeling van bodemgebruik bij WSV-schematisatie en consensus droge gronden kaart -schematisatie

Bodemgebruik	Droge WSV-landbouwplots	Droge gronden kaart
Grasland	48%	47%
Maïs	24%	29%
Overig Bouwland	28%	24%

Wanneer de voor MV5 gebruikte hydrologie (zie paragraaf 3.2.1) naast de als 'droog' gekarakteriseerde WSV-plots gelegd wordt dan blijkt dat de droge Gt's (Gt VI-GtVIII) duidelijk overheersen (302 plots, 94%) (Tabel 3-7). Ook bij de als 'nat' gekarakteriseerde WSV-plots overheersen de droge Gt's, maar minder (60-70%). Het areaal droge Gt's is volgens STONE groter dan volgens de Kaart-Gt die ten grondslag ligt aan de droge gronden kaart (paragraaf 3.2.1).

Tabel 3-7 Percentage 'droge' en 'natte' Gt's per als nat en als droog geclassificeerde WSV-plots

Bodemgebruik	Type WSV plot	Gt I – Gt V	Gt VI – Gt VIII
Landbouwgronden	Droog	6	94
	Nat	36	64
Natuurterreinen	Nat	30	70

Het belangrijkste minpunt van deze procedure is dan ook dat het feitelijke areaal droge gronden in de WSV-schematisatie veel groter is dan de 240.000 ha van de droge-gronden kaart (paragraaf 3.2.1 en Tabel 3-7). Voor dit grotere areaal wordt echter géén Aanvullend Beleid doorgerekend (want dit beleid geldt slechts voor 240.000 ha). Het effect van het droge gronden beleid zal zeker tegenvallen voor de zandgronden als geheel.

3.2.3 Anti-verdrogingsmaatregelen

Voor het doorrekenen van anti-verdrogingsmaatregelen zijn een aantal hydrologische varianten bedacht die feitelijk doorgerekend zijn op 'subplot' niveau. De ruimtelijke schematisatie is hiervoor niet als zodanig aangepast, maar wel het concept van rekenen. In het kader van de verdrogingsbestrijding (MB99) zijn na 1998 op 0.3 Mha anti-verdrogingsprojecten gestart, welke in het algemeen zullen leiden tot een verhoging van de grondwaterstand. De afvoer van N en P naar grond- en oppervlaktewater hangen sterk samen met het grond- en oppervlaktewaterbeheer, met name door beïnvloeding van het drainageproces en het denitrificatieproces. De effecten van de verdrogingsbestrijding zijn niet meegenomen in de basisanalyse van de doorgerekende beleidsscenario's (Hoofdstuk 5), maar in een apart scenario doorgerekend. Hiervoor is door Alterra een analyse uitgevoerd betreffende deze effecten op de hydrologie van het topsysteem (Kroes, 2000).

Voor de analyse zijn een tweetal kaarten gebruikt:

- Een kaart met maatregelgebieden gebaseerd op een combinatie van de verdrogingskaart van Nederland van 1998 en een ruilverkavelingskaart waarin de geplande maatregelen zijn opgenomen. Dit zijn de gebieden waarin grondwaterconservering wordt nagestreefd.
- Kwel/infiltratie-kaart met de verandering in kwel/infiltratie als gevolg van een gecombineerd effect van veranderingen in grondwateronttrekking en anti-verdrogingsmaatregelen door ingrepen in 'lokale' waterhuishouding.

Deze kaarten zijn door Alterra samengevoegd met de STONE-schematisering (WSV-plots) en verwerkt tot gewijzigde onder- en zijrandvoorwaarden voor de SWAP-berekeningen.

De kwel/infiltratie kaart bleek niet zonder meer voor de onderrand van SWAP te gebruiken, omdat er geen eenvoudige overlay gemaakt kon worden tussen WSV-plots en de kwel/infiltratie-kaart met grids van 250x250 m. Een WSV-plot heeft namelijk één hydrologie, maar is verdeeld over meerdere grids van 500x500 m. Hierom is als onderrand-aanpassing een classificatie geïntroduceerd (5 klassen) die de variatie binnen een WSV-plot aangeeft. Andere parameters voor onderrand (amplitude, e.d.) zijn gelijk gebleven.

Voor het oppervlaktewater is besloten tot een eenduidige ingreep. Binnen maatregelgebieden is als zijrand-aanpassing het peil van alle ontwateringsmiddelen verhoogd tot 30 cm-mv (MV5 maatregel 1 (Tabel 3-8)). Dit is in overeenstemming met de berekeningen van het Landelijke Grondwater Model (LGM). Verder zijn er geen aanpassingen (zoals wateraanvoer/afvoer, berekening, opties drainage/infiltratie, etc.). Buiten de maatregelgebieden vinden geen ingrepen in het oppervlaktewatersysteem plaats (MV5 maatregel 0).

De overlay resulteerde in eerste instantie in een indeling met 10853 rekeneenheden (subplots). Voor de sub-plots met een minimale deltakwel en welke tevens buiten een maatregelgebied vallen zijn geen nieuwe berekeningen uitgevoerd (daar verandert immers niets).

Aangezien dit aantal sub-plots erg veel is om binnen enkele weken door te rekenen is er een minimale deltakwel van 0.1 mm/d gekozen als doorreken criterium.

Tevens is er besloten om alle plots buiten beschouwing te laten die minder dan 5% van het WSV-plot areaal bedragen (de zeer kleine sub-plots).

Uiteindelijk zijn voor 3276 WSV mestplots met een totale oppervlakte van 437.263 ha. nieuwe berekeningen gedaan.

De verdeling van het aantal door te rekenen sub-plots over de Deltakwel-klassen is gegeven in Tabel 3-8. Er zijn 9 mogelijke varianten, dit betekent dat voor sommige WSV-plots meerdere (maximaal 9) berekeningen zijn gedaan. Later is weer één waarde per plot bepaald aan de hand van een gewogen gemiddelde (Bijlage 2).

Tabel 3-8 Aantal door te rekenen WSV mestplots ten behoeve van de anti-verdrogingsmaatregelen (Bron: Kroes, 2000)

Variant-code	MV5 Maatregel	DeltaKwelKlasse (mm/d)	Aantal WSV plots	Gemiddelde Kwel (cm/d, pos=upward)
M	0	1: < -0.25	129	0.58
N		2: >= -0.25 en < -0.1	515	0.15
O		4: >= 0.1 en < 0.25	182	-0.14
P		5: > 0.25	131	-0.70
Q	1	1: < -0.25	79	0.78
R		2: >= -0.25 en < -0.1	83	0.17
S		3: >= -0.1 en < 0.1	1036	-0.02
T		4: >= 0.1 en < 0.25	454	-0.17
U		5: > 0.25	667	-0.75
Totaal			3276	

Het bleek dat bij de varianten met hoge wegzijging (O, P, T en U) de grondwaterstand constant onder het profiel uitzakte. Omwille van de tijd is gekozen voor een noodverband voor deze varianten en is de wegzijging op maximaal -1 mm/d (365 mm/jaar) gezet. Dit

betekent dat de wegzijging voor deze varianten is onderschat ten opzichte van de LGM-berekeningen. Een jaarlijkse wegzijging van 365 mm is echter een redelijker maximum dan de extremen die met de oorspronkelijke varianten P en U zouden zijn gesimuleerd.

3.3 Temporele modelschematisering

Alle scenario's beginnen op 1 januari 1986 en hebben een simulatieduur van een veelvoud van 15 jaar (15 jaar, 30 of 45 jaar). Dit is een direct gevolg van het feit dat GONAT/ANIMO in veelvoud van 15 jaar rekt. Elke 15-jarenreeks gebruikt dezelfde hydrologische invoerbestanden. De hydrologische invoerbestanden bevatten dagcijfers van neerslag en verdamping welke zijn neergeschaald van decadecijfers. De voor de MV5 gebruikte hydrologie is die van de jaren 1971 tot en met 1985. Voor het jaar 1986, 2001 en 2016 wordt dus gerekend met de hydrologie van het jaar 1971. Dit alles is tevens één van de redenen dat voor de MV5 de resultaten veelal gepresenteerd worden als gemiddelde van een reeks van 15 jaar. Anders zouden er mogelijk resultaten ten onrechte vergeleken worden met meetresultaten van één specifiek jaar. Bovendien reageren sommige modelresultaten sterk op jaarlijks veranderende hydrologische invoer en ontstaan er grote schommelingen in de tijd, een gemiddelde geeft dan een duidelijker beeld van de werkelijke modeltrend.

4. Validatie & Parameterisatie

In dit hoofdstuk komt de validatie van het STONE instrumentarium aan bod, waarbij STONE data getoetst worden aan meetgegevens. Aan de hand van voorlopige validatiegegevens hebben in het voortraject van de MV5 een aantal modelwijzigingen plaatsgevonden, welke het gevolg zijn van gevonden onvolkomenheden binnen STONE. Wijzigingen zijn aangebracht ten aanzien van uit- en afspoelingsparameters van N en P naar het oppervlaktewater en de gewasopname. Tevens is de bodemvoorraad van stikstof nader bekeken. Aan deze wijzigingen zal eerst aandacht besteed worden voordat nader wordt ingegaan op de validatie.

4.1 Modelparameterisatie

4.1.1 N uit- en afspoeling

De NH_4 -afspoelingsconcentraties naar het oppervlaktewater bij veenprofielen waren in eerste instantie veel hoger dan tijdens de WSV-studie (Boers et al., 1997) gemodelleerde waarden. Deze waarden werden als niet plausibel gezien.

Door het aanpassen van de mineralisatiesnelheid bij verzadiging, deze is met een factor 10 verlaagd, zijn de extreem hoge NH_4 -concentraties in de afspoelingsflux (uit veenprofielen) ten opzichte van de WSV-studie verdwenen. Het gevolg van deze aanpassing was dat er tevens minder mineralisatie van fosfaat in de verzadigde zone plaatsvond.

4.1.2 P-uit- en afspoeling

De lage mineralisatie van fosfaat in de verzadigde zone (ten gevolge van aanpassingen ten behoeve van de uit- en afspoelingsparameters van stikstof) leidde er toe dat de met STONE berekende P-concentratie in de afspoeling te laag werd, lager dan de gemeten concentratie in het oppervlaktewater. Er is gepoogd deze afwijking te herstellen om de P-afspoeling alsnog plausibel te maken.

De wijzigingen die hiervoor zijn aangebracht zijn:

- Aanpassing van de anisotropiefactor
- Aanpassing van de verdeling van de afvoerfluxen
- Aanpassing van de initiële P-gehalte van de bodem in 1941
- Invoering ratio voor minerale P en organisch P in kwelwater

4.1.2.1 *Aanpassing van de anisotropiefactor*

In de WSV-studie (Boers et al., 1997) hadden de klei- en veengronden voor de bovenste meter van het bodemprofiel een anisotropiefactor (verhouding tussen verticale en horizontale doorlatendheid) van 10.

Bij de reparatie van de STONE hydrologie was verzuimd deze factor mee te nemen in de SWAP berekeningen. Door onduidelijkheid was deze factor als reciproque waarde verwerkt en werd er gewerkt met een effectieve factor van 0,1 in plaats van 10.

Voor de beschreven MV5 berekeningen is de oorspronkelijke waarde van 10 opnieuw aangehouden.

4.1.2.2 Aanpassing van de verdeling van de afvoerfluxen

Bij een eerdere conversiemodule waarin de laterale fluxen met de diepte worden toegedeeld aan bodemlagen was geen rekening gehouden met een gewijzigd verloop van verticale stroming.

Verder is in de SWAP berekeningen uitgegaan van 5 drainageniveaus, waarbij het 5^e niveau oppervlakkige afvoer voorstelt. In de WSV benadering (Boers et al., 1997) bestaan drie drainageniveaus en runoff. Bij een voorgaande conversie waren de fluxen van het 3^e, het 4^e en het 5^e niveau samengevoegd en als 3^e niveau fluxen beschouwd.

Bij de aanpassing is de conversiemodule zodanig ingesteld dat de verticale fluxen nu consistent zijn met de laterale fluxen en dat de 5^e niveau fluxen worden beschouwd als runoff. In de originele versie van ANIMO werd de runoff flux als volgt verdeeld:

- 0.8* runoff stroomt direct naar het oppervlaktewater en heeft de neerslagconcentratie
- 0.15* runoff stroomt oppervlakkig over het maaiveld en heeft de concentratie van laag 0 (maaiveldreservoir)
- 0.05 * runoff stroomt door de eerste bodemlaag en heeft de de concentratie van de eerste bodemlaag.

De verhouding is gewijzigd in:

- 0.5 * runoff heeft de neerslagconcentratie
- 0.375 * runoff heeft de concentratie van laag 0
- 0.125 * runoff heeft de concentratie van laag 1

Voor de testgebieden Bergambacht en het Veerse Meer leidde deze laatste aanpassing tot een verhoging van de P-belasting van het oppervlaktewater.

4.1.2.3 Aanpassing van het initiële P-gehalte van de bodem in 1941

Volgens de oude methodiek werd op basis van een geschatte P-voorraad fosfaat in de bodem over verschillende pools verdeeld. Daar zaten twee beveiligingen op:

- als de P-concentratie in de wortel zone lager dan 0.4 mg/l dreigde uit te vallen werd de P-voorraad zodanig aangepast dat de P-concentratie op 0.4 mg/l uitkwam
- in de zone tussen kwel-niveau en onderkant (7m) werd de P-voorraad zodanig berekend dat de P-concentratie op de kwelwaterconcentratie uitkwam.

Bij nadere inspectie bleek de P-concentratie tussen de wortelzone en het kwelniveau soms heel lage waarden te hebben. Dit is aangepakt door de minimumwaarde voor de P-concentratie op 0.05 mg/l te stellen en voor de mariene kleigronden de minimumwaarde voor de P-concentratie op 0.15 mg/l te stellen. Als volgens de gangbare procedure deze waarden onderschreden dreigen te worden wordt de P-voorraad zodanig ingesteld dat de genoemde minimumconcentraties gaan gelden in 1941. Het instellen van deze minimumwaarden heeft als consequentie dat er minder P zal worden vastgelegd in deze zone die in hydrologische zin belangrijk is voor de uitspoeling. De belasting van het oppervlaktewater zou moeten toenemen. Deze ingreep had echter weinig effect voor het testgebied Veerse Meer.

4.1.2.4 Invoering ratio voor minerale P en organisch P in kwelwater

De concentratie van opgelost organisch N en opgelost organisch P in kwelwater stond op 0 voor alle plots. Er is een ratio geschat tussen het minerale N en het organisch N gehalte en tussen het minerale P en organisch P in het kwelwater. Dit is gedaan voor kleigronden, veengronden en zandgronden. Aan de hand van deze ratio kon een waarde worden geschat

voor organisch N en organisch P in kwelwater. Voor de testgebieden Schuitembeek, Bergambacht en het Veerse Meer had deze ingreep weinig effect.

4.1.3 Gewasopname

In de discussie rondom de N-opname van grasland bleek dat de calibratie van de graslandmodule in 1999 onvoldoende is geweest. De netto-afvoer van ongeveer 450 kg/ha voor Nederland uit gras was ongeveer 75 kg/ha te hoog in vergelijking met getallen van het CBS en het Handboek voor de Melkveehouderij (Bijlage 3). Na nadere discussie met agronomen is geconcludeerd dat de 'management' factor in de gewasmodule te hoog staat. Deze factor geeft de verhouding aan tussen wat gemiddeld in de praktijk wordt gevonden en wat maximaal haalbaar is onder proefveldomstandigheden. De gewasopname van gras is in ANIMO gebaseerd op optimale productieomstandigheden op proefpercelen, die in de normale landbouwpraktijk moeilijk worden gehaald. Deze factor is bijgesteld van 0.7 naar 0.5. Dit gaf echter tevens een duidelijke verhoging van de oppervlakkige nitraatuitspoeling te zien, in het validatie-deelgebied Schuitembeek stijgt die met 38%; in het Veerse meer gebied met 26%. De netto-afvoer onder gras nam hierdoor af tot 398 kg/ha (zie de N-balans in paragraaf 6.1). De bruto-opname onder gras nam af van 577 kg/ha naar 528 kg/ha (gemiddelde waarden 1986-2000).

De netto gewasafvoer van N binnen STONE (ANIMO) is als volgt geschat:

$$((\text{Bruto } NH_4 \text{ opname} + \text{Bruto } NO_3 \text{ opname}) - (\text{orgN wortel resten} + NO_3 \text{ wortelresten}) - (\text{orgN begrazingsverliezen} + NO_3 \text{ begrazingsverliezen}) - (\text{orgN oogstverliezen} + NO_3 \text{ oogstverliezen}))$$

In STONE wordt in tegenstelling tot de CBS-berekeningsmethode geen Droge Stof-productie en N-gehalte berekend, maar een door preferentiefactoren en managementfactoren gecalibreerde N-opname door wortels. STONE houdt rekening met bemaaiings- en beweidingsverliezen.

4.1.4 Bodemvoorraad N

Netto afbraak van de stikstofvoorraad in de bodem is reëel in het licht van de algemeen in Nederland verbeterde ontwatering van cultuurgrond. Dit verschijnsel is vooral belangrijk in natte organisch-stofrijke bodems.

Met STONE 1.3 wordt, wanneer gerekend wordt met de weerjarenreeks 1986-1997, een constante afname van de bodemvoorraad organische stikstof berekend (Figuur 4-1). Voor de zandgronden geldt in 15 jaar een afname van 11%. De processnelheid is zoals verwacht het grootst bij de veengronden, door oxidatie van veen, en het kleinst bij de zandgronden. Een nadere analyse heeft uitgewezen dat dit proces met name in de zone boven het GLG plaatsvindt. In Tabel 4-1 is het verschil tussen het GHG profiel en het GHG-7m profiel voor zandgronden gegeven voor zowel organisch N en totaal N.

Figuur 4-1 en Figuur 4-2 geven het berekende verloop van het totale profiel weer voor de hoeveelheid organisch N en voor de totale hoeveelheid N in de bodemvoorraad. De afname van de bodemvoorraad is met name voor zandgronden voor de organische N-voorraad wel constant, maar niet voor de totale N-voorraad.

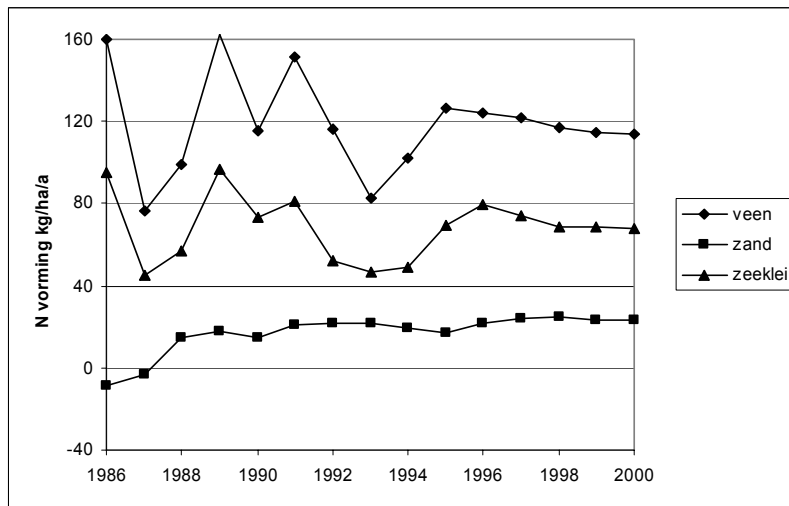
Wat opvalt is vooral de sterke invloed die de weerjarenreeks lijkt te hebben op de netto vrijzetting van organische stof onder zandgronden. Deze bedraagt gemiddeld voor de periode van 15 jaar (1986-2000) 21 kg/ha totaalN (Tabel 4-2). Wanneer met de weerjarenreeks 1986-1997 gerekend wordt dan is dit slechts 12 kg/ha (1986-1997) totaal N.

Tabel 4-1 Netto afbraak van stikstof onder zandgronden (kg/ha), weerjaren 1971-1985

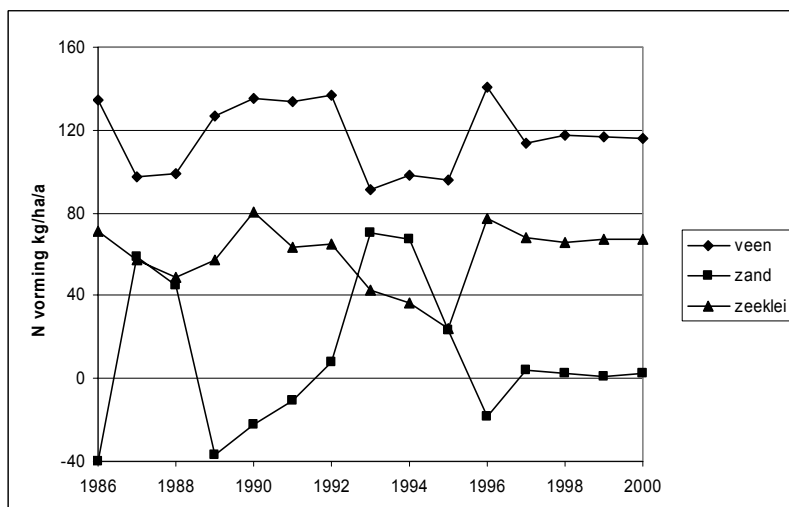
	Diepte	1986-2000	2016-2030
org-N	mv-GHG	12	20
	GHG-7m	8	7
tot-N	mv-GHG	16	21
	GHG-7m	5	7

Tabel 4-2 Bruto N-flux naar de bodem door netto afbraak van totale N-bodemvoorraad berekend met de verschillende weerjarenreeksen, 7 meter profiel

	Weerjaren 1986-1997	Weerjaren 1971-1985
Veen	117	121
Zand	12	21
Klei	43	53



Figuur 4-1 Nalevering organisch N (kg/ha) uit de bodemvoorraad, berekend met weerjaren 1986-1997, 7m profiel



Figuur 4-2 Nalevering N-totaal (kg/ha) uit de bodemvoorraad, berekend met weerjaren 1986-1997, 7m profiel

4.2 Modelvalidatie

De validatie van het STONE instrumentarium is opgenomen in het Projectplan STONE 2000, het deelproject Toetsing van STONE aan meetgegevens. In de voorbereidingen van de MV5 zijn van dit deelproject reeds de 1^e en 2^e fase uitgevoerd.

Wanneer deze fasen tot een niet gunstig resultaat zouden hebben geleid zou het STONE modelinstrumentarium niet aangewend zijn om de berekeningen uit te voeren voor de MV5.

Fase 1 en 2 besloegen de volgende aspecten:

- Functionaliteit- en 'bug'-toets
- Een vergelijking met de resultaten van de MilieuBalans96 versie van de WSV (Water Systeem Verkenningen (Boers et al., 1997))
- Een toets op N- en P-belasting oppervlaktewater op deelgebieden (Schuitembeek, Bergambacht en Veerse Meer)
- Een plausibiliteitstest
- Een vergelijking tussen met STONE berekende NO₃ concentraties in het bovenste grondwater met meetdata van het mestmeetnet en het bosmeetnet
- Een vergelijking met de tijdens MV4 berekende NO₃-uitspoeling
- Een vergelijking met het Landelijk Meetnet Grondwater

Een aantal van deze toetsen zijn herzien naar aanleiding van de aanpassing van de parameterisatie (paragraaf 4.1).

4.2.1 Functionaliteittoets

Naar aanleiding van deze toets zijn een aantal 'bugs' in STONE gevonden en verwijderd. Sommige conversies waren niet geïmplementeerd zoals ze omschreven waren. De procedures die zijn doorgelopen tijdens het testen van de conversieprogramma's zijn gedocumenteerd en gestandaardiseerd (Overbeek en Beusen, 2000).

4.2.2 Vergelijking WSV resultaten

De vergelijking met WSV resultaten (Boers et al., 1997) is een indirecte modeltoets, het is géén validatie, maar door middel van de vergelijking is wel snel inzicht te verkrijgen in afwijkingen die zich voordoen in de modeloutput op landelijke schaal. De volgende parameters zijn vergeleken:

- trends in stikstof- en fosfaatbemesting
- trends in stikstof- en fosfaatuitspoeling naar het oppervlaktewater
- ruimtelijk beeld 2015 van de totale N uitspoelingsflux naar het oppervlaktewater
- ruimtelijk beeld 2015 van de concentratie van verschillende uitspoelingstermen naar het oppervlaktewater

Deze parameters zijn vergeleken voor het BELEID95 scenario. Voor de verschillende parameters is ook het MILIEU scenario doorgerekend, maar niet gepresenteerd. Voor een uitleg over deze scenario's wordt verwezen naar Boers et al.(1997). Voor de afspoelingsresultaten kan gesteld worden dat door de berekeningen uit te voeren met STONE in plaats van met het WSV instrumentarium de verschillen tussen de twee scenario's kleiner zijn geworden.

Ten opzichte van het WSV-instrumentarium is door gebruik van STONE het volgende veranderd in de berekeningsketen:

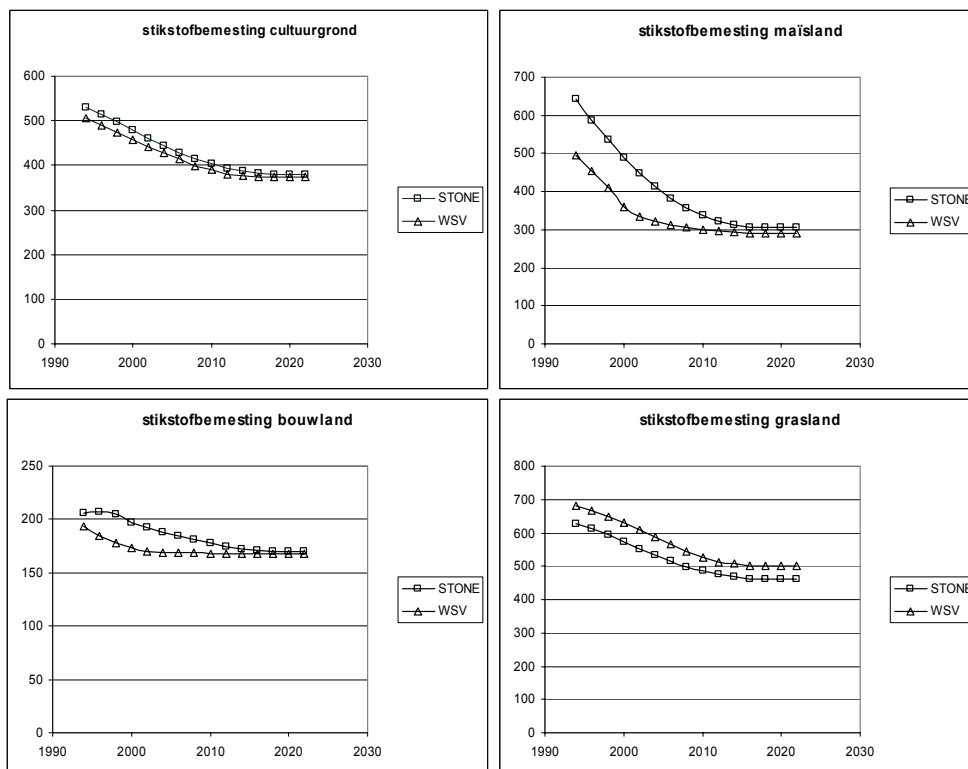
- Het mestverdelingsmodel MestWSV is vervangen door CLEAN
- In ANIMO zijn de denitrificatie- en mineralisatiemodules aangepast alsmede de onderliggende hydrologie

Op basis van de vergelijking tussen de mestverdelingsmodellen CLEAN-MestWSV was te verwachten dat de verschillen in de mestgift tussen de twee modelketens minimaal dienden te zijn (Ruijgh, 1999). De bemestingcijfers van de WSV zijn lopende gemiddelden over 15 jaar. Voor de uitspoeling is zo'n weergave van tijdsgemiddelde resultaten een vereiste aangezien deze sterk reageert op veranderingen van neerslag en verdamping. Voor de bemesting is deze middeling in het kader van de WSV-berekeningen ook uitgevoerd. Voor een goede vergelijking is de STONE data op dezelfde wijze behandeld.

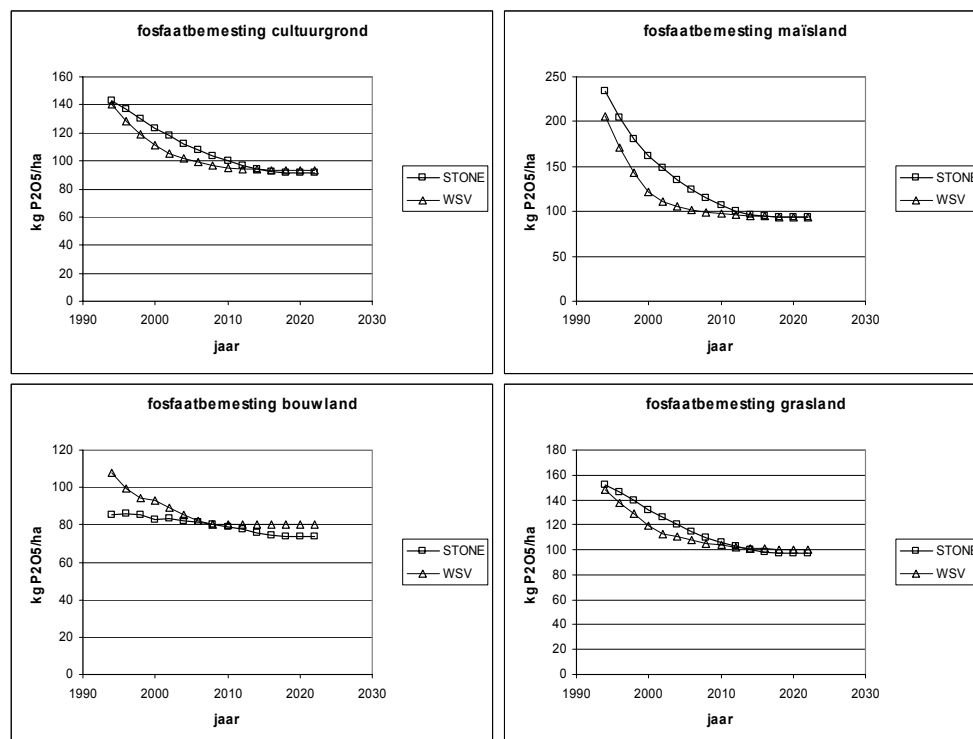
De gepresenteerde bemestingcijfers (totale hoeveelheid dierlijke mest en kunstmest) zijn de uitrij- en eventuele beweidingsetallen en de emissies. Omdat in de CLEAN-uitvoer alleen totale emissiecijfers zijn opgenomen, niet uitgesplitst naar landgebruik, is het alleen mogelijk de gemiddelde N-bemestingcijfers van de totale cultuurgronden één op één te vergelijken met de WSV data. Voor de overige landgebruiken is de emissie gewogen verdeeld aan de hand van de dierlijke mestgetallen.

Trendgrafieken van de vergelijking van de bemesting op landelijk niveau zijn te vinden in Figuur 4-3 en Figuur 4-4. Uit deze grafieken blijkt dat met name fosfaatbemesting onder bouwland in de beginperiode afwijkt van de tijdens de WSV-studie gebruikte bemesting. Als de gewogen verdeling van de emissies een degelijk inzicht verschaft over de verdeling van de mest over de verschillende landgebruiken dan wijkt met name maïsland af van de bemesting tijdens de WSV.

De overige tussentijdse verschillen tussen de bemestingcijfers zijn een gevolg van verschillen in de jaren waarin streefwaarden zijn vastgesteld.

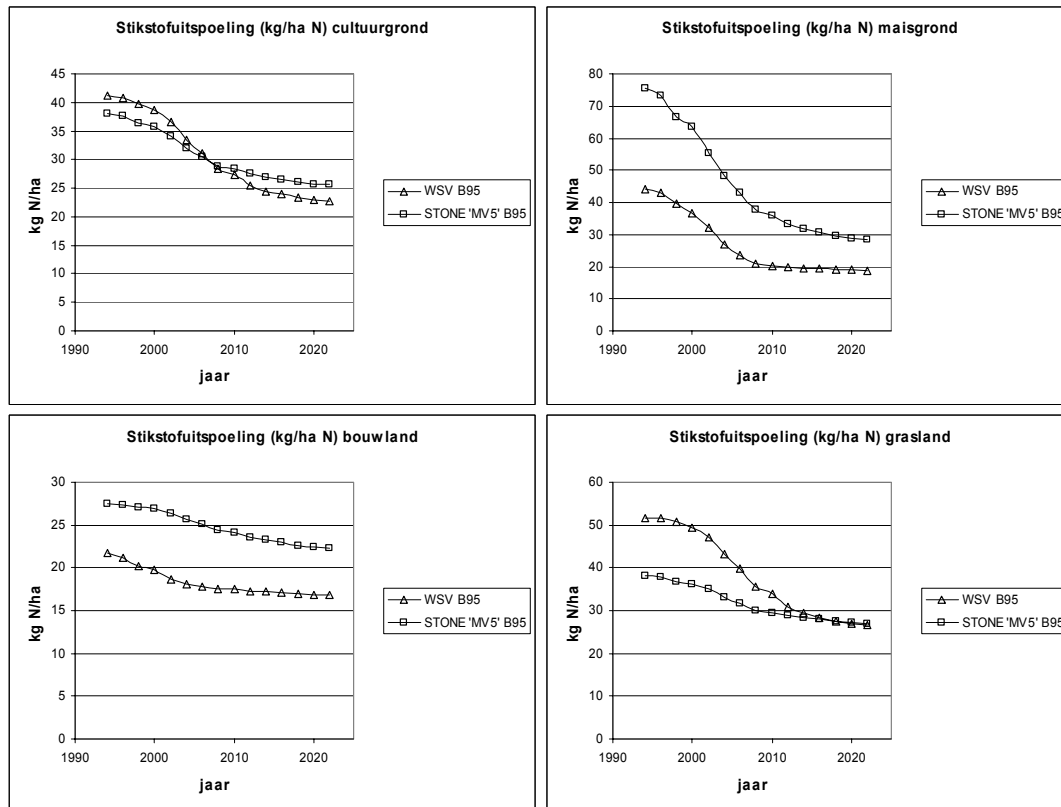


Figuur 4-3 Stikstofbemesting in kg/ha cultuurgronden Nederland berekend met STONE 1.3 en voor de WaterSysteemVerkenningen 1996, Beleid95 scenario



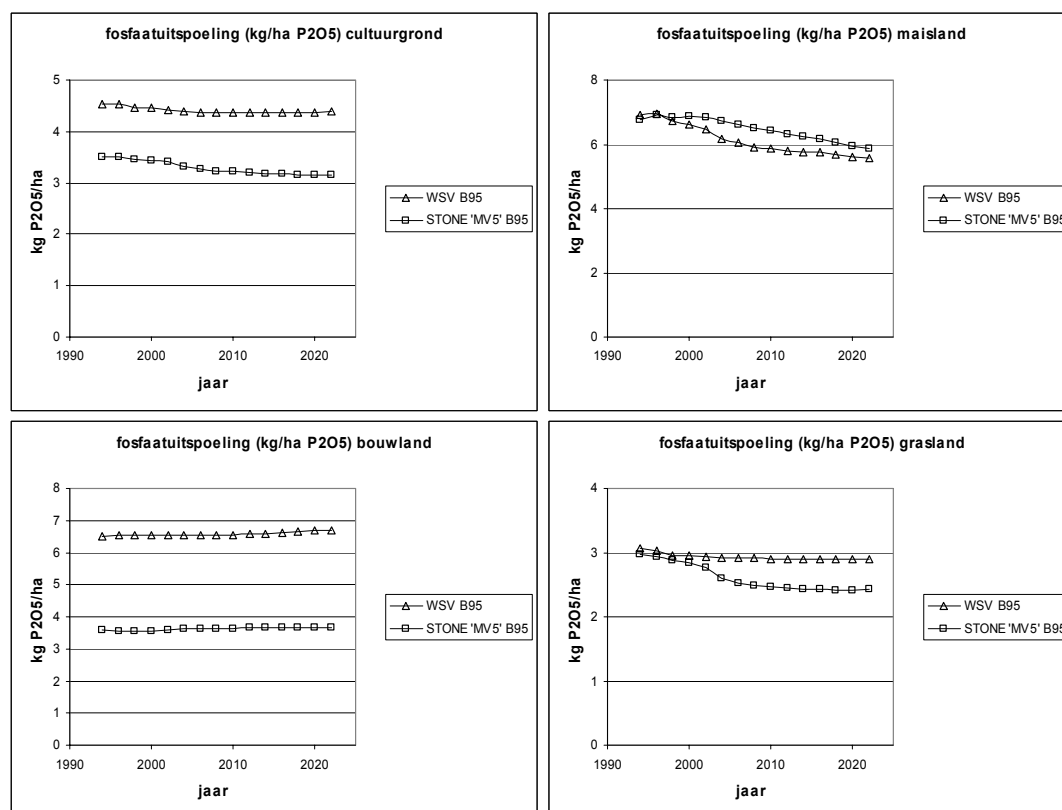
Figuur 4-4 Fosfaatbemesting in kg/ha voor verschillende landgebruiken berekend met STONE 1.3 en voor de WaterSysteemVerkenningen 1996, Beleid95 scenario

De stikstof en fosfaat uitspoelingswaarden naar het oppervlaktewater zijn gedefinieerd als zijnde de totale uitspoeling naar de 1^e, 2^e en 3^e orde drainagesystemen alsmede de oppervlakkige afspoeling. De voortschrijdend gemiddelde trends zijn vergeleken voor verschillende soorten landgebruik (Figuur 4-5 en Figuur 4-6). De gepresenteerde resultaten zijn berekend met STONE na de aanpassingen gedaan betreffende de P-afspoeling (zie paragraaf 4.1.2)



Figuur 4-5 Totale stikstofafspoeling naar het oppervlaktewater in kg/ha voor verschillende landgebruiken berekend met STONE 1.3 en voor de WaterSysteemVerkenningen 1996, Beleid95 scenario

Het blijkt dat de N-afspoeling naar het oppervlaktewater vergeleken met de WSV resultaten tussen de landgebruiken sterk varieert. Voor bouwland en maïsland berekent STONE fors hogere uitspoelingswaarden, maar voor grasland is de berekende N-uitspoeling veel lager. Voor de totale cultuurgrond komen door de middeling van hogere en lagere waarden de berekeningen overeen met die van de WSV-studie. Als deze waarden vergeleken worden met de bemestingcijfers dan komen deze hogere en lagere uitspoelingswaarden overeen met gevonden hogere en lagere N-bemesting. Wanneer dus rekening gehouden wordt met bemestingsverschillen dan lijken de gegevens redelijk overeen te komen.



Figuur 4-6 Totale fosfaatafspoeling naar het oppervlaktewater in kg/ha voor verschillende landgebruiken berekend met STONE 1.3 en voor de WaterSysteemVerkenningen 1996, Beleid95 scenario

Uit de P-afspoelingsfiguren blijkt dat STONE een lagere P-afspoeling simuleert dan het WSV instrumentarium. Dit geldt met name voor de concentraties onder bouwland.

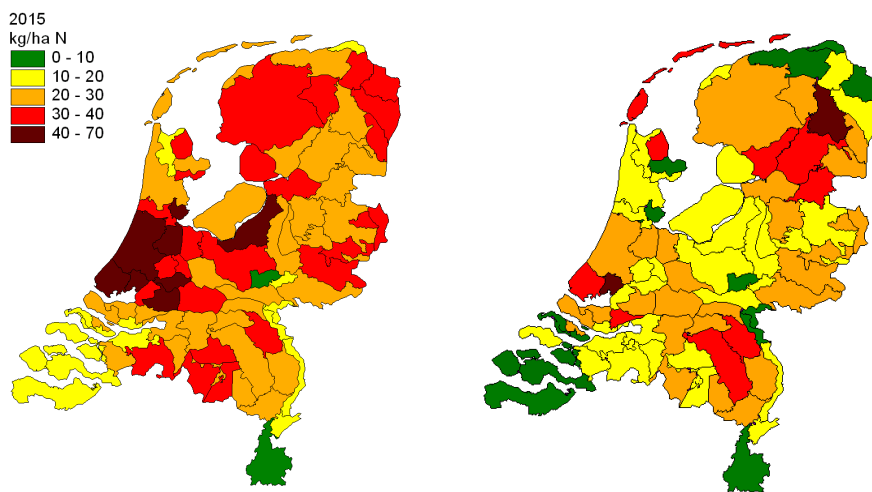
Om te kijken of de initiële fosfaattoestand van de bodem in 1985 hierop van invloed is geweest, is deze initiële toestand voor de twee instrumenten vergeleken.

Met het WSV instrumentarium werden in eerste instantie te lage afspoelingswaarden berekend, met name onder grasland. Door een te hoge gewasopname tijdens de WSV initialisatieperiode (1941-1985) werd een te laag fosfaatoverschot berekend waardoor de hoeveelheid fosfaat in de bodem in 1985 te laag was (Boers et al., 1997). Dit is destijds gecorrigeerd door het verhogen van de initiële hoeveelheid fosfaat in 1941. In STONE is de gewasopname gecalibreerd naar meer realistische waarden. In Tabel 4-3 is te zien wat de P-toestand van de bodem aan het begin van de feitelijke simulatie voor de twee instrumenten was. Hierbij is voor STONE de hoeveelheid gebonden fosfaat in het jaar 1986 genomen (maaiveld tot aan het GHG niveau) minus het fosfaatoverschot van 1986 (totale bemesting P minus de bruto gewasopname P). De afspoeling van P is niet in deze analyse betrokken, maar deze is van een dusdanig laag niveau ten opzichte van overige betrokken waarden dat deze weinig bijdraagt aan de getallen zoals gepresenteerd in Tabel 4-3. Uit de tabel blijkt dat de initiële condities van de twee instrumenten zeer vergelijkbaar zijn en dat later gevonden verschillen in de afspoeling niet beïnvloed worden door de initiële condities in 1985. Dit betekent tevens dat de lagere P-afspoeling niet direct het gevolg is van de lagere initiële bemestingcijfers van bouwland, aangezien de hoge P-voorraad (en dus de P-afspoeling) in de bodem niet sterk reageert op schommelingen in P-belasting.

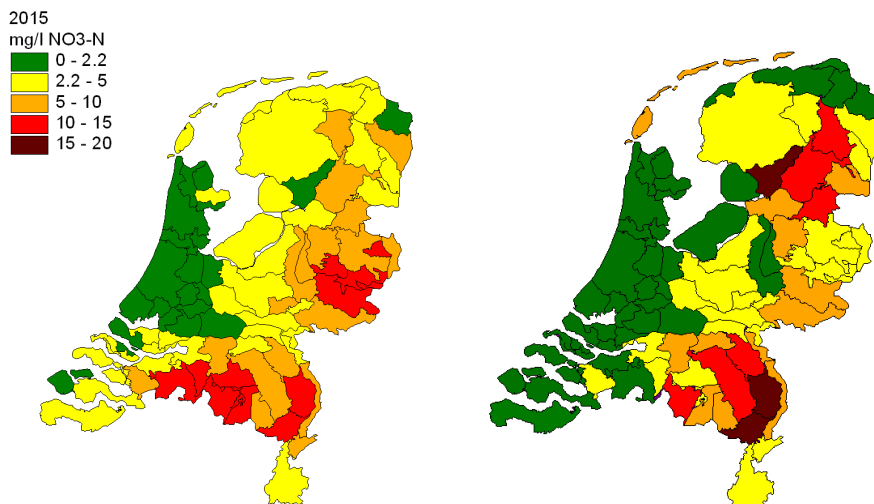
Tabel 4-3 Hoeveelheid gebonden fosfaat (Mg/ha P2O5) in de bodem in 1985 voor het STONE en het WSV instrumentarium

	Mais	bouwland	gras	natuur	totaal
STONE	10.8	9.7	8.4	5.1	8
WSV	11.9	9.5	9	5.3	8.3

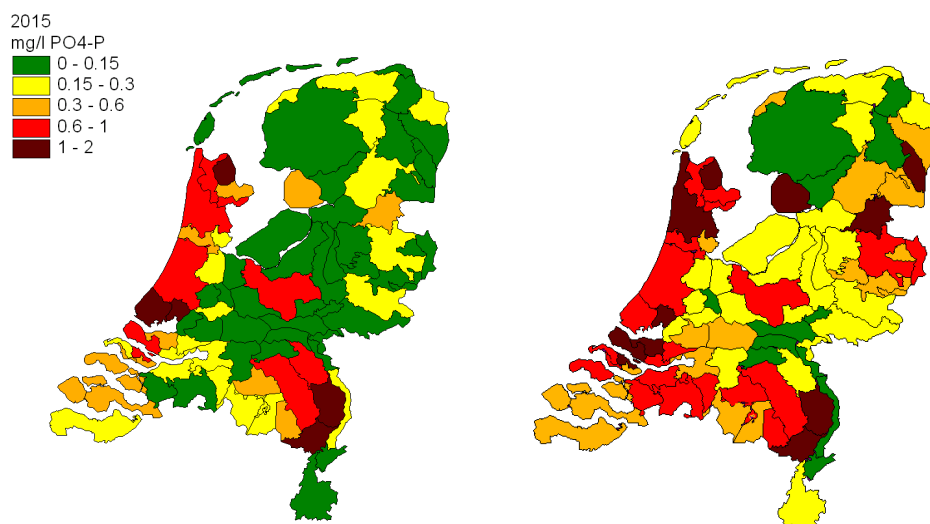
Verder zijn er ruimtelijke beelden gecreëerd op PAWN niveau in 2015 van de uitspoelingsfluxen- en concentraties naar het oppervlaktewater (Figuur 4-7 tot Figuur 4-9). Het blijkt dat met name de anorganische P-afspoelingsflux in bepaalde gebieden een stuk lager ligt dan berekend met de WSV. De nog altijd hoge NH₄-N afspoelingsflux (zie paragraaf 4.1.2) ten opzichte van de WSV verklaart de hogere waarden van de totale N afspoelingsflux.



Figuur 4-7 Ruimtelijk beeld van de totale N afspoelingsflux naar het oppervlaktewater in 2015 berekend met STONE (links) en volgens de WSV-berekeningen (rechts), beleid95 scenario



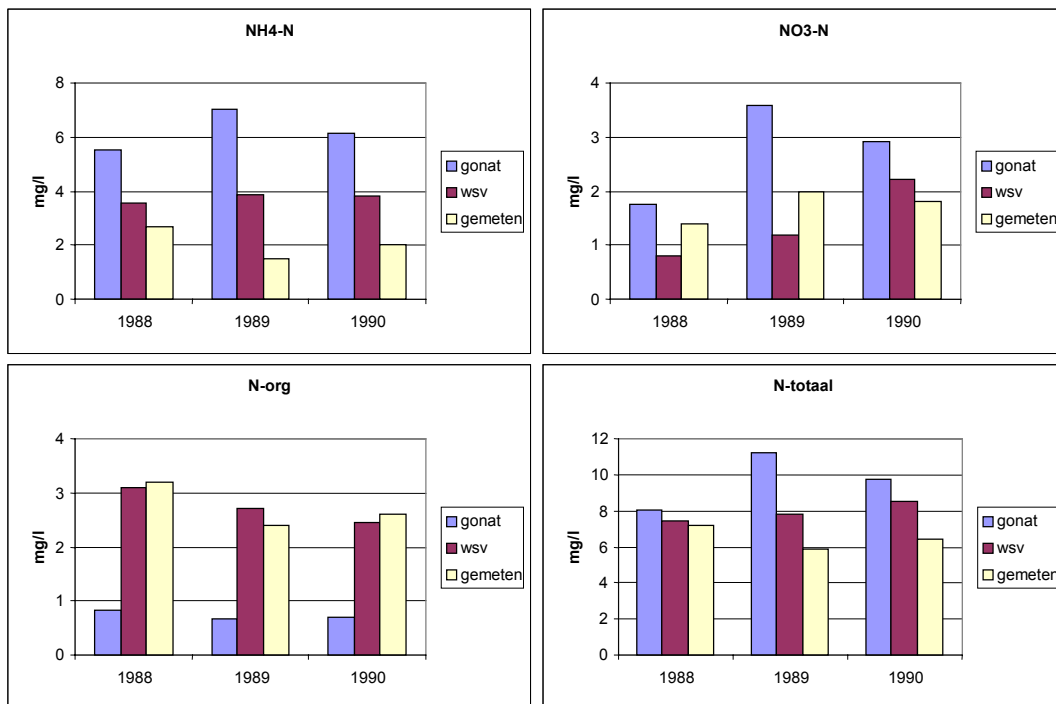
Figuur 4-8 Ruimtelijk beeld van de totale NO₃ afspoelingsconcentratie naar het oppervlaktewater in 2015 berekend met STONE (links) en volgens de WSV-berekeningen (rechts), beleid95 scenario



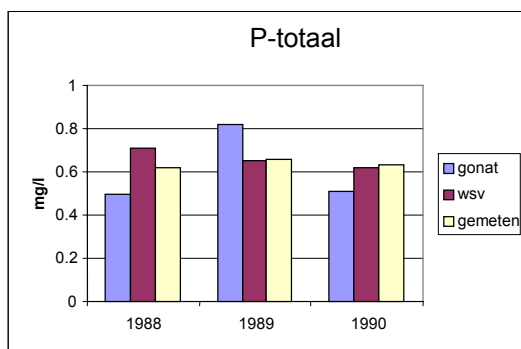
Figuur 4-9 Ruimtelijk beeld van de totale anorganische P afspoelingsconcentratie naar het oppervlaktewater in 2015 berekend met STONE (links) en volgens de WSV-berekeningen (rechts), Beleid95 scenario

4.2.3 Toets op deelgebieden

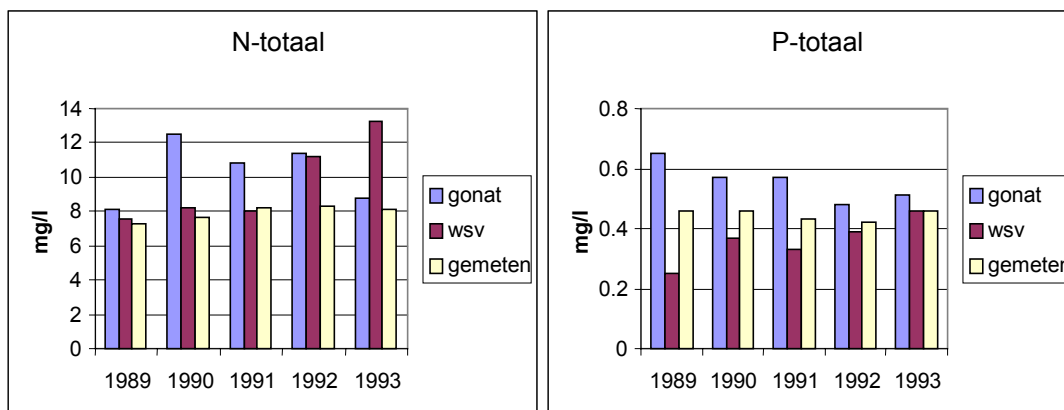
In het kader van de WSV-studie zijn drie deelgebieden geselecteerd, namelijk Schuitenbeek (zandgebied), Veerse Meer (kleigebied) en Bergambacht (veengebied). Deze 3 gebieden worden karakteristiek geacht voor de verschillende situaties waarvoor STONE rekent. Binnen deze gebieden is er getoetst op de kwaliteit van het oppervlaktewater. Alleen die punten binnen de drie deelgebieden zijn geselecteerd waar sprake is van belasting door landbouw (Boers et al., 1997). Bij de metingen in de gebieden gaat het steeds om maandelijkse puntmetingen (dus géén tijdsgemiddelde). In Figuur 4-10 tot Figuur 4-14 zijn de resultaten van de vergelijking voor de verschillende deelgebieden gegeven. Hierbij dient er gelet te worden op wat er vergeleken wordt. De gemodelleerde waarden zijn concentraties in het naar het oppervlaktewater uitspoelende water, terwijl de gemeten waarden zijn gemeten in het oppervlaktewater zelf. In principe mogen de gemodelleerde waarden niet lager zijn dan de gemeten waarden.



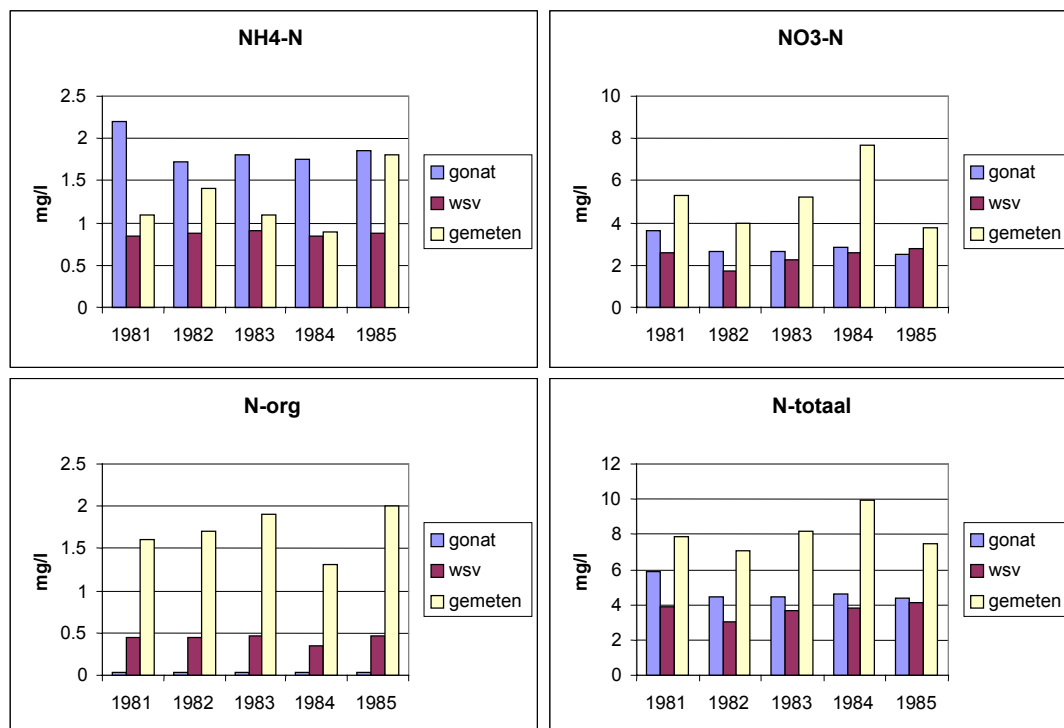
Figuur 4-10 Met GONAT 1.3 en het WSV-instrumentarium berekende stikstofconcentraties in de afvoer uit de bodem en gemeten stikstofconcentraties in de afvoer vanuit peilgebied Bergambacht



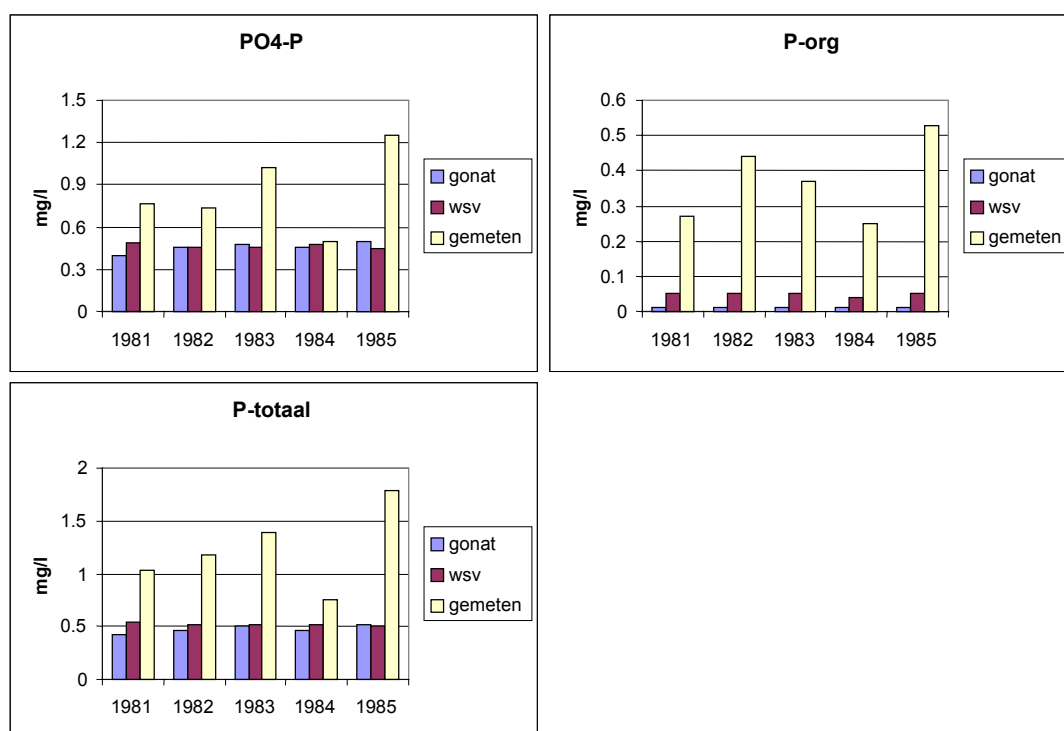
Figuur 4-11 Met GONAT 1.3 en het WSV-instrumentarium berekende fosfaatconcentraties in de afvoer uit de bodem en gemeten stikstof- en fosfaatconcentraties in de afvoer vanuit peilgebied Bergambacht



Figuur 4-12 Met GONAT 1.3 en het WSV-instrumentarium berekende stikstof- en fosfaatconcentraties in de afvoer uit de bodem en gemeten stikstof- en fosfaatconcentraties in de afvoer vanuit stroomgebied Schuitenbeek



Figuur 4-13 Met GONAT 1.3 en het WSV-instrumentarium berekende stikstofconcentraties in de afvoer uit de bodem en gemeten stikstofconcentraties vanuit de polders afwaterend op het Veerse Meer voor de winters 1981-1985



Figuur 4-14 Met GONAT 1.3 en het WSV-instrumentarium berekende fosforconcentraties in de afvoer uit de bodem en gemeten fosforconcentraties vanuit de polders afwaterend op het Veerse Meer voor de winters 1981-1985

Uit de resultaten blijkt dat de totale N-uitspoeling voor de proefgebieden redelijk overeenkomt met de gemeten waarden, maar dat met name de berekening van de uitspoeling

naar het oppervlaktewater van organisch-N onder de gemeten waarden ligt, terwijl de uitspoeling van $\text{NH}_4\text{-N}$ steeds hoger ligt dan de berekeningen. De berekende $\text{NH}_4\text{-N}$ afspoeling is ook hoger dan berekent met het WSV-instrumentarium, hetgeen in overeenstemming is met de eerdere landelijke vergelijking met de WSV-resultaten (paragraaf 4.2.2).

Voor de P-uitspoeling naar het oppervlaktewater geldt dat er grote verschillen zijn tussen de verschillende deelgebieden. Voor Schuitenbeek is er een grote verbetering ten opzichte van de WSV-studie en zijn de berekende waarden iets hoger dan gemeten waarden in het oppervlaktewater. Voor het Veerse Meer vallen de gemodelleerde waarden een stuk lager uit dan de gemeten waarden in het oppervlaktewater. Voor Bergambacht is er variatie tussen de jaren.

4.2.4 Plausibiliteit

Een drietal plots (paragraaf 4.2.3) zijn voor een periode van 15 jaar doorgerekend met STONE 1.3, dit waren een droge (zand) en een natte (veen) plot op gras en een maisplot. De resultaten hadden betrekking op het laatste jaar in de 15 jarige periode. Daarna zijn de berekeningen herhaald met een kleinere kunstmest-N gift. De vermindering van N-gift bedraagt 100 kg N voor grasland en 30 kg N voor maïs. Er is bekeken of de data in de ogen van een aantal experts (expert judgement) al dan niet plausibel was. Aan de hand van de balansen die zijn opgesteld voor een profiel van de wortelzone (één balans is gegeven in Tabel 4-4) zijn een aantal opmerkingen geplaatst, het grootste struikelblok was de gewasopname. Naar aanleiding van deze opmerkingen is de modelparameterisatie aangepast (paragraaf 4.1). De balans is ook gegeven voor het GHG-profiel van de plot met de definitieve MV5-gegevens.

Een aantal van deze opmerkingen waren (van der Meer et al., 1999):

- Gezien het niveau van de bemesting wordt voor de Schuitenbeek-plots teveel nitraatuitspoeling berekend.
- De N-opname van maïs wordt te laag berekend. De verhouding tussen gewasopname en gewasresten is evenmin realistisch.
- Voor de gras op veen plot in wordt Bergambacht een te lage N-opname berekend.
- De P-opname van grasland (Schuitenbeek en Bergambacht) wordt te hoog berekend. De P-opname van maïsland wordt te laag berekend.
- De P-uitspoeling onder maïs is te hoog.
- Voor maïsland was een groter effect op de N-opname van de verminderde N-gift verwacht.
- Uit de cijfers blijkt dat het model rekening houdt met een koppeling tussen N-opname en P-opname.

Tabel 4-4 Bodembalans voor de wortelzone 0-50cm, balanstermen in kg/ha voor het jaar 2000, berekend met het WSV-Scenario Beleid95 voor een grasplot op zand (Gt VII) in de regio Schuitembeek. Vergeleken met een MV5-scenario (gemiddeld 1986-2000) voor het GHG-profiel (0-110cm).

	Uitgangsberekening wortelzone (0-50cm)		Verminderde kunstmestgift wortelzone (0-50cm)		STONE-MV5 1986-2000 GHG-profiel	
	N	P	N	P	N	P
Aanvoer						
Kunstmest	207	10.5	107	10.5	278	6
Dierlijke mest					378	69
Mineraal	120	54.4	120	54.4		
Organisch	197	19.7	197	19.7		
Atmosferische depositie	0	0	0	0	24	0
Gewasresten	114	17.3	103	16.9	134	13
Totaal	638	101.9	527	101.5	813	75
Afvoer						
Gewasopname	503	101.9	446	97.2	543	46
Afspoeling	0	0	0	0	3	0
Uitspoeling	108	2.8	80	2.8	277	40
NH ₃ -vervluchtiging	0	----	0	----	?	---
Denitrificatie	29	----	22	----	39	0
Accumulatie	-2	-2.8	-21	1.6		
Totaal	638	101.9	527	101.6	861	87
Bodemverliezen = afspoeling + uitspoeling + denitrificatie + accumulatie)	135	0	81	4.4		

4.2.5 Toetsing aan het mestmeetnet

4.2.5.1 Concentraties

De data van het mestmeetnet (MKBGL, Fraters et al., 1997) bevat gemeten nitraatconcentraties in het bovenste grondwater op 140 verschillende bedrijven in Nederland in de periode 1992-1995, voor het grootste deel (100 bedrijven) in de zandgebieden. De onderzochte landbouwbedrijven representeren 62% van het areaal cultuurgrond in het zandgebied. Uit deze mestmeetnet data op de zandgebieden is een gemiddelde concentratie per landbouwbedrijf berekend voor een gemiddeld weerjaar (zonder weging voor representativiteit en bedrijfsoppervlak).

In het mestmeetnet wordt van puntwaarnemingen naar bedrijfsgemiddelde NO₃ concentraties gegaan via mengmonsters waardoor hoge en lage concentraties worden weggemiddeld. De met STONE ten behoeve van de MV5 berekende NO₃ concentraties in het bovenste grondwater, zijn bewerkt (zie Bijlage 2) en gebruikt voor de vergelijking met het mestmeetnet. Het bovenste grondwater is in samenspraak met de beheerders van het mestmeetnet (Fraters et al., 1997) bepaald als 0.5 m plus en 0.5m min de Gemiddelde Laagste Grondwaterstand (GLG).

De wijze van middeling (rekenkundig, mediaan of fluxgewogen) leverde geen duidelijk verschillende resultaten op (Bijlage 2 en paragraaf 4.2.7).

De monsterperiode van het mestmeetnet spreidt zich uit van april tot september. De gemeten waarden lagen in het voorjaar over het algemeen lager dan in de nazomer (Fraters et al., 1997). De van STONE berekeningen afgeleide waarden zijn een middeling van 36 decadewaarden. Het mestmeetnet beslaat twee droge (1992 en 1993) en twee natte jaren

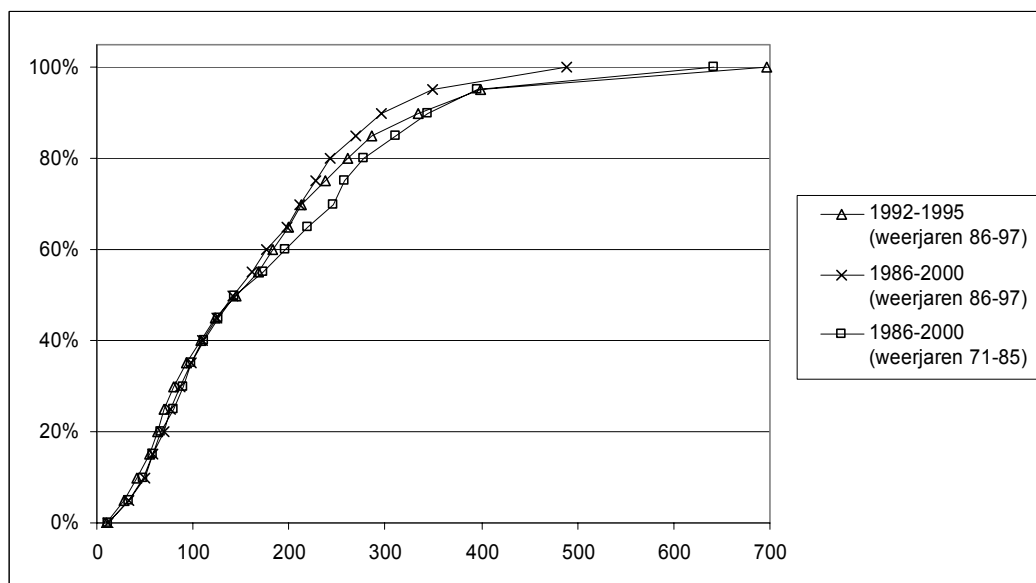
(1994 en 1995). Voor STONE worden 15 jarige gemiddelden gepresenteerd. Beide bepalingen hebben dus variatie binnen het jaar en tussen de jaren weggemiddeld.

Alleen de relevante STONE data van de landbouwgronden in de zandgebieden zijn gebruikt, dat willen zeggen alle WSV plots gekarakteriseerd door bodemsoort zand en door landgebruik maïs, gras of overig bouwland (1030 plots).

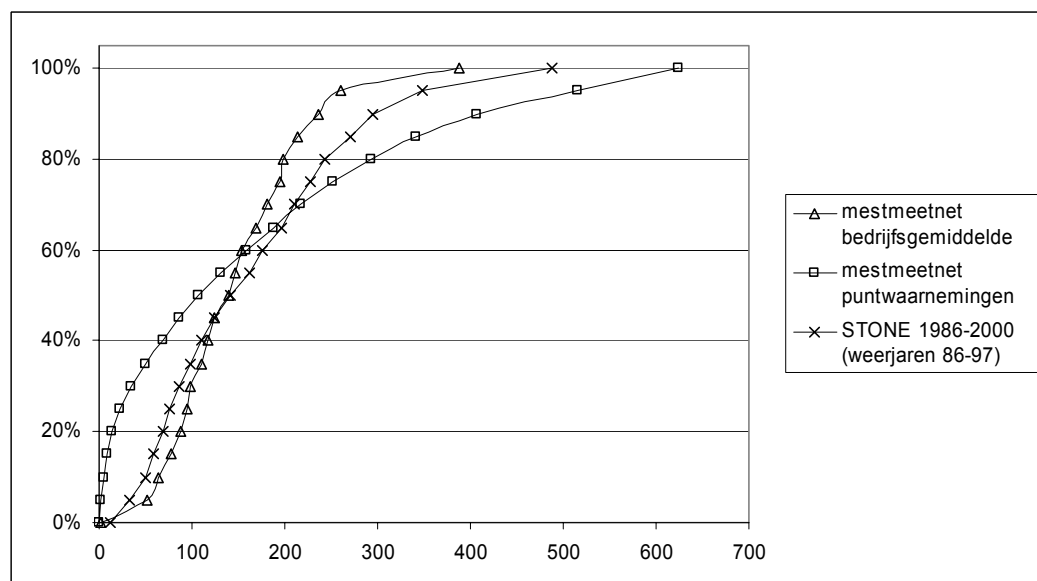
De vergelijking is vooralsnog gemaakt op basis van frequentieverdelingen (Figuur 4-16) onder de aanname dat op dit niveau de concentraties op landbouwbedrijf en volgens STONE rekenplot vergelijkbaar zijn. Voor een zo zuiver mogelijke vergelijking zijn STONE resultaten berekend gebruik makend van de weerjarenreeks 1986-1997 in plaats van de weerjarenreeks 1971-1985 waarmee de MV5 mestscenario's zijn doorgerekend (paragraaf 3.3).

In Figuur 4-15 en Figuur 4-16 zijn de volgende datasets met elkaar vergeleken op frequentieniveau:

- Mestmeetnetdata, bedrijfsgemiddelde en weergecorrigeerde waarden, 4-jarig rekenkundig gemiddelde (1992-1995)
- Mestmeetnetdata, puntwaarnemingen, 4-jarig rekenkundig gemiddelde
- STONE weerjaren 1971-1985, 15 jarig rekenkundig gemiddelde
- STONE weerjaren 1986-1997, 15 jarig rekenkundig gemiddelde
- STONE weerjaren 1986-1997, 4-jarig rekenkundig gemiddelde (92-95, de jaren waarin het mestmeetnet is gemeten)



Figuur 4-15 Vergelijking van de frequentieverdeling van de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (GLG +/- 0.5m) berekend met STONE voor landbouw op zand voor verschillende jaarreeksen



Figuur 4-16 Vergelijking van de frequentieverdeling van de nitraatconcentraties waargenomen in het Mestmeetnet en berekend met STONE voor landbouw op zand

Tabel 4-5 Vergelijking gemiddelden en mediaanwaarden voor de populatie van nitraatconcentraties berekend met STONE (landbouwplots op zand 1986-2000) en uit waarnemingen in Mestmeetnet (100 bedrijven)

	gemiddeld	mediaan
Mestmeetnet 1992-1995 Bedrijfspgemiddeld	145	139
Mestmeetnet 1992-1995 Puntwaarnemingen gemiddeld	166	107
STONE (hydrologie 1986-1997) 1986-2000 GLG +/- 0.5m	160	142
STONE (hydrologie 1971-1985) 1986-2000 GLG +/- 0.5m	182	148
STONE (hydrologie 1986-1997) 1986-2000 1m-GLG	122	104
STONE (hydrologie 1971-1985) 1986-2000 1m- GLG	145	113
STONE (hydrologie 1986-1997) 1986-2000 opp. gewogen GLG +/- 0.5m	193	201
STONE (hydrologie 1971-1985) 1986-2000 opp. gewogen GLG +/- 0.5m	223	235
STONE (hydrologie 1986-1997) 1986-2000 opp. gewogen 1m- GLG	149	153
STONE (hydrologie 1971-1985) 1986-2000 opp. gewogen 1m- GLG	180	192

De met STONE berekende verdeling van nitraatconcentraties is niet erg gevoelig voor de gebruikte weerjareselectie, ook niet, wanneer de jareselectie wordt beperkt tot de jaren 1992-1995, dit is het toevallige gevolg van de twee droge en de twee natte jaren die elkaar compenseren. De mediaanwaarde geeft onafhankelijk van de geselecteerde weerjaren vergelijkbare waarden met de mediaan voor bedrijfspgemiddelde nitraatconcentratie in het mestmeetnet. De waargenomen bedrijfspgemiddelde nitraatconcentraties zijn echter normaal verdeeld terwijl de met STONE berekende plotgemiddelde concentraties log-normaal zijn verdeeld. De hogere percentielen in de met STONE berekende verdeling zijn beduidend hoger (Figuur 4-16 en Tabel 4-5), waardoor de gemiddelde nitraatconcentratie volgens STONE hoger zijn dan volgens de waarnemingen (Tabel 4-5). Het is niet goed vast te stellen of dit een gevolg is van modelfouten of van een verschil in representativiteit van nitraatconcentraties per rekenplot of landbouwbedrijf. Het verschil tussen het gebruik van de weerjarenreeks 1986-1997 en de weerjarenreeks 1971-1985 voor deze hogere percentielen is opmerkelijk, zeker gezien het feit dat het gemiddelde neerslagoverschot tussen de twee reeksen van gelijke grootte is (paragraaf 3.2.1.2).

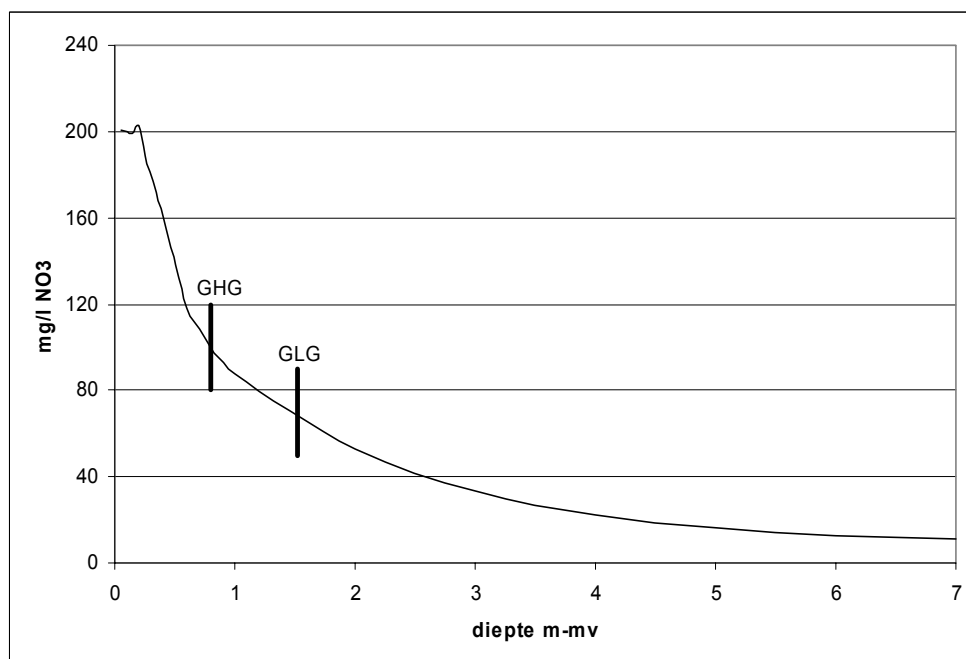
Wanneer de STONE resultaten worden vergeleken met de puntwaarnemingen van het mestmeetnet blijken de gemiddelden goed overeen te komen, maar is de mediaan van de

waarnemingen aanzienlijk lager; STONE voorspelt een veel lager percentage lage concentraties (extreme lage en hoge concentraties worden door STONE onderschat doordat met STONE voor ruimtelijk geaggregeerde gebieden wordt gerekend).

De verdeling van de berekende nitraatconcentraties in STONE-rekenplots neemt een soort middenpositie tussen verdeling van puntwaarnemingen (Nitrameetnet) en die van nitraatconcentraties in mengmonsters per landbouwbedrijf.

De arealen per STONE rekenplot lopen sterk uiteen, ook voor de bekeken landbouwplots op zand. Wanneer de verdeling van nitraatconcentratie in de rekenplots gecorrigeerd wordt voor dit areaal blijkt dat zowel het gemiddelde als de mediaan aanzienlijk hoger worden dan voor de oorspronkelijke concentraties. Blijkbaar hebben de plots met een groot oppervlakte (die zwaarder wegen in het oppervlakte gewogen gemiddelde) tevens een hoge nitraatconcentratie in het bovenste grondwater. Dit is een belangrijk gegeven wanneer STONE resultaten worden gebruikt om arealen boven de nitraatdoelstelling van 50 mg/l te berekenen. Wanneer de verdeling van bedrijfsgemiddelde nitraatconcentraties volgens het mestmeetnet wordt gecorrigeerd voor oppervlak en representativiteit van de onderzochte bedrijven neemt het gemiddelde zelfs af, zij het weinig (5-10%) (Fraters et al., 1997)

Concluderend kan gesteld worden dat een zuivere vergelijking van het mestmeetnet en de STONE berekeningen niet mogelijk is; STONE resultaten zijn niet goed geschikt om verdelingen van bedrijfsgemiddelde nitraatconcentraties te berekenen, Mestmeetnetresultaten zijn minder geschikt om landsdekkende verdelingen van langjarig gemiddelde nitraatconcentraties te berekenen (gezien de variatie binnen het jaar en tussen jaren). Voor het doen van eenduidige uitspraak over de juistheid van de berekende waarden in vergelijking tot de waarnemingen blijkt tevens dat het met STONE beschouwde dieptetraject van groot belang is. De nitraatconcentraties dalen snel met de diepte en een halve meter dieper dan de beschouwde diepte van GLG +/- 0,5 meter liggen de concentraties zo'n 20-25% lager (zie ook Figuur 4-17).



Figuur 4-17 Typisch nitraat concentratieprofiel, met een gemiddelde GLG en GHG

Desondanks suggereert de huidige vergelijking dat STONE gemiddeld hogere nitraatconcentraties berekend dan verwacht volgens waarnemingen in het mestmeetnet. Dit

verschil kan oplopen tot meer dan 50 mg/l. Voor het doen van uitspraken over verandering van de nitraatconcentratie als gevolg van beleid is het hierom zeer belangrijk voor welk gebied en op welk schaalniveau de uitspraak moet gelden. Vanuit beleidsoogpunt is toetsing op bedrijfsniveau het meest logisch omdat het beleid op dit schaalniveau aangrijpt.

4.2.5.2 Arealen

De data van het mestmeetnet is door middel van statische methoden (de NTRUE methode) opgeschaald naar een landelijk beeld van de zandgronden (Bouwman en van Drecht, 1998). Het relatieve areaal dat gemiddeld in 1992-1995 boven de nitraatnorm van 50 mg/l ligt is volgens dit regionale beeld minimaal 94%. Het door STONE met weerjarenreeks 1986-1997 berekende relatieve areaal boven de nitraatnorm als gemiddelde voor 1986-2000 is onder de zandgronden tevens 94%.

Wanneer de STONE berekeningen vergeleken worden met gegevens de NTRUE methode uitgesplitst naar Gt-klasse (met NTRUE is opgeschaald volgens in het veld waargenomen Gt's), dan valt op dat met name voor Gt VI STONE veel hogere waarden berekent dan de NTRUE bepaling (Tabel 4-6). Het grootste deel van het areaal van de zandgronden (47%) in STONE heeft echter wel Gt VI (Tabel 3-2). Juist voor deze Gt VI is het verschil tussen een oppervlakte gewogen en een normaal plotgemiddelde waarde groot (38 mg/l). In de tabel zijn tevens waarden gegeven berekend met het model NLOAD (van Drecht en Scheper, 1998), welke in eerdere studies gebruikt is voor de berekening van uitspoeling van nutriënten naar het grondwater.

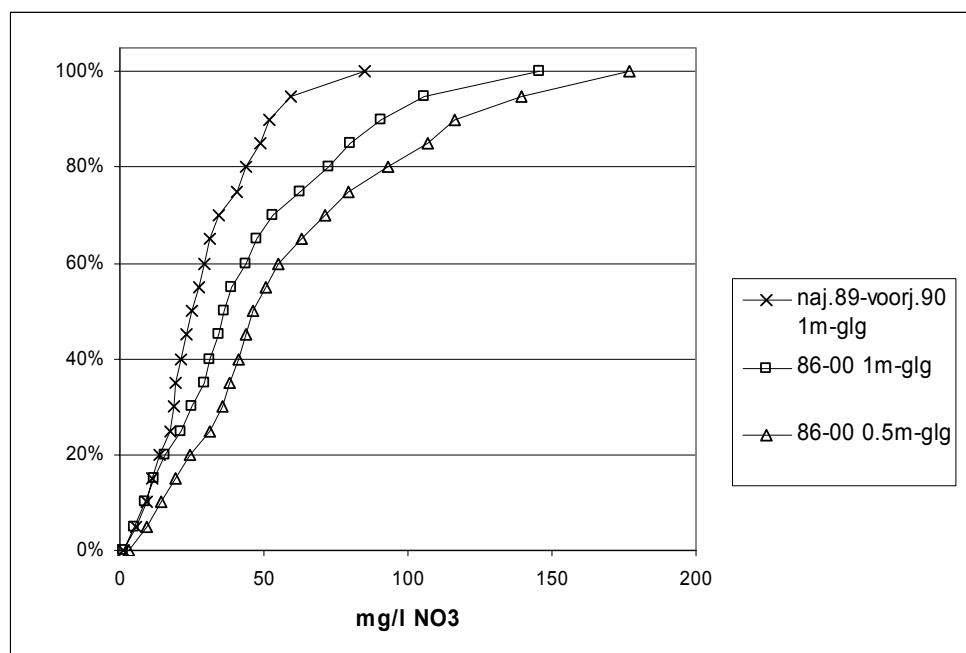
Tabel 4-6 Vergelijking gemiddelde nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (mg/l NO₃) bij verschillende Gt's, resultaten van NLOAD en NTRUE (oppervlakte gewogen) en STONE (plotgemiddeld en oppervlakte gewogen – GLG +/- 0,5 meter)

Gt	NTRUE	STONE 1986-2000 plotgemiddeld	STONE 1986-2000 Opp. gewogen	NLOAD
VII*	313	322	320	302
VII	299	259	297	221
VI	167	169	207	154
V*	168	101	109	119
V	168	86	80	108
IV	120	106	99	99
III*	121	58	71	72
III	124	44	43	19
II*		21	21	
II	113	26	29	11
I		47	29	

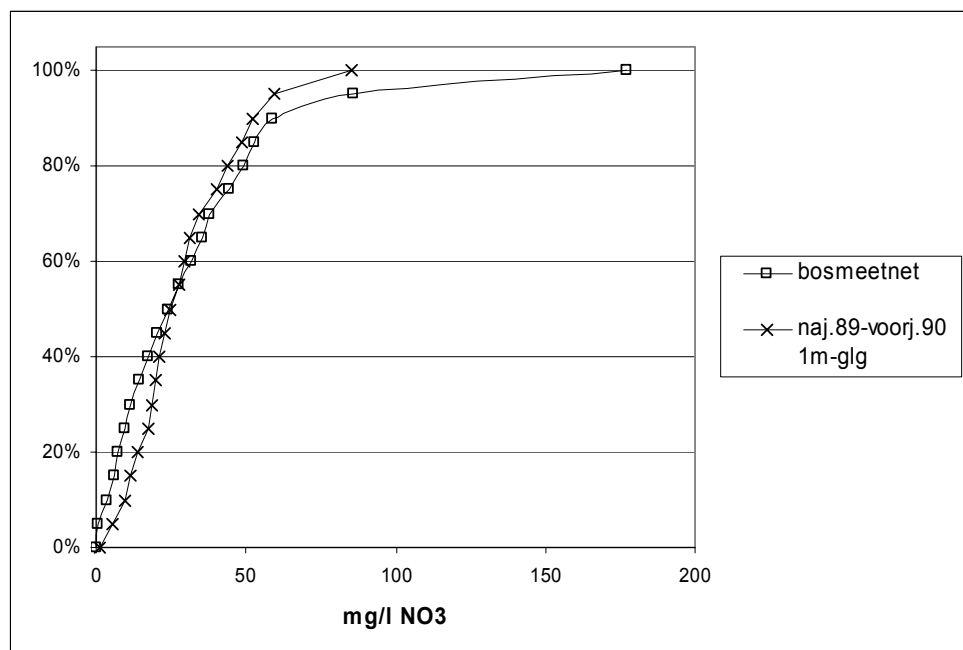
4.2.6 Toetsing aan het bosmeetnet

De WSV plots gekarakteriseerd door landgebruik natuur en bodemsoort zand zijn gebruikt voor de vergelijking van metingen (155 puntmetingen) in het bovenste grondwater onder bos van oktober 1989 tot en met de eerste helft van april 1990 (verder 'Bosmeetnet' genoemd). In overleg met de beheerder van het Bosmeetnet is gekozen om de bovenste meter grondwater te kiezen als 1m-GLG, dit komt meer overeen met de metingen van het bosmeetnet. Dit heeft grote consequenties aangezien de concentratie NO_3 snel afneemt met de diepte, juist in het bovenste grondwater (Figuur 4-17). De weerjarenreeks 1986-1997 en de weerjarenreeks 1971-1985 zijn tegen de data van het Bosmeetnet uitgezet (Figuur 4-). Het effect van de weerjaren is bij de 'natuurplots' op zand groter dan bij de cultuurplots die vergeleken zijn met het Mestmeetnet. Uitsplitsing van de specifieke periode waarin het bosmeetnet is gemeten levert zichtbaar betere resultaten, aangezien in deze periode geen hoge en lage waarden gemiddeld worden en er dus geen gemiddelde situatie geldt. Dit in tegenstelling tot de data gebruikt voor de vergelijking met het mestmeetnet (paragraaf 4.2.5). In Figuur 4-18 en Figuur 4-19 zijn de volgende datasets met elkaar vergeleken op frequentieniveau:

- STONE weerjarenreeks 1986-1997, 15 jarig gemiddelde 1m-glg
- STONE weerjarenreeks 1986-1997, 15 jarig gemiddelde 0.5m-glg, 0.5m+glg
- STONE weerjarenreeks 1986-1997, half jarig gemiddelde (najaar 89-voorjaar 90) 1-glg
- Bosmeetnet, puntwaarnemingen (najaar 89-voorjaar 90)



Figuur 4-18 Vergelijking van de frequentieverdeling van de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (GLG +/- 0.5m) berekend met STONE voor natuur op zand voor verschillende jaarreeksen



Figuur 4-19 Vergelijking van de frequentieverdeling van de nitraatconcentraties waargenomen in het Bosmeetnet en berekend met STONE voor natuur op zand

Tabel 4-7 Vergelijking gemiddelden en mediaanwaarden voor de populatie van nitraatconcentraties berekend met STONE (natuurplots op zand 1986-2000) en uit waarnemingen Bosmeetnet (155 waarnemingen)

	gemiddeld	mediaan
Bosmeetnet 1992-1995 Puntwaarnemingen gemiddeld	31	24
STONE (hydrologie 1986-1997), naj.89-voorj.90, 1986-2000 1m - GLG	29	25
STONE (hydrologie 1986-1997), naj.89-voorj.90, 1986-2000 opp. Gewogen 1m - GLG	31	27

De verschillen tussen de weerjarenreeksen zijn reeds besproken in paragraaf 4.2.5. Opvallend is dat de STONE resultaten voor de gesimuleerde winterperiode vrijwel normaal verdeeld is, in tegenstelling tot de 15 jarig gemiddelden. Tevens valt op de bosmeetnetdata veel hoge en lage waarden bevat. Dit is het gevolg van het feit dat er geen mengmonsters genomen zijn, maar enkel puntwaarnemingen.

Op basis van de resultaten en het feit dat er geen grote verschillen zijn tussen STONE plotgemiddelden en oppervlakte gewogen gemiddelden (Tabel 4-7) kan gesteld worden dat de STONE resultaten onder natuur als plausibel mogen worden beschouwd.

4.2.7 Vergelijking met MV4 uitspoelingsresultaten

Er is een vergelijking gemaakt tussen de data die voor de MV4 en de MV5 doorgegeven zijn naar het model LGM-CAD ten behoeve van berekening van de effecten op drinkwater via de benadering van denitrificatie in het diepe grondwater (Uffink, 2000).

Voor de MV4 zijn getallen berekend met het model NLOAD (van Drecht en Scheper, 1998), voor de MV5 is gebruikt gemaakt van met STONE berekende getallen.

Er is een verschil in doorgegeven data, voor de MV4 is nitraatconcentratie in het bovenste grondwater doorgegeven als een fluxgewogen waarde (een uitgespoelde nitraatflux gedeeld door de waterflux op één bepaalde diepte). De uitgespoelde hoeveelheid stikstof wordt vertaald in een concentratie met het gemiddelde neerslagoverschot en gecorrigeerd voor het

gemiddelde grondwaterstandsverloop. Deze waarde is geldig voor een langjarig gemiddelde bemestings- en weersituatie (Bouwman en van Drecht, 1998).

Tijdens de MV5 is de totale N-uitspoelingconcentratie (org-N, NH₄-N en NO₃-N) naar het grondwater doorgegeven (het verschil tussen opwaartse en neerwaartse fluxgewogen concentraties), echter op GHG-niveau en als 15 jarig lopend gemiddelde om de effecten van de weerjaren te verdisconteren. Het GHG niveau is gebruikt vanwege denitrificatie aannames in LGM-CAD. Voor de MV5 is met denitrificatie gerekend en op deze manier wordt voorkomen dat denitrificatie in het bovenste grondwater dubbel geteld wordt, een nadeel van deze methode is echter dat er soms onverzadigde concentraties doorgegeven worden. Voor de MV4 is in LGM-CAD zonder denitrificatie gerekend.

Verder gelden de verschillen in gebruikte Gt-verdeling, NLOAD gebruikt de verouderde Gt-kaart, terwijl STONE gebruik maakt van een actueel berekende Gt (paragraaf 3.2.1.1).

Voor de berekening van de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (Bijlage 2 en paragraaf 6.3) is géén fluxgewogen gemiddelde gebruikt van de fluxen door één bepaald vlak, maar een gemiddelde concentratie zoals die berekend wordt in een pakket van precies 1 meter (0.5 m +/- GLG, zie Bijlage 2). De verschillen in benadering leiden op het GHG niveau niet tot grote verschillen in berekende concentraties (Tabel 4-8).

Tabel 4-8 Verschil tussen nitraatflux/waterflux door het GHG vlak en de gemiddelde concentratie rondom het GHG vlak; Rekenkundig gemiddelde plotwaarden 1986-2000 STONE 1.3

	mg/l NO ₃
Fluxgewogen (nitraatflux/waterflux) concentratie door het GHG vlak	129
Laaggewogen gemiddelde nitraatconcentratie 0.5 m +/- GHG	124

Voor een aantal gebieden rondom pompstations en voor heel Nederland is een vergelijking gemaakt tussen de geleverde data van MV4 en de data van de MV5. Het blijkt dat de data van de MV5 substantieel hoger ligt (Tabel 4-9).

Een eerste oorzaak is natuurlijk het gebruik van het GHG niveau voor de MV5. In Figuur 4-17 is uit een gemiddeld nitraat concentratieprofiel op te maken dat tussen het GHG en het GLG niveau de nitraatconcentratie met zo'n 40 mg/l NO₃ afneemt ten gevolge van denitrificatie. Maar dan nog liggen de waarden van STONE een stuk hoger dan voor NLOAD.

Andere oorzaken zoals verschillen in neerslagoverschot (paragraaf 3.2.1.2) worden besproken bij de het vergelijken van de toekomstige berekeningen betreffende de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater (paragraaf 6.3).

Tevens dient bij deze vergelijking opgemerkt te worden dat het bekend is dat de nitraatconcentraties berekend met NLOAD voor de MV4 met name voor maïs te laag zijn (Bronswijk, 1998).

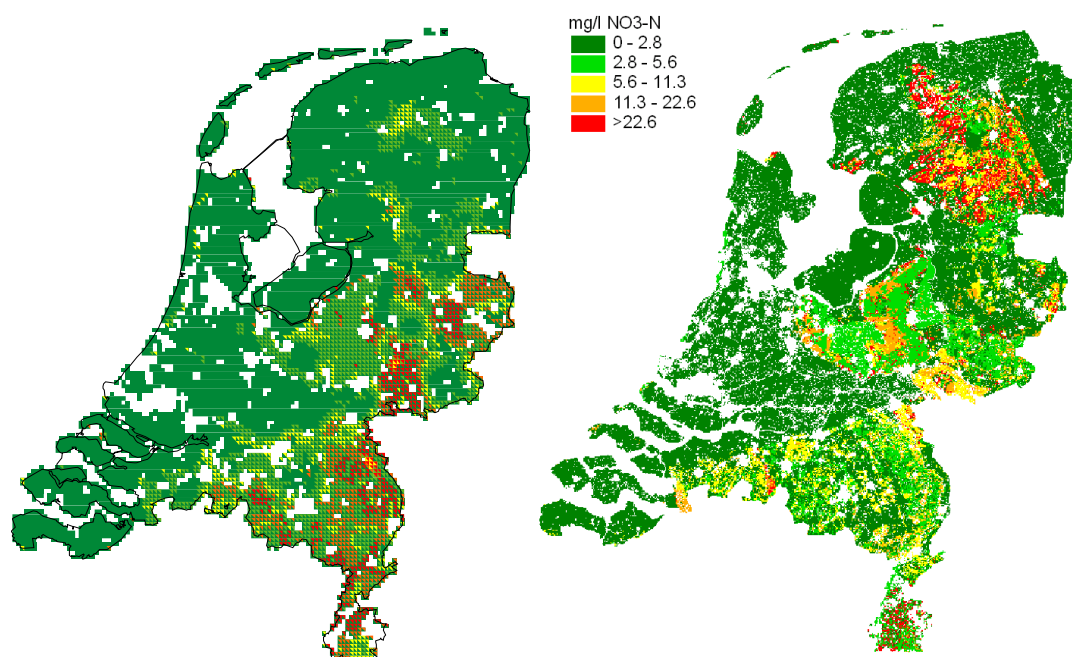
Tabel 4-9 Gemiddelde concentraties van MV4-NLOAD (1995) en MV5-STONE (1988-2002) concentratietermen voor Nederland en in de buurt van enkele pompstations in de Achterhoek en Twente

	MV5-NO ₃ uitspoeling naar het grondwater mg/l, GHG niveau	MV4-NO ₃ concentratie bovenste grondwater mg/l
NL	128	51
Archemerberg	177	75
Dinxperlo	261	102
De Pol	286	105

4.2.8 Vergelijking met Landelijk Meetnet Grondwater

De STONE uitspoelingsconcentratie op 7 meter diepte is vergeleken met een statistisch opgeschaald beeld van de gemeten concentratie in het diepere grondwater (Landelijk Meetnet Grondwater (Pebesma en de Kwaadsteniet, 1994)). Voor de vergelijking gaat we er van uit dat de uitspoelingsconcentratie naar het grondwater gelijk is aan de concentratie in het onderliggende grondwater. Opgemerkt dient te worden dat de verticale schematisatie van STONE beneden 1 meter diepte grof is vergeleken met de eerste meter. Vanaf 1.2 m-mv zijn bovendien de fysisch chemische eigenschappen doorgetrokken tot 7 m-mv.

De visuele vergelijking van de resultaten in Figuur 4-laait zien dat STONE de situatie in de oostelijke en zuidelijke zandgebieden onderschat terwijl in het noordelijk zandgebied STONE juist te hoge concentraties berekent ten opzichte van de metingen.



Figuur 4-20 Nitraatconcentratie in het grondwater op basis van meetnetten, 5 tot 17 meter diep (links, Pebesma en de Kwaadsteniet, 1994) en de uitspoelingsconcentratie van het gemodelleerde 7 meter profiel (1986-2000) (rechts)

4.3 Conclusies modelvalidatie

In dit hoofdstuk zijn de aanpassingen aan de parameterisatie van het STONE modelinstrumentarium aan bod gekomen alsmede de modelvalidatie.

De aanpassingen die gedaan zijn aan het modelinstrumentarium om de berekende P-belasting plausibel te maken (paragraaf 4.1.2) lijken voor de onderzochte stroomgebieden verschillende resultaten opgeleverd te hebben, in het stroomgebied Bergambacht zijn goede resultaten behaald, maar in Veerse Meer is berekende P-afspoeling lager dan de gemeten waarden en daarmee niet reëel (paragraaf 4.2.3). Op nationale schaal komen de STONE berekeningen een stuk lager uit dan destijds berekend met het WSV-instrumentarium (Boers et al., 1997), met name veroorzaakt door afwijkingen op bouwland. Op grond hiervan is de P-belasting van het oppervlaktewater als niet plausibel beschouwd en zijn de waarden voor input in de oppervlaktewatermodellen kunstmatig aangepast.

Voor de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater geldt dat voor de landbouwgronden op frequentieniveau gedeeltelijk een goede vergelijking met meetnetdata is verkregen. De concentraties zijn echter afhankelijk van gebruikte weerjarenreeks en van de manier van

presentatie. Plotgemiddelde waarden en oppervlakte gewogen waarden blijken sterk uiteen te liggen hetgeen grote effecten kan hebben op areaaluitspraken. Voor natuurgronden lijkt de vergelijking met meetnetdata op basis van frequenties goed.

5. Modelinvoer

Het grootste deel van de modelinvoer voor de STONE MV5 berekeningen betreft invoerparameters voor het model CLEAN. Invoer voor SRM bestaat behalve uit door CLEAN berekende gegevens uit buitenlandse depositie. De invoer voor GONAT/ANIMO bestaat behalve de opgelegde hydrologie uit door CLEAN en SRM berekende gegevens.

5.1 Mestverdeling

5.1.1 Beleid en maatschappelijke ontwikkelingen

Bij de inschatting van de toekomstige milieudruk in Nederland in de MV5 is uitgegaan van de lange termijn scenario's van het CPB op het terrein van maatschappelijke ontwikkelingen (CPB, 1997) en veronderstellingen omtrent de effectiviteit van beleidsinstrumenten en maatregelen. Bij de maatschappelijke ontwikkelingen (areaalontwikkeling, veestapelomvang) in Nederland is het European Coördination scenario (EC) gevolgd. Voor de periode 2020-2030 zijn de oorspronkelijke CPB-scenario's doorgetrokken door het RIVM. Uitgegaan is van vastgesteld beleid (voor 1 januari 2000 vastgesteld door de 2^e kamer of financiering via de begroting geregeld). Voorts geldt (zie ook Anonymus, 2000):

- Doelstellingen en streefwaarden zijn niet overgenomen als emissieraming
- Reeds ingezet beleid is doorgetrokken naar de toekomst; verondersteld is dat dit beleid wordt voortgezet gedurende de gehele periode
- Verondersteld is dat het vastgestelde beleid volledig wordt uitgevoerd in de zin van invoering van de beleidsinstrumenten. Er is echter niet per definitie uitgegaan van 100% naleving van de beleidsinstrumenten (bijvoorbeeld het voldoen aan de verliesnormen bij een lage heffing op overschrijding van de verliezen, net als het 100 km/uur op snelwegen).
- Rekening is gehouden met doorgaande autonome (niet beleidsgestuurde) ontwikkelingen in technologie (bijvoorbeeld verdergaande productiviteitsstijgingen).

Ten aanzien van de vermestingsproblematiek is een uitzondering op de algemene werkwijze van de MV5 gemaakt. Het voorgenomen beleid in de vorm van de Integrale Aanpak Mestproblematiek (IAM) is het meest waarschijnlijke beleidspakket en gaat binnen enkele jaren het vastgestelde beleid vervangen. Dit voorgenomen beleid staat ook centraal in de MV5. Doordat het voorgenomen beleid ook volumebeleid bevat is ook de omvang van de veestapel aangepast ten opzichte van het EC-scenario (van Egmond et al., 2000). Het vastgestelde beleid is echter wel door gerekend. Delen van de doorrekening van het vastgestelde beleid zijn ook in MV5 gebruikt omdat de integrale analyse van het voorgenomen beleid niet tijdig gereed was. Dit was mogelijk doordat het voorgenomen beleid ten opzichte van het vastgestelde beleid vooral een versnelde reductie van het mestoverschot beoogt en dus op de lange termijn weinig verschilt met betrekking tot fosfaatverzadiging en de diffuse belasting van het oppervlaktewater.

Het *vastgestelde beleid* is vastgelegd in de Integrale Notitie Mest- en Ammoniakbeleid (IN) (Ministerie van LNV, 1995). Een belangrijk onderdeel van dit beleid is het Mineralenaangiftesysteem (MINAS) dat in 1998 voor alle intensieve veehouderijbedrijven verplicht is gesteld en vanaf 2001 voor alle bedrijven. Aangifteplichtige bedrijven betalen een heffing wanneer hun mineralenoverschot (het verschil tussen de aan- en afgevoerde

hoeveelheid stikstof of fosfaat) per hectare een heffingsvrije drempel (de verliesnorm) overschrijdt. Het gebruik van fosfaatkunstmest telt voorlopig niet mee bij de vaststelling van het fosfaatverlies. De verliesnormen voor fosfaat en stikstof worden tot 2008 geleidelijk aangescherpt. Naast de IN is bij het vastgestelde beleid ook het aanvullende N-beleid meegenomen. Dit beleid is een reactie op de conclusie van de Europese commissie van september 1998 dat het Nederlandse stikstofbeleid onvoldoende garanties bood dat Nederland aan de Nitraatrichtlijn zou voldoen. Het aanvullende stikstofbeleid is een aanscherping en aanvulling van het stikstofbeleid uit de IN. De belangrijkste punten van het aanvullend stikstofbeleid zijn:

- Een versnelde invoering van de N-verliesnormen (heffingsvrije drempel) vanaf 2002.
- Lagere N-verliesnormen voor grasland en bouwland op gronden die gevoelig zijn voor nitraatuitspoeling; de droge gronden (paragraaf 3.2.2), in 2008/2010.
- Een maximale veebezetting van 2,5 grootvee eenheden per hectare in 2008/2010 (één grootvee eenheid komt overeen met een volwassen koe).
- Een pakket flankerende maatregelen waaronder verplaatsing van bedrijven.

De lagere N-verliesnormen voor droge gronden en de versnelde invoering van de N-verliesnormen zijn meegenomen bij de doorrekening van het vastgestelde beleid. Bij de inschatting van de effecten is geen rekening gehouden met het flankerende beleid. Het beleid is nog te weinig concreet om effecten op de milieukwaliteit in te schatten. Het is bijvoorbeeld onduidelijk in welke gebieden bedrijven verplaatst zullen worden, welk type bedrijven dat zijn etc. Onduidelijk is ook welk gedrag beloond gaat worden via positieve prikkels.

Het *voorgenomen* beleid is verwoord in de Integrale Aanpak Mestproblematiek (Ministerie van LNV, 1999). Wijzigingen ten opzichte van het vastgestelde beleid zijn:

- Vervroegen van de eindnormen van 2008 naar 2003.
- Het invoeren van een systeem van mestafzetcontracten. Op basis van de gebruiksnormen voor N uit dierlijke mest; 170 kg N/ha voor bouwland (conform EU-nitraatrichtlijn) en 250 kg N/ha voor grasland (conform Nederlandse derogatieverzoek) wordt vastgesteld hoeveel dieren een boer per hectare mag houden. Indien boeren meer dieren houden moeten zij voor de mest hiervan mestafzetcontracten afsluiten.
- Verhogen van de heffingen op overschrijding van de verliesnormen.

De kenmerken van het vastgestelde en het voorgenomen beleid zijn samengevat in Tabel 5-1.

Tabel 5-1 Kenmerken van het vastgestelde en voorgenomen mestbeleid (Ministerie van LNV, 1995, Ministerie van LNV, 1999)

	HUIDIG BELEID Integrale notitie mest en ammoniakbeleid (IN, 1995)	VOORGENOMEN BELEID Integrale aanpak mestproblematiek (IAM, 1999)
Verliesnormen	Geleidelijk aanscherpen van verliesnormen tot 2008: <ul style="list-style-type: none"> • Stikstof op droge gronden bouwland: 60 kg/ha grasland: 140 kg/ha • Stikstof op overige gronden bouwland: 100 kg/ha grasland: 180 kg/ha • Fosfaat: 20 kg/ha 	Verliesnormen 2008 vervroegd naar 2003: <ul style="list-style-type: none"> • Stikstof op droge gronden bouwland: 60 kg/ha grasland: 140 kg/ha • Stikstof op overige gronden bouwland: 100 kg/ha grasland: 180 kg/ha • Fosfaat: 20 kg/ha
Heffing op verlies boven de norm	5-20 gld/kg fosfaat 1,50 gld/kg stikstof	20 gld/kg fosfaat 5 gld/kg stikstof
Gebruiksnorm dierlijke mest	Vanaf 2002 voor bedrijven met minder dan 2,5 gve/ha: <ul style="list-style-type: none"> • 80 kg fosfaat/ha 	Vanaf 2003 overal: <ul style="list-style-type: none"> • bouwland 170 kg N/ha (uit EU-nitraatrichtlijn) • grasland 250 kg N/ha (conform derogatieverzoek)
Afzetcontracten voor mestoverschot tov gebruiksnorm	Nvt	Systeem van verplichte meerjarige afzetcontracten en perceelsregistratie.

5.1.2 Toepassing

Voor STONE is een CLEAN-invoerbestand gemaakt van de jaren 1986 tot 2030 voor het IN-scenario (vastgesteld beleid) en het IAM-scenario (voorgenomen beleid). Bij het voorgenomen beleid is de variant met een hoge acceptatie van dierlijke mest bij akkerbouwers doorgerekend (IAM_VAC, van Egmond et al., 2000). De historische jaren 1986-1996 zijn gebaseerd op de WSV-berekeningen. In de IN-run is 1997 afkomstig uit de 'WSV-berekening', in de IAM-run is 1997 aangepast omdat de WSV-berekening de voorlopige 1997 runs bevatte.

Voor beide scenario's is de historische reeks gebaseerd op LEI-modellen. Het CLEAN-invoerbestand bevat een aantal steekjaren, 1986, 1988, 1995, 1997 en de toekomstjaren 2010, 2020 en 2030. Tussen deze steekjaren is geïnterpoleerd.

Het jaar 1986 is nooit met de LEI-modellen doorgerekend, mede omdat het een jaar was waarin de mestwetgeving slechts gedeeltelijk gold. Daarom zijn voor dat jaar kali-normen gebruikt om de mestgiften te sturen. Verder is een combinatie van de data van 1985 en 1987 gebruikt voor de berekening. De gewasarealen zijn van 1985 overgenomen. De dieraantallen en excretiecijfers zijn wel de officiële getallen voor 1986. Stalverdelingen en verdelingen van aanwendingstechnieken zijn van 1985.

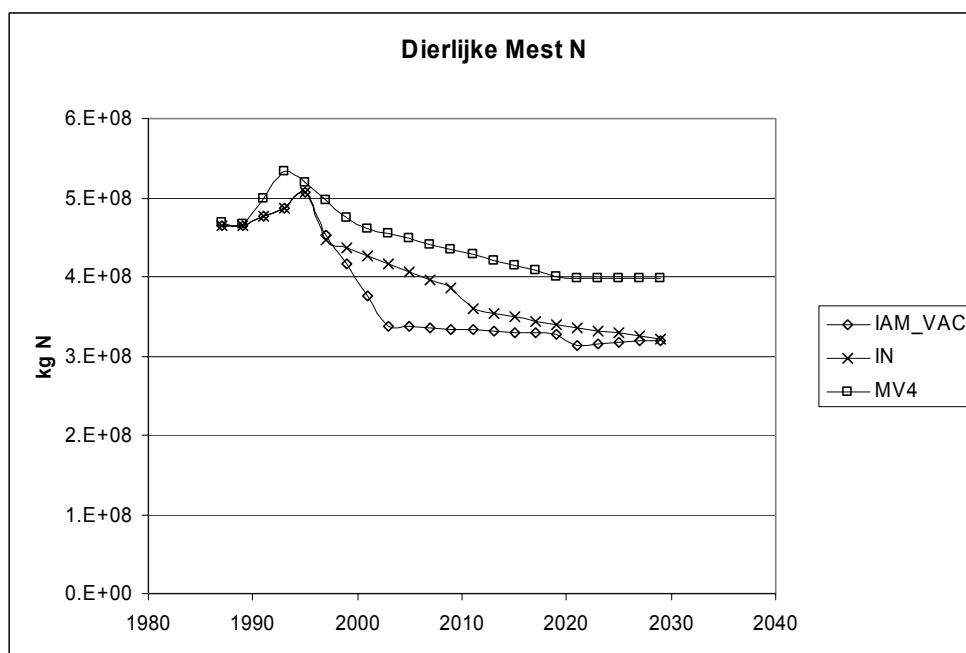
De belangrijkste aannames bij de doorrekening van het *vastgestelde beleid* zijn:

- Heffingen MINAS zijn niet voldoende om veestapel te reduceren.
- Heffing MINAS niet voldoende om kunstmestgebruik te reduceren. Bij de kunstmestgift zijn de adviesgiften en startgiften leidend.
- De gve-norm leidt niet tot een extra reductie van de veestapel. Dit gaat op voor de landelijke veestapel. Op regionaal niveau is geen rekening gehouden met de gve (grootvee-eenheid)-norm.

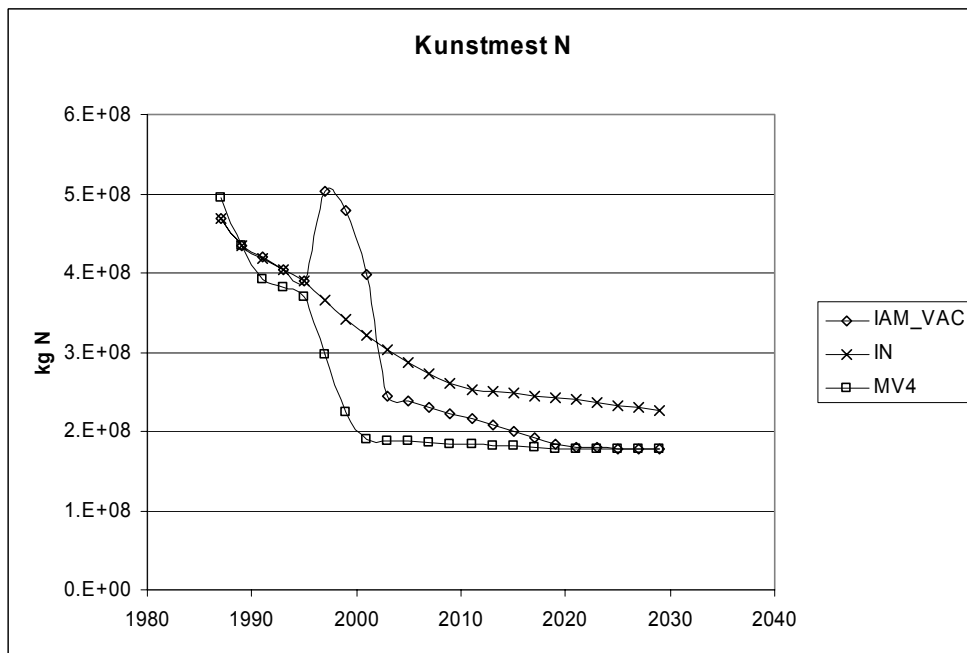
De belangrijkste aannames bij het *voorgenomen* beleid zijn (zie voor een uitgebreide beschrijving van Egmond et al., 2000).

- Het systeem van mestafzetcontracten (op basis van N) bepaalt de omvang van de veestapel.
- De mate waarin akkerbouwers bereid zijn mestafzetcontracten af te sluiten is in hoge mate bepalend voor de omvang van de veestapel. De bereidheid van akkerbouwers is moeilijk in te schatten. Daarom zijn twee varianten ontwikkeld; één met veel acceptatie van dierlijke mest bij akkerbouwers (VAC) en één met weinig acceptatie van dierlijke mest bij akkerbouwers (WAC).
- Gebruiksnormen voor N uit dierlijke mest zullen geen effect hebben op de verdeling van de mest over Nederland (dus op grond van de gebruiksnorm voor dierlijke mest zal geen mest van bedrijven worden afgevoerd)
- De MINAS-heffing voor N is in samenhang met het systeem van mestafzetcontracten voldoende om het halen van de verliesnormen af te dwingen
- De ruimte die er binnen de MINAS-verliesnormen is voor het aanwenden van kunstmest zal benut worden (dit leidt in sommige gevallen tot een lichte overschatting van het kunstmestgebruik op bouwland).
- De MINAS-heffing voor fosfaat is niet voldoende om overschrijding van de fosfaatverliesnorm tegen te gaan. Binnen het systeem van mestafzetcontracten is nog zo'n grote fosfaatproductie uit dierlijke mest mogelijk dat verliesnormen voor fosfaat overschreden zullen worden. Dit wordt veroorzaakt doordat slechts voor 90-95% van de mestproductie contracten behoeven te worden afgesloten. Het MINAS-systeem op zich is niet sterk genoeg om het halen van verliesnormen af te dwingen.

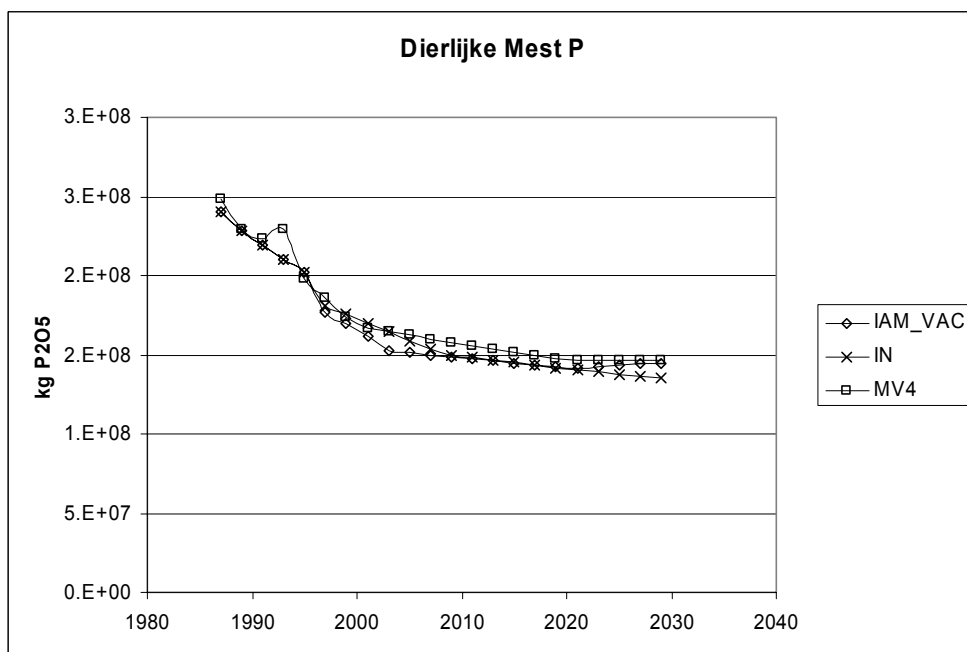
In Figuur 5-1 tot Figuur 5-4 zijn de stikstof- en fosfaatgiften (exclusief de vervluchtiging) weergegeven zoals berekend met CLEAN voor het MV5-IN-scenario en het MV5-IAM scenario met veel afzetcontracten (IAM_VAC). Tevens is ter referentie het MV4 scenario gegeven.



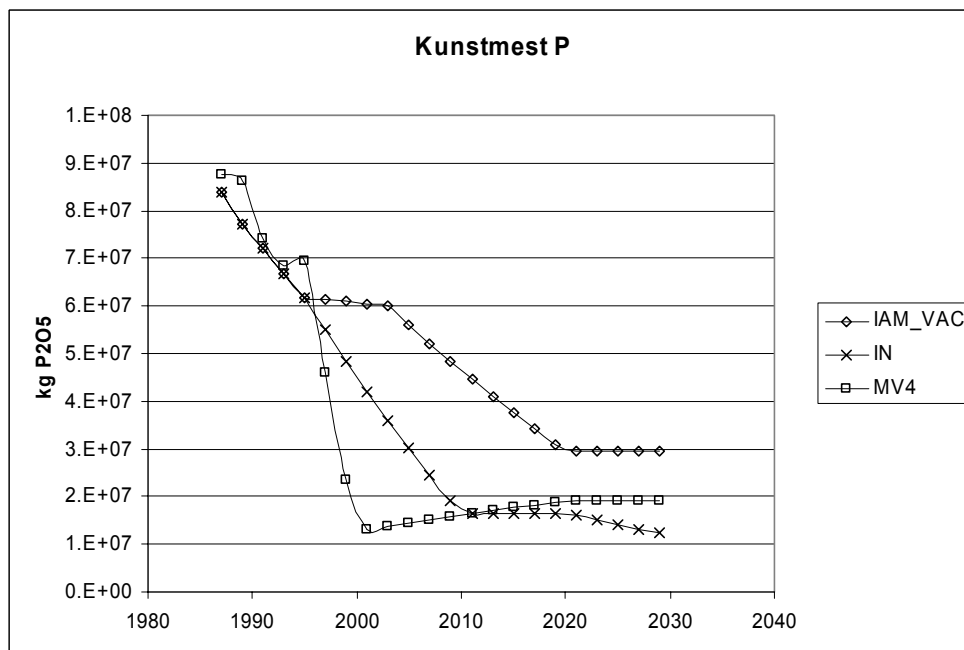
Figuur 5-1 Totale dierlijke bemesting stikstof (exclusief vervluchtiging) voor verschillende scenario's



Figuur 5-2 Totale bemesting stikstof kunstmest voor verschillende scenario's



Figuur 5-3 Totale dierlijke bemesting fosfaat voor verschillende scenario's



Figuur 5-4 Totale bemesting fosfaat kunstmest voor verschillende scenario's

Bekende fouten in de CLEAN-bestanden zijn:

- De P-belasting kunstmest is voor het IAM-scenario (een factor 3) te hoog bepaald. Tijdens de bepaling van het IAM-scenario is de kunstmestgift voor de eerste keer berekend in plaats van opgelegd.
- De N-belasting kunstmest is voor het IAM-scenario van 1997 tot 2003 te hoog bepaald.
- Er komen kunstmestgift van 0 voor (op bijvoorbeeld gras) terwijl er wel een dierlijke mestgift is. Dit wordt veroorzaakt doordat de kunstmestgift per hectare per gewas/bodem combinatie overgenomen zijn van LEI-runs voor EC 2020 en GC 2020 voor de VIJNO (Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening). In CLEAN is bij de arealen een index op gewas/bodem (LEI bestand) combinaties in 1995 gezet. In de LEI-run is op de gewassen een index gezet, waarna het model de gewassen via een aantal vuistregels aan de bodems heeft toegewezen. Het gevolg is dat er gewas/bodemcombinaties in CLEAN niet voorkomen en bij het LEI wel en vice versa. Dit zorgt voor een kunstmestgift van 0 kg op gewas/bodemcombinaties die wel in CLEAN voorkomen en niet in het LEI-model. Het bleek niet meer mogelijk dit probleem aan te passen voor de MV5. (geldt voor N en P₂O₅ bij IN en voor P₂O₅ bij IAM; N wordt namelijk berekend (moet passen binnen Minas), bij N heb je weer het probleem dat de kunstmestgift op bouwland soms overschat is; zie punt 5 bij aannames van het voorgenoemd beleid.
- De mestverdeling van dierlijke mest is niet helemaal goed. De fosfaatverliesnorm is nu opgehoogd met 10 kg P₂O₅/ha om de mestoverschotten kwijt te kunnen. Beter zou zijn om de niet plaatsbare mestoverschotten toe te kennen aan de regio waar deze geproduceerd wordt.

5.2 Depositie

De depositie tengevolge van landbouwemissies wordt binnen het STONE instrumentarium berekend door het model SRM aan de hand van de CLEAN emissies. Depositie tengevolge van buitenlandse en overige binnenlandse bronnen is apart door het Laboratorium voor Lucht Onderzoek aangeleverd in de vorm van een index ten opzichte van de depositie van elk voorgaand jaar, met een vaste situatie in 1985. Voor de MV5 scenario's zijn hiervoor aparte bestanden aangeleverd.

5.3 Hydrologie

De hydrologische bestanden zijn een resultaat van berekeningen met het hydrologische model SWAP. De UC-schematisering (paragraaf 3.2.1) resulteerde in verbeterde onderrand- en zijrandvoorwaarden, welke zijn gebruikt om een nieuwe hydrologie voor STONE 1.3 op te leveren (zie paragraaf 3.2.1 en 4.1.2.2).

6. Modelresultaten

Als resultaten worden afwisselend of in combinatie de resultaten van het IN-scenario en het IAM-scenario (met veel afzetcontracten, IAM_VAC) gepresenteerd. Daar voor het IAM scenario verkeerde fosfaatkunstmestcijfers zijn gebruikt die te hoog zijn ingeschat (paragraaf 5.1.2) zullen de uitspraken over P-oplading en voor P-afspoeling slechts voor het IN-scenario gepresenteerd worden. De stikstofresultaten van de belasting van het oppervlaktewater zijn ook van het IN-scenario aangezien deze in een vroeg stadium al zijn doorgeleverd aan de oppervlaktewatermodellen en het IAM scenario pas in een laat stadium gereed was voor de inzet in de MV5. De verschillen tussen het IN en IAM scenario zijn qua belasting oppervlaktewater echter klein.

6.1 Stikstofbalans

In Tabel 6-1 is de stikstofbalans per bodemgebruik voor het 7 meter profiel voor het doorgerekende IN en IAM-scenario gegeven. De oppervlaktes waarmee het aantal Mkg per bodemgebruik zijn bepaald zijn de oppervlaktes van het model CLEAN. Omdat de mest binnen STONE van CLEAN naar GONAT in kg/ha wordt doorgegeven en de oppervlaktes per landgebruik in CLEAN en GONAT verschillend zijn komt deze weergave het meest overeen met de door het LAE gerapporteerde gegevens. In de periode 1986-2000 bedraagt de gemiddelde netto mestdruk (inclusief vervluchtiging) op het landelijk gebied 899 Mkg/j. Volgens het IN-scenario neemt deze af met zo'n 40% tot 579 Mkg/j in de periode 2016-2030, door vergelijkbare afname van kunstmest en dierlijke mest. De afname in IAM_VAC is vergelijkbaar met die in IN. Met name in gebieden waar maïs wordt verbouwd is sprake van een sterke daling van de stikstofbelasting met circa 60%. Bij grasland is de daling 30%, terwijl de belasting op bouwland nauwelijks afneemt. De grootste afvoerposten in de periode 1986-2000 zijn gewasafvoer (43%), gevolgd door denitrificatie (40%, tot 7 m-mv). In de periode 2016-2030 neemt het nuttig gebruik door gewasafvoer gemiddeld toe tot 50% terwijl het relatieve denitrificatieverlies afneemt naar 34%. Denitrificatie en N-uitspoeling op 7 m-mv naar grondwater nemen globaal evenredig af met verschil tussen bemesting en gewasafvoer, terwijl belasting van het oppervlaktewater en NH₃-verliezen naar lucht evenredig afnemen met de bemesting. Op landelijke schaal wordt het stikstof probleem gedomineerd door het areaal in gebruik als grasland. Echter de bijdrage van het, aangenomen onbemeste, niet-landbouw areaal aan de toekomstige stikstof belasting van grondwater op 7 m-mv (63%), en in mindere mate het oppervlaktewater (19%), is aanzienlijk en veel groter dan verwacht op grond van de relatieve stikstofbelasting uit depositie op het niet-landbouw areaal (5%). De oorzaak hiervan is de lage afvoer door denitrificatie met name in de hoge zandgronden met grondwaterstanden lager dan 7 m-mv, als ook de afwezigheid van gewasafvoer en vervluchtiging. De modelberekeningen suggereren dat vrijzetting van stikstof uit de bodemvoorraad een relevant en persistent effect is, van rond de 30-60 kg/ha (120 Mkg/j) (paragraaf 4.1.4).

Tabel 6-1 De stikstofbalans voor de bodem (7meter profiel) in het landelijk gebied volgens het IN en IAM-scenario

	Totaal Mkg/j	%	Grasland kg/ha/j	Akkerbouw kg/ha/j	Snijmais kg/ha/j	Overig ruraal kg/ha/j
1986-2000						
Areaal (Mha)	2.72		1.05	0.67	0.22	0.79
Netto Mestdruk	899		605	220	540	0
Kunstmest	441	35	311	142	92	0
Dierlijke excretie	575	46	369	99	557	0
Depositie	105	8	31	24	39	60
Afname bodemvoorraad	126	10	68	47	32	21
Gewasafvoer	539	43	398	131	155	0
Uitspoeling	11.5	0.9	6.3	-2.4	13.1	4.5
Belasting oppervlaktewater	82	7	39	27	65	12
Denitrificatie	500	40	262	136	378	67
NH ₃ Vervluchting	117	9	76	21	109	0
2016-2030 IN-scenario						
Areaal (Mha)	2.64		0.89	0.60	0.23	0.93
Netto Mestdruk	579		459	183	269	0
Kunstmest	243	29	201	85	62	0
Dierlijke excretie	406	49	313	119	249	0
Depositie	67	8	20	16	25	37
Afname bodemvoorraad	120	14	61	37	52	34
Gewasafvoer	419	50	349	124	145	1
Uitspoeling	5.9	0.7	2.9	-2.9	5.9	4.0
Belasting oppervlaktewater	58	7	29	24	33	12
Denitrificatie	285	34	159	91	162	56
NH ₃ Vervluchting	71	8	55	21	42	0
2016-2030 IAM_VAC-scenario						
Areaal (Mha)	2.64		0.89	0.60	0.23	0.93
Netto Mestdruk	556		414	231	221	0
Kunstmest	218	27	122	162	56	0
Dierlijke excretie	406	50	350	83	197	0
Depositie	67	8	20	16	24	37
Afname bodemvoorraad	119	15	55	43	56	34
Gewasafvoer	410	51	334	134	141	1
Uitspoeling	4.4	0.5	1.4	-2.6	4.4	4.0
Belasting oppervlaktewater	55	7	24	27	27	12
Denitrificatie	275	34	129	132	129	55
NH ₃ Vervluchtingx	67	8	58	15	32	0

De gepresenteerde balans is de balans van het totale 7 meter profiel. Wanneer er gekeken wordt naar de verschillen tussen balanstermen boven en onder het GHG niveau (Tabel 6-2) dan blijkt de afspoeling naar het oppervlaktewater vrijwel geheel onder het GHG niveau plaatsvindt en dat de denitrificatie zowel in het bovenste profiel als in het onderste profiel plaatsvindt. In tegenstelling tot de vrijzetting van de bodemvoorraad onder zandgronden (paragraaf 4.1.4) vindt voor Nederland als totaal in de toekomst het grootste deel van de vrijzetting plaats onder GHG niveau.

Van de afspoeling naar het oppervlaktewater gaat het grootste deel naar sloten en greppels (Tabel 6-3).

Tabel 6-2 Verschillen tussen parameters van de N-balans boven en onder GHG niveau, IN-scenario

		Totaal Mkg/jaar mv-GHG	Totaal Mkg/jaar GHG-7m
1986-2000	Afname bodemvoorraad	74	52
	Uitspoeling	229	11.5
	Belasting oppervlaktewater	12	70
	Denitrificatie	309	191
2016-2030 IN	Afname bodemvoorraad	48	72
	Uitspoeling	5.9	123
	Belasting oppervlaktewater	2	56
	Denitrifikatie	152	133

Tabel 6-3 Percentage afspoeling naar de verschillende drainagesystemen

Drainage systeem	Gemiddeld N-afvoer %	Gemiddeld P-afvoer %
3 ^e orde drainage systeem – greppels	38	35
2 ^e orde drainage systeem – sloten	43	45
1 ^e orde drainage systeem – kanalen	19	20

Wanneer gekeken wordt naar balansen per bodemsoort, dan blijkt dat de vrijzetting van stikstof uit de bodemvoorraad voornamelijk uit de Veen en Klei gronden komt. Dit was ook al geconcludeerd in paragraaf 4.1.4.

Tabel 6-4 Stikstofbalans in kg/ha per grondsoort, IAM_VAC scenario, 7m profiel, exclusief natuurgronden

	Zand	Veen	Klei	Zand	Veen	Klei
	1986-2000			2016-2030 IAM_VAC		
Netto mestdruk	551	511	412	345	390	322
Kunstmest	241	260	230	109	130	144
Dierlijke excretie	385	312	227	283	312	214
Depositie	35	28	27	22	17	17
Afname bodemvoorraad	35	137	55	33	106	52
Gewasafvoer	324	361	251	266	324	228
Uitspoeling	18	-10	-5	9	-10	-5
Belasting oppervlaktewater	49	38	29	24	32	25
Denitrifikatie	230	288	219	102	167	143
NH ₃ Vervluchtiging	75	61	45	47	52	36

Voor het droge gronden beleid zijn aparte verliesnormen opgelegd aan droge en natte gronden (paragraaf 3.2.2 en 5.1.1). In Tabel 6-5 is de stikstofbalans voor zandgronden onderscheiden naar droge en natte gronden.

De implementatie van het droge gronden beleid in de emissiescenario's blijkt correct te zijn wat betreft de met STONE berekende mineraalverliezen en de verschillen tussen droge en natte zandgronden. Voor droge en natte zandgronden met gras zijn de verliezen (netto mestdruk – gewasafvoer) gemiddeld voor 2016-2030 respectievelijk 61 en 84 kg/ha, hiermee wordt voldaan aan de verliesnormen van respectievelijk 140 en 180 kg/ha (paragraaf 5.1.1). Voor de droge en natte zandgronden onder akkerbouw zijn de verliezen respectievelijk 67 en 104 kg/ha. Hiermee wordt dus net niet voldaan aan de verliesnormen van respectievelijk 60 en 100 kg/ha.

Het areaal droge gronden waarvoor met Aanvullend Beleid gerekend is niet gelijk aan het feitelijke areaal droge gronden in de STONE schematisatie en het effect van het droge gronden beleid voor de zandgronden als geheel valt zoals voorspeld in paragraaf 3.2.2 tegen.

Tabel 6-5 Stikstofbalans in kg/ha voor de zandgronden, IAM_VAC scenario, 7m profiel, onderscheid tussen droge en natte gronden

	Grasland droog	Grasland nat	Akkerbouw droog	Akkerbouw nat	Snijmaïs droog	Snijmaïs nat
	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
1986-2000						
Bruto Mestdruk	630	638	214	218	534	528
Kunstmest	309	313	113	116	84	88
Dierlijke excretie	321	325	101	102	450	441
Depositie	36	35	26	28	39	41
Afname bodemvoorraad	56	36	38	6	40	25
Gewasafvoer	425	421	131	119	157	156
Uitspoeling	33	17	20	-2	31	8
Belasting oppervlaktewater	38	50	22	37	60	73
Denitrifikatie	227	221	106	97	364	357
NH ₃ Vervluchtiging	?	?	?	?	?	?
2016-2030 IAM_VAC						
Bruto Mestdruk	385	421	198	234	193	237
Kunstmest	88	121	136	169	38	70
Dierlijke excretie	297	300	62	65	155	167
Depositie	22	22	17	18	24	25
Afname bodemvoorraad	38	28	37	9	64	44
Gewasafvoer	323	338	131	130	138	142
Uitspoeling	14	9	17	-1	11	3
Belasting oppervlaktewater	15	24	18	37	21	31
Denitrifikatie	92	101	86	95	111	129
NH ₃ Vervluchtiging	?	?	?	?	?	?

6.2 Fosforbalans

In de periode 1986-2000 bedraagt de gemiddelde totale fosforbelasting uit mest in het landelijk gebied 121 Mkg (Tabel 6-6). Volgens het IN-scenario neemt deze af tot 69 Mkg in 2016-2030. De sterke afname van het kunstmestgebruik is vooral te wijten aan de aanname van strikte opvolging van adviesgiften. De afname in IAM is kleiner door een overschatting van de fosfaatgift in het IAM scenario (paragraaf 5.1.2). De grootste afname van de bodembelasting vindt plaats in gebieden waar maïs wordt verbouwd.

De berekende gewasafvoer in de periode 2016-2030 is slechts weinig lager dan in 1986-2000, ondanks de verminderde bemesting. Hierdoor zal het nuttig gebruik sterk toenemen van 49% naar 77%. Bijgevolg zal de snelheid van fosfaataccumulatie in de bodem sterk afnemen.

Omdat de totale hoeveelheid in de bodem geaccumuleerd fosfaat niet af zal afnemen, neemt de diffuse fosfaatbelasting van het oppervlaktewater ook niet af.

Ondanks de grote verschillen in areaal en bemesting dragen grasland, akkerbouw en snijmaïs in vergelijkbare mate bij aan de belasting van het oppervlaktewater.

Tabel 6-6 De fosforbalans (P) voor de bodem (7 meter profiel) in het landelijk gebied volgens het IN en IAM scenario

	Totaal Mkg/j	%	Grasland kg/ha/j	Akkerbouw kg/ha/j	Snijmaïs kg/ha/j	Overig ruraal kg/ha/j
1986-2000						
Areaal (Mha)	2.72		1.05	0.67	0.22	0.79
Mestdruk	121		66	39	116	0
Kunstmest	31	25	14	19	15	0
Dierlijke excretie	90	75	52	20	101	0
Gewasafvoer	57	47	32	25	33	0
Vastlegging in bodem	62	51	33	14	80	0
Uitspoeling grondwater	-1.5	-1.3	-0.7	-0.9	0.0	-0.3
Belasting oppervlaktewater	3.3	2.7	1.3	1.5	2.7	0.4
2016-2030 IN						
Areaal (Mha)	2.64		0.89	0.60	0.23	0.93
Mestdruk	69		42	36	48	0
Kunstmest	7	11	0	12	0	0
Dierlijke mest	62	89	42	23	48	0
Gewasafvoer	53	76	35	24	33	0
Vastlegging in bodem	15	22	7	11	12	0
Uitspoeling grondwater	-1.4	-2.0	-0.7	-0.9	-0.1	-0.3
Belasting oppervlaktewater	2.8	4.1	1.0	1.5	2.9	0.4
2016-2030 IAM_VAC						
Areaal (Mha)	2.64		0.89	0.60	0.23	0.93
Mestdruk	88		62	41	38	0
Kunstmest	24	28	12	24	0	0
Dierlijke mest	64	72	51	17	38	0

Gewasafvoer	54	61	36	25	32	0
Vastlegging in bodem	32	37	25	15	3	0
Uitspoeling grondwater	-1.4	-1.6	-0.7	-0.9	-0.1	-0.3
Belasting oppervlaktewater	3.4	3.8	1.7	1.6	2.6	0.4

6.3 Nitraat in het bovenste grondwater

De nitraatconcentratie in het bovenste grondwater onder landbouwgronden varieert sterk tussen de jaren en door het jaar heen, waardoor toetsing aan de EU-nitraatrichtlijn (50 mg/l NO₃) alleen zinvol is over langjarige perioden of na correctie voor weersinvloeden. De met STONE berekende waarden worden dan ook gepresenteerd als een 15-jarig gemiddelde. Volgens de modelberekeningen voor de periode 1986-2000 voldoet 52% van het landbouwareaal aan de kwaliteitsdoelstelling voor nitraat van 50 mg/l, van de droge gronden voldoet slechts 2%. Deze berekende arealen komen goed overeen met arealen afgeleid op basis van waarnemingen (paragraaf 4.2.5.2). Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat zowel waarnemingen als modelberekeningen aangeven dat momenteel in het grootste deel van de zandgronden de nitraatconcentratie ruim boven de 50 mg/l ligt, en in de niet-zandgronden onder de 50 mg/l. Hierdoor zijn uitspraken over het percentage van het totale landbouwareaal dat niet voldoet aan de 50 mg/l doelstelling erg robuust. Eventuele verschillen tussen verschillende benaderingen voor arealuitspraken worden vooral verwacht wanneer nitraatconcentraties in de buurt van de norm komen.

In het IN-scenario neemt het totale landbouwareaal dat gemiddeld in de periode 2016-2030 voldoet aan de nitraatrichtlijn in beperkte mate toe tot 62% (Tabel 6-7), het areaal op de droge zandgronden en de zandgronden is dit 10%. Voor het IAM-scenario zijn deze waarden vergelijkbaar, zij het dat voor de zandgronden en de droge zandgronden een duidelijker onderscheid is (5% en 17%). Hiervoor kan geen verklaring gegeven worden.

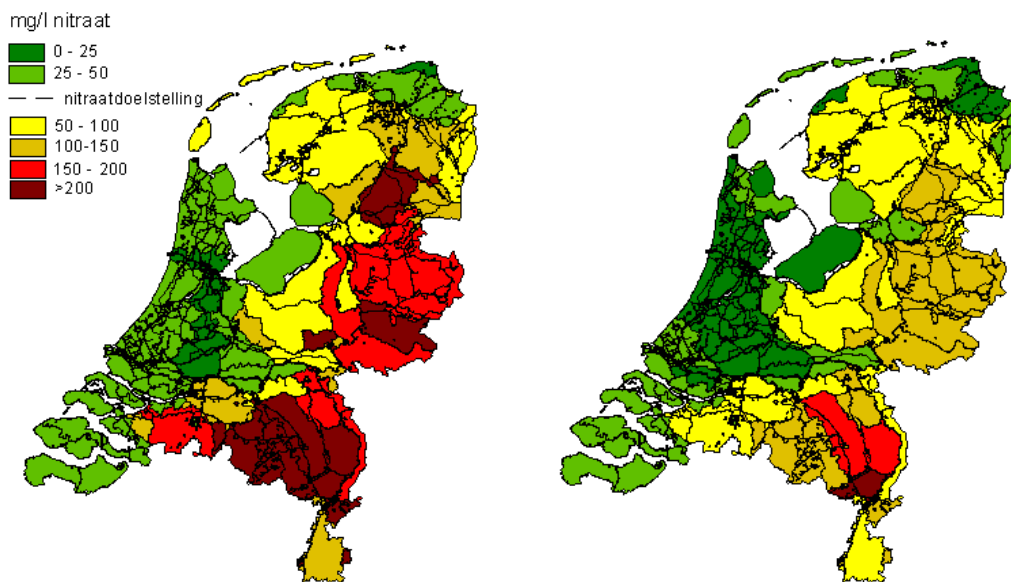
Tabel 6-7 Percentage oppervlak boven en onder de N-norm van 50 mg/l NO₃ in het bovenste grondwater, STONE IAM scenario

1986-2000 STONE	Totaal	Zandgronden	Droge Zandgronden
<50	52	6	2
50-75	11	9	7
>75	37	85	91
2016-2030 STONE IN			
<50	62	10	10
50-75	11	18	17
>75	28	72	73
2016-2030 STONE IAM			
<50	63	17	5
50-75	12	19	20
>75	26	64	75

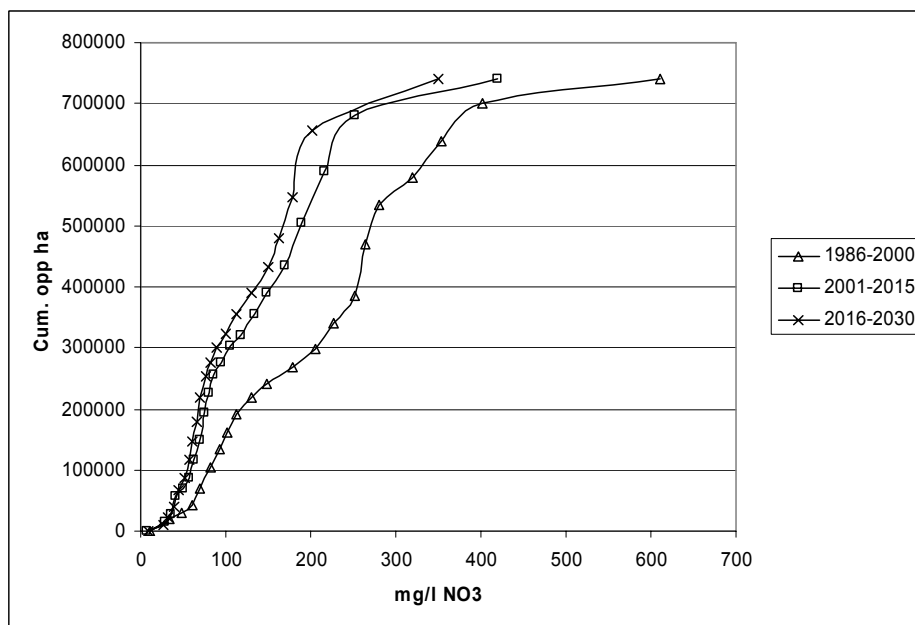
In de periode 1986-2000 is er in vrijwel het volledige areaal van de provincies Limburg, Noord Brabant, Gelderland, Drenthe, en grote delen van Utrecht, Friesland en Groningen gemiddeld sprake van nitraatrichtlijnoverschrijding (Figuur 6-1) met concentraties vaak boven de 75 mg/l. In de periode 2016-2030 neemt het areaal boven de EU-nitraatrichtlijn volgens het IN-scenario met name af in Noord en Midden Nederland. Het areaal met

concentraties groter dan 75 mg/l zal in de toekomst relatief sterker afnemen dan het areaal boven de EU-nitraatnitraatrichtlijn.

In Figuur 6-2 is het cumulatief oppervlak uitgezet tegen de nitraatconcentrie in het bovenste grondwater op zandgronden onder landbouw.



Figuur 6-1 Berekende nitraatconcentraties in het bovenste grondwater in het landbouwgronden, huidig (1986-2000, links) en in het IN scenario (2016-2000, rechts)



Figuur 6-2 Cumulatief oppervlak uitgezet tegen de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater op zandgronden onder landbouw

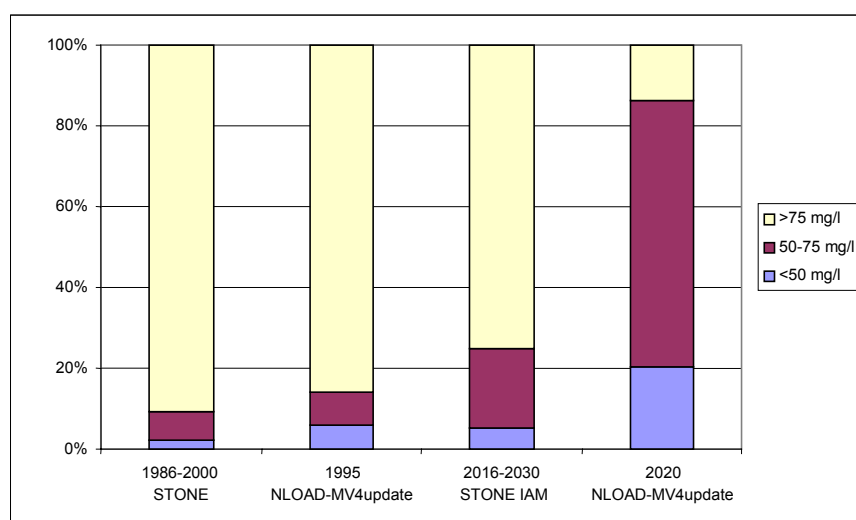
De op STONE 1.3-resultaten gebaseerde landsdekkende beelden van toekomstige nitraatconcentraties in het bovenste grondwater en fracties van arealen die voldoen aan nitraatdoelstelling van 50 mg/l zijn beduidend lager dan eerder berekend, met name voor de zandgronden (ANIMO (Oenema et al., 1998), NLOAD-MV4 (Anonymus, 1997), NLOAD-

MV4 herberekening (dit rapport) en NVerlies (Bresser et al., 1999, Willems et al., 2000) (Tabel 6-8).

Tabel 6-8 Areaal dat voldoet aan de nitraatnorm van 50mg/l voor diverse modelbenaderingen, totaal Nederland en de zandgronden. N.b. zichtjaren voor NLOAD zijn arbitrair, areaaluitspraken gelden voor stationaire situatie

Scenario	Model	%landbouw totaal <50mg/l	%landbouw zand <50mg/l	%landbouw droog zand <50mg/l
Oenema 1998	ANIMO 2015	79	-	-
	ANIMO 2037	88		
MV4	NLOAD 2020	70	40	-
MV4 update	NLOAD 2020	67	36	20
Bresser1999	NVerlies 2008	75-85	45-75	-
MV5 (IAM)	STONE (2016-2030)	63	17	5

Voor de MV4-update met NLOAD en de doorrekening van het IAM scenario met STONE is tevens een vergelijking gemaakt van de droge zandgronden. Volgens de IAM-berekeningen met STONE 1.3 voldoet in de periode 2016-2030 slechts 5% van het landbouwareaal op droge zandgronden aan de nitraatdoelstelling van 50% (Tabel 6-7 en Figuur 6-3), de NLOAD berekeningen voor de MV4-update geven een waarde van 20% (Tabel 6-8 en Figuur 6-3). Voor de zandgronden als totaal (onder landbouw) zijn deze waarden respectievelijk 17% en 31%. Tevens dient opgemerkt te worden dat het oppervlak zandgronden boven de 75 mg/l NO₃ voor deze NLOAD berekeningen sterk is gedaald naar 14%, terwijl dit voor de berekeningen met STONE voor het IAM scenario niet in die mate geldt.



Figuur 6-3 Overschrijding nitraatnorm oppervlaktepercentage droge zandgronden onder landbouw STONE-IAM en NLOAD MV4-update

Deze discrepanties kunnen veroorzaakt worden door al eerder genoemde verschillen in hydrologie en door beleids- en modelaannames. Hieronder zullen de mogelijke oorzaken besproken worden.

Uit Figuur 6-2 valt tevens af te leiden welk deel van het oppervlak boven de norm zou zijn als de met STONE berekende concentraties lager zouden zijn. Wanneer de STONE concentraties 25 mg/l lager zouden zijn dan zou zo'n 20% extra oppervlak onder de nitraatnorm van 50 mg/l vallen

6.3.1 Doorgerekend beleid

Alle scenario's van de eerdere berekeningen gaan uit van het IN-beleid. Het ANIMO model gebruikt door Oenema et al., (1998) maakt gebruik van een scenario waarin in 2008 100% oplegging van de N-verliesnorm plaatsvindt. De NLOAD-MV4 herberekening ten behoeve van de MV4 update en de VIJNO-toets is niet gepubliceerd. De berekening is in 1999 uitgevoerd op basis van nieuwe emissieberekeningen door het LEI waarbij de Integrale Notitie en het Aanvullend Stikstofbeleid is meegenomen. Voor de droge gronden is vanaf 2008 gerekend met de aangescherpte stikstofverliesnormen voor bouwland (van 100 naar 60 kg/ha) en grasland (van 180 naar 140 kg/ha). De effecten op nitraat zijn doorgerekend met een speciaal aangepaste versie van NLOAD die met verschillende bemestingscijfers voor droge en natte gronden kan rekenen. Het originele MV4 scenario en de MV4-update gaan uit van een zekere overschrijding van de verliesnormen. Het model NVerlies maakt gebruik van dezelfde ruimtelijke modules, Gt-correctie op het N-overschot en hydrologie als het model NLOAD (van Drecht en Scheper, 1998). NVerlies is ontwikkeld om landsdekkend het effect van 100% implementatie van de aangescherpte stikstofverliesnormen, zoals opgenomen in het Aanvullende Stikstofbeleid, op de nitraatconcentratie te schatten. Hiervoor was het nodig te kunnen rekenen met MINAS verliesnormen voor stikstof als invoer in plaats van stikstofbemestingscijfers en te kunnen rekenen met verschillende invoer voor droge en natte gronden.

De resultaten van de verschillende doorgerekende modellen zijn dus gebaseerd op van elkaar afwijkende beleidsaannames ten aanzien van de implementatie en het effect van het mestbeleid. Voor de verschillende met STONE 1.3 doorgerekende beleidsaannames (IN ten opzichte van IAM) bleken de effecten nauwelijks zichtbaar op het nitraatgehalte in het bovenste grondwater (Tabel 6-7). Qua bemestinggegevens zijn de verschillen tussen het MV4-scenario en het IAM-scenario in de voor MV5 gebruikte zichtjaren 2016-2030 vrij klein (paragraaf 5.1.2). Het doorrekenen van het MV4-bemestingsscenario met het STONE 1.3 instrumentarium leverde met het IAM-scenario vergelijkbare areaalpercentages met normoverschrijding op. De oorzaak van de verschillen tussen de modelstudies moet dan ook niet zozeer in verschillen tussen de emissie-scenario's gezocht worden.

6.3.2 Modelaannames

STONE berekent een rekenkundig gemiddelde nitraatconcentratie per jaar voor de periode 2016-2030 door middeling van decadewaarden voor alle modellen in de bovenste meter van het grondwater (GLG +/- 0.5 meter) (zie Bijlage 2).

NLOAD berekent een stationaire bruto-uitspoelingsflux op basis van empirische relaties tussen bemesting, grondgebruik en bodemsoort. Deze uitspoelingsflux wordt na Gt-afhankelijk reductie omgerekend naar een langjarig gemiddelde belasting van het grondwater. Door deling door het langjarig gemiddeld neerslagoverschot worden nitraatconcentraties berekend.

Bij NLOAD wordt een onderschatting van de stikstofuitspoeling en concentraties verwacht, omdat met name voor de maïsgronden de met NLOAD berekende nitraatconcentraties te laag zijn (Bronswijk, 1998).

De NVerlies methode (Willems et al., 2000 en Bresser et al., 1999) maakt gebruik van de empirische relatie tussen een gecorrigeerd stikstofoverschot (gecorrigeerd voor verliesposten die tussen het maaiveld en de bovenste meter van het grondwater plaatsvinden ten opzichte

van netto bodembelasting) en de stikstofuitspoeling (input-output balans methode). Deze relatie is afgeleid van gegevens afkomstig van de praktijkbedrijven in het Mestmeetnet. Vervolgens wordt deze relatie gebruikt om de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater te voorspellen bij realisatie van de MINAS-norm voor het stikstofoverschot (de verliesnormen worden opgelegd).

De stappen hierbij zijn (Willems et al., 2000):

1. Van overschot naar netto bodembelasting (correctie voor extra winst-verliesposten tussen maaiveld en onderkant wortelzone, combinatie met onafhankelijke schattingen van depositie, N-binding en extra NH₃-vervluchtiging en denitrificatie). Voor grasland is dit getal aan de hand van praktijkmetingen gesteld op 36-50%, de onverklaarde verliezen zijn dus groot.
2. Van netto bodembelasting naar potentiële uitspoeling (op basis van een empirische relatie uit bedrijfsgegevens in het Mestmeetnet)
3. Van potentiële uitspoeling naar actuele uitspoeling met een empirische Gt-correctie volgens NLOAD. Voor Gt IV is deze correctiefactor 0.43, dus 57% verlies voor Gt VII is deze factor 0.83.
4. Van actuele stikstofuitspoeling naar nitraatconcentratie in bovenste grondwater na deling door een langjarig (30 jaar) gemiddeld neerslagoverschot (NLOAD, van Drecht en Scheper, 1998). Variaties in het neerslagoverschot hebben tevens een grote bijdrage aan de berekende bandbreedte.

De ANIMO resultaten (Oenema et al., 1998) zijn bepaald door het opstellen van een massabalans voor N voor een situatie met 100% realisatie van de MINAS-verliesnormen (bemesting, vervluchtiging en gewasafvoer) en onafhankelijk verkregen schattingen van andere balansposten.

De dieptebevestiging van het bovenste grondwater is belangrijk. Voor STONE is dit al gebleken uit de vergelijking van modelresultaten met de meetdata van het Mestmeetnet en het Bosmeetnet (paragraaf 4.2.6). Wanneer in plaats van de gekozen diepte (paragraaf 4.2.5), een halve meter boven tot een halve meter onder het GLG niveau (GLG +/- 0.5m), GLG tot een meter onder het GLG niveau (GLG-1m) genomen wordt dan daalt de gemiddelde berekende nitraatconcentratie onder zandgronden onder landbouw met ongeveer 25-40 mg/l (Tabel 6-9). Uit het typische nitraatconcentratieprofiel van Figuur 4-17 is een duidelijke daling van de nitraatconcentraties met de diepte te zien. Voor de arealen boven de norm heeft deze andere dieptekeuze tot gevolg dat voor 2016-2030 (STONE-IAM_VAC) 28% van de zandgronden onder de norm ligt (Tabel 6-10), dit is zo'n 10% van het oppervlak extra.

Tabel 6-9 Verschil in gemiddelde nitraatconcentraties op verschillende dieptes in het bovenste grondwater, STONE IAM scenario

	Diepte	1986_2000	2016_2030
Landbouw op zand	GLG +/-0.5m	182	94
Landbouw op zand	GLG-1m	145	69
Landbouw op zand opp.gewogen	GLG +/-0.5m	223	125
Landbouw op zand opp.gewogen	GLG-1m	180	83

Tabel 6-10 Percentage oppervlak boven en onder de N-norm van 50 mg/l NO₃ in het bovenste grondwater (glg tot 1m-glg), STONE IAM scenario

1986-2000 STONE 1m-glg	Totaal	Zandgronden	Droge Zandgronden
<50	62	13	4
50-75	8	12	11
>75	30	75	85
2016-2030 STONE IAM 1m-glg			
<50	71	28	11
50-75	9	19	27
>75	20	53	62

6.3.3 Vrijzetting organisch stikstof

De jaarlijkse netto afbraak van organisch N in zandgronden is vrij hoog en bedraagt gemiddeld zo'n 20 kg/ha (Tabel 4-1 en paragraaf 4.1.4). Dit correspondeert met een netto toename van de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater onder zandgronden van 10-20 mg/l.

6.3.4 Neerslagoverschot

NLOAD en NVERLIES maken gebruik van eenzelfde hydrologie. De neerslag is een 30 jarig gemiddelde waarde per district op basis van de HELP studies (paragraaf 3.2.1.2). De berekende nitraatuitspoeling geldt dan ook als een gemiddelde over een lange termijn. Het verschil tussen de NLOAD benadering en de STONE (15 jarig gemiddelde) benadering levert voor STONE landelijk 44 mm minder neerslagoverschot (Tabel 3-3).

Voor de zandgronden is dit gemiddeld 68 mm terwijl dit de gronden zijn waarin de hoogste NO₃ concentraties optreden (Figuur 3-2 en Tabel 3-3).

Voor de droge zandgronden (Gt VI en hoger) lijken deze verschillen nog groter te zijn, meer dan 120 mm (Tabel 3-4).

Hogere neerslagoverschotten betekenen lagere concentraties nitraat in het grondwater en dit zou dus voor een belangrijk deel de voor STONE gevonden hogere nitraatconcentraties in het bovenste grondwater kunnen verklaren.

6.3.5 Grondwatertrappen

De toename van het areaal droge Gt's (Gt VI en hoger) met ruim 50% ten opzichte van de Kaart-Gt (paragraaf 3.2.1) zou de verdubbeling van het met STONE berekende zandareaal boven de 50 mg/l ten opzichte van eerdere berekeningen, die de kaart-Gt als hydrologische basis gebruiken, deels kunnen verklaren. Wanneer de grondwaterstanden lager zijn (bij de drogere Gt's) vindt er minder denitrificatie plaats en hierdoor zijn de nitraatconcentraties hoger dan in natte bodems. In Tabel 4-6 is te zien dan met name de Gt's VI, VII en VIII hoge waarden voor de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater hebben, die niet snel onder de norm zullen komen (waarden in 1986-2000 boven de 200 mg/l NO₃).

Een toename van het areaal droge Gt's houdt dus ook een toename in van het areaal met hogere nitraatconcentraties en dit heeft grote consequenties voor de uitspraken van STONE op nitraatconcentraties in de zandgebieden.

De STONE-UC hydrologie is berekend volgens de laatste hydrologische inzichten en ook de verdroging van de grondwatertrappen is daarin meegenomen. Door het vertalen van de UC-hydrologie naar de STONE schematisatie is echter nog een groot deel van de natte Gt's

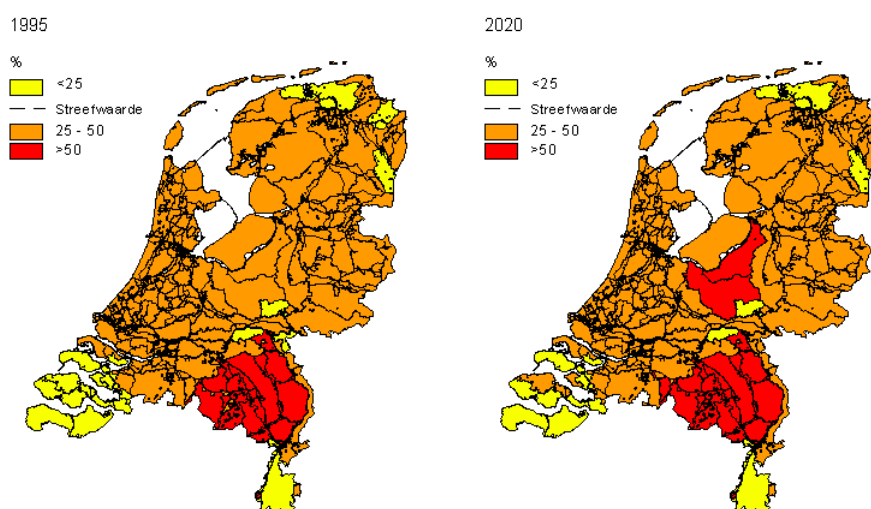
weggeschematiseerd (paragraaf 3.2.1). Tevens moet gezegd worden dat de nitraatuitspoeling in het 'nieuwe' areaal droge Gt's anders zal reageren op N-belasting dan het 'oude' areaal. De bodems die behoren bij de nieuwe droge Gt's zullen doorgaans wat zwaarder en organische stofrijker zijn en daardoor meer stikstof kunnen 'immobiliseren'. Hier is in de modelbenadering niet speciaal rekening mee gehouden.

De informatie in de bodemkaart-Gt's (gebruikt door de modellen NLOAD en NVerlies) is gebaseerd op oude opnames, deels zo'n 30 jaar oud, en geven voor grote gebieden een te nat beeld van de huidige grondwatersituatie.

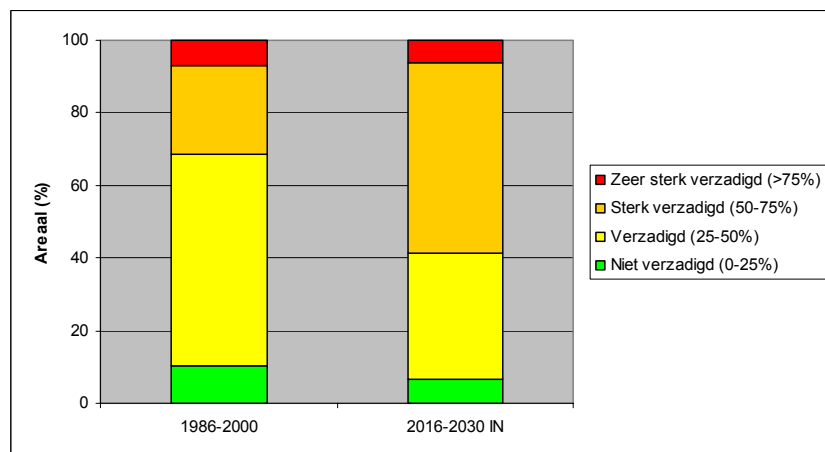
6.4 Fosfaatverzadiging

Vanwege de foutieve bepaling van de fosfaat-kunstmestgift in het voor MV5 gebruikte IAM-scenario zijn voor de MV5 de resultaten van het IN-scenario gepresenteerd.

Inherent aan de vrijwel volledige vastlegging van fosfaatoverschotten in de bodem blijft de fosfaatverzadiging volgens het IN-scenario verder toenemen in de toekomst ondanks de belangrijke afname van de bemesting. In de periode 1986-2000 is bijna 90% van het zandgebied fosfaatverzadigd (conform het fosfaatprotocol (Bijlage 2) bij fosfaatverzadigingsgraad >25% (van der Zee et al., 1990)), 30% matig verzadigd (>50%) en 7% sterk verzadigd (>75%). In de periode 2016-2030 nemen de arealen >25% en >50% fosfaatverzadigd volgens het IN-scenario verder toe tot 94%, respectievelijk 58% (Figuur 6-4 en Figuur 6-5).



Figuur 6-4 Berekende fosfaatverzadiging van landbouwgronden in het IN scenario



Figuur 6-5 Fosfaatverzadiging zandgronden in de overschotgebieden (zuidelijk, oostelijk en centraal zandgebied)

Theoretisch is bij gelijke P-belasting de kans op P-verzadiging bij Gt II groter dan bij Gt VII, maar uit de berekeningen blijkt dat de fosfaatverzadigingsgraad in tegenstelling tot de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater niet sterk varieert tussen de grondwatertrappen (Tabel 6-11). Hierdoor zijn de uitspraken over de P-verzadiging minder onzeker dan de uitspraken over de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater.

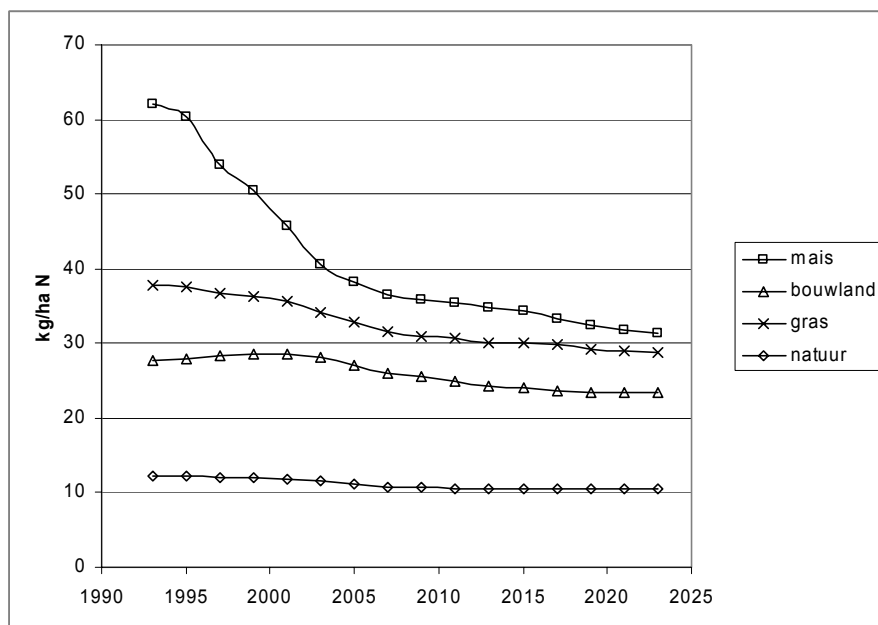
Tabel 6-11 Fosfaatverzadigingsgraad (%) per grondwatertrap

Gt	Gemiddelde 1986-2000	Gemiddelde 2016-2030
I	35	36
II	29	31
III	39	39
IV	29	30
V	39	41
VI	36	39
VII	20	22
Totaal	29	31

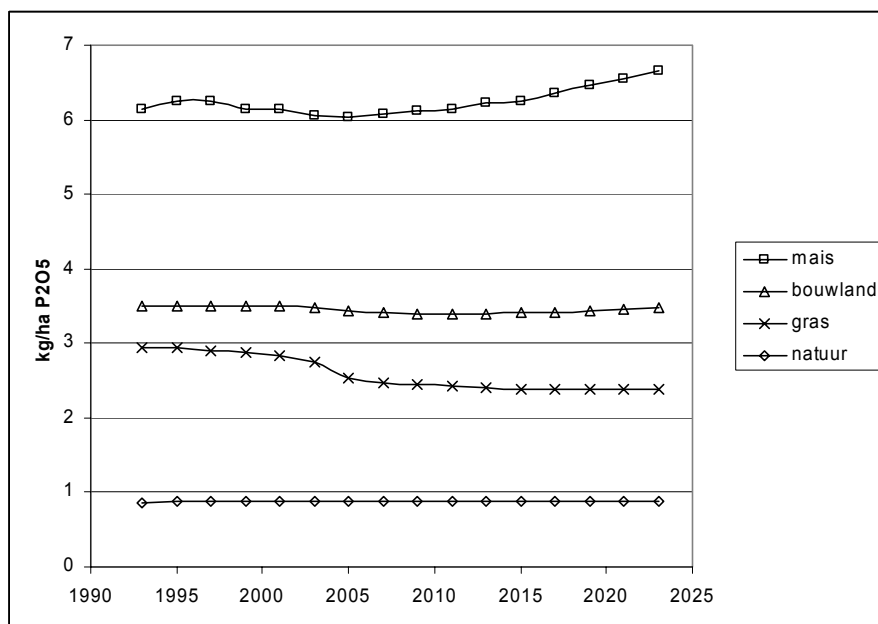
6.5 Diffuse belasting van het oppervlaktewater

Over het algemeen zullen concentraties van N en P in het regionale oppervlaktewater lager zijn dan in de diffuse belasting via het toestromende grondwater als gevolg van vastlegging in slootwand, sediment en menging met ander water. In vrijwel geheel Nederland (Figuur 6-8 en Figuur 6-9) zullen de N- en P- concentraties in het diffuus naar het oppervlaktewater afspoelende grondwater in de periode 1986-2000 hoger zijn dan de richtinggevende waarden (Maximaal Toelaatbaar Risico) voor eutrofiëringsgevoelige stagnante wateren, respectievelijk 2.2 mg/l N en 0.15 mg/l P. Naast de zandgebieden is er een N-afspoelingsprobleem in Zuid Holland en kampen Noord en Zuid Holland met P-afspoelingsproblemen. Berekeningen geven aan dat het landbouwbeleid nauwelijks effect heeft op de arealen in 2016-2030 met overschrijding van de richtinggevende waarden voor oppervlaktewater voor N- en P in het afspoelend grondwater. De mate van overschrijding voor N in het de zandgebieden zal echter sterk afnemen. Inherent aan het progressieve karakter van fosfaataccumulatieprobleem nemen de P-concentraties in het afspoelend water tot 2030 niet af, en zullen in enkele regio's

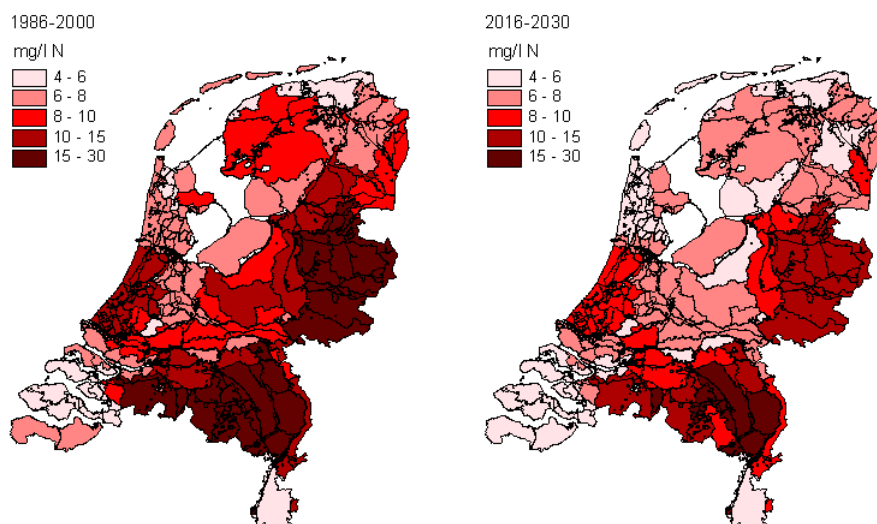
mogelijk zelfs nog iets toenemen (Figuur 6-7 en Figuur 6-9). Verder zijn de trends van de belasting van het oppervlaktewater gegeven in Figuur 6-6 en Figuur 6-7.



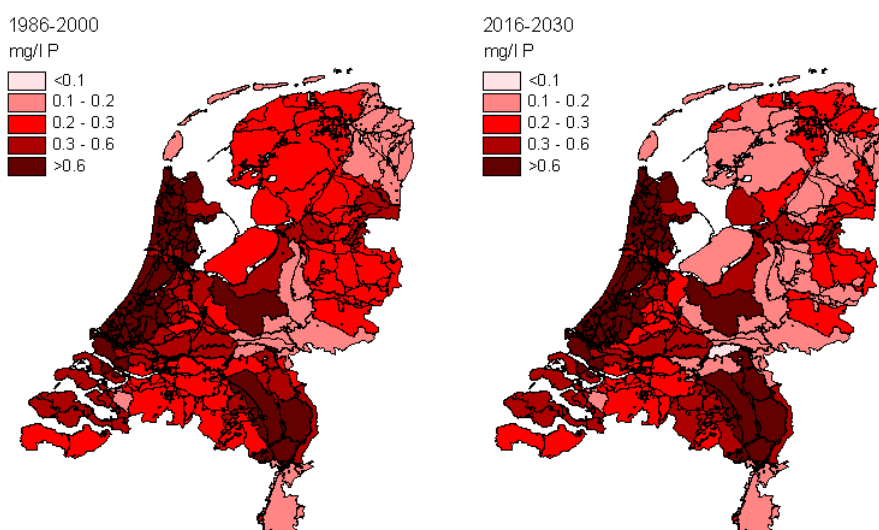
Figuur 6-6 Lopend gemiddelde trends (STONE-IN scenario) stikstofbelasting (kg/ha) oppervlaktewater



Figuur 6-7 Lopend gemiddelde trends (STONE-IN scenario) fosfaatbelasting (kg/ha P₂O₅) oppervlaktewater



Figuur 6-8 Het ruimtelijk beeld van de gemiddelde N- concentraties tussen 1986 en 2030 (STONE-IN scenario) in de diffuse belasting van het oppervlaktewater door bemesting.



Figuur 6-9 Het ruimtelijk beeld van de gemiddelde P-concentraties tussen 1986 en 2030 (STONE-IN scenario) in de diffuse belasting van het oppervlaktewater door bemesting.

6.6 Effecten van het anti-verdrogingsbeleid

De hydrologie heeft een sterk effect op de milieu-effecten van vermessing, in termen van concentraties en vrachten van N en P naar grond- en oppervlaktewater. De in het voorgaande beschreven milieu-effecten van de beleidssenario's houden geen rekening met toekomstige verandering van de hydrologie, bijvoorbeeld als gevolg van klimaatverandering, veranderend landgebruik of waterhuiskundige maatregelen. In het kader van scenario-analyse in de MV5 zijn voor het thema verdroging de effecten hiervan op de grondwaterstand doorgerekend (paragraaf 3.2.3 en Bijlage 2).

De anti-verdrogingsmaatregelen zijn doorgerekend met het IN-mestscenario en met de weerjarenreeks 1986-1997 omdat de aangeleverde hydrologie om de maatregelen door te rekenen gebaseerd was op deze weerjaren. Om niet te conflicteren met eerder gepresenteerde

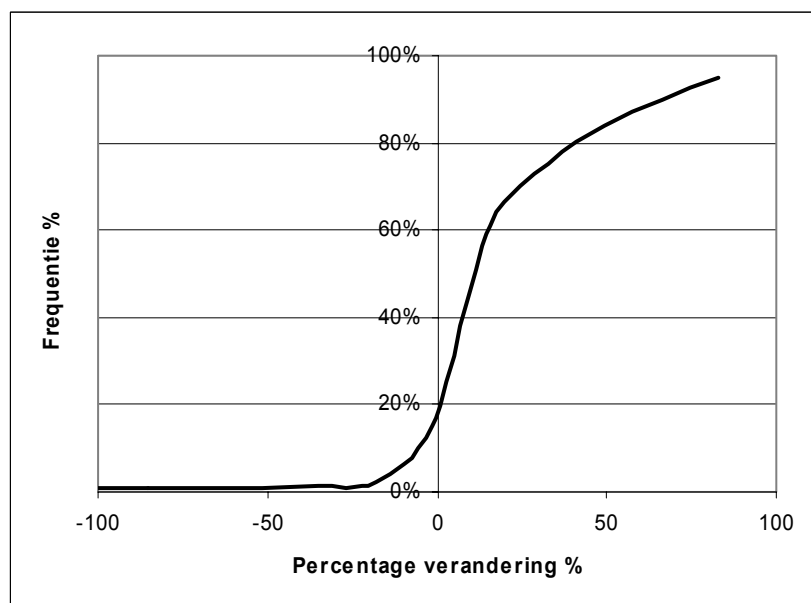
gegevens die gebaseerd zijn op de weerjarenreeks 1971-1985 zijn de verschillen in percentages weergegeven.

Anti-verdrogingsmaatregelen en de geplande ontwikkelingen van grondwateronttrekkingen leiden in 2030 in ongeveer 0.4 Mha van het landelijk gebied tot een relevante verandering in de waterhuishouding ten opzichte van de situatie in 1998.

Gemiddeld is er in het doorgerekende areaal geen netto verandering van de waterafvoer naar het oppervlakte water hetgeen aangeeft dat het totale verdrogende effect van de toename in grondwater onttrekkingen vergelijkbaar van grootte is als het vernattende effect van anti-verdrogingsmaatregelen (Tabel 6-12). Regionaal treden grote veranderingen op, in globaal 10% van de onderzochte 0.4 Mha neemt de waterafvoer naar het oppervlaktewater met 30% af, in 10% met 45% toe. De getallen in Tabel 6-12 zijn gebaseerd op één willekeurig jaar, voor alle jaren geldt een soortgelijke situatie. Een negatieve percentuele verandering in Tabel 6-12 betekent dat er een afname plaatsvindt door de anti-verdrogingsmaatregelen.

Tabel 6-12 Relatieve verandering van vermestingsparameters ten gevolge van anti-verdrogingsmaatregelen en geplande ontwikkeling van grondwateronttrekkingen

Percentiel	H ₂ O naar opp. water (mm)	P- belasting opp. water (mg/l)	P-belasting opp. water (kg/ha)	N-belasting opp. water (mg/l)	N-belasting opp. water (kg/ha)	P-verzadiging (%)	[NO ₃] bov. grondwater (mg/l)
10	-31	-3	-28	-21	-32	0	-13
25	-10	0	-6	-8	-10	0	-4
50	2	7	14	-1	1	0	-1
75	19	32	45	2	16	0	2
90	45	67	79	8	40	0	14



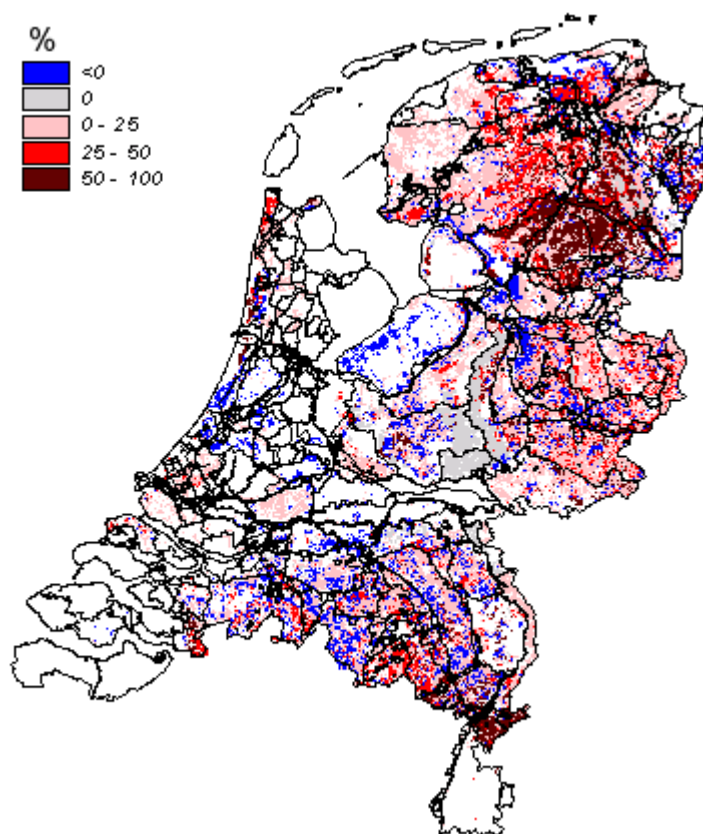
Figuur 6-10 Verandering van de P-concentratie in de uitspoeling naar het oppervlaktewater ten gevolge van anti-verdrogingsmaatregelen

Het belangrijkste effect van anti-verdrogingsmaatregelen is een toename van de diffuse P-belasting van het oppervlaktewater, gemiddeld neemt deze met 14% toe, in 10% van het onderzochte areaal zelfs met tenminste 80%. Deze toename wordt veroorzaakt door een toename van de P-gehalten in die regio's waar door vernatting de afvoer naar het oppervlaktewater toeneemt (Tabel 6-12 en Figuur 6-10).

Voor de P- uit/afspoelingsflux naar het oppervlaktewater geldt dat bijna 70% van de plots een toename van de P-afspoeling heeft ondervonden ten gevolge van de anti-verdrogingsmaatregelen. Voor de concentratie geldt dit zelfs voor meer dan 80% (Figuur 6-10). Meer dan 40% van de gewijzigde plots heeft een grotere stijging dan 20% van de P-afspoeling gekregen door de invoering van de anti-verdrogingsmaatregelen.

De stijging van de P-concentratie in de afvoer naar het oppervlakte water bij een stijging van de grondwaterstand ten gevolge van de anti-verdrogingsmaatregelen kan verklaard worden doordat het grondwater ondiepere bodemlagen zal infiltreren, waarin de geadsorbeerde hoeveelheid P (de mate van fosfaatverzadiging) hoger is. De toename van de diffuse P-belasting van het oppervlaktewater is vooral te verwachten op het Drents Plateau, maar ook in het Oostelijk en Zuidelijk Zandgebied (Figuur 6-11).

De diffuse N-belasting van het oppervlaktewater neemt gemiddeld niet toe, maar kan lokaal wel belangrijk toenemen. Verdrogingsbestrijding leidt ook niet tot een netto afname van het areaal met overschrijding van de nitraatrichtlijn door NO_3 concentraties in het bovenste grondwater.



Figuur 6-11 De relatieve verandering van de P-concentratie (mg/l) in de diffuse oppervlaktewater belasting als gevolg van anti-verdrogingsbeleid en de geplande ontwikkelingen van grondwateronttrekkingen

De correlatie van de veranderingen van de verschillende onderzochte parameters die afspoelen naar het oppervlaktewater en de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater is uitgezet in Tabel 6-13. Wanneer hoge positieve verschillen in bijvoorbeeld de waterflux overeenkomen met hoge positieve verschillen in de nitraatflux in het onderzochte gebied dan geeft dit een hoge correlatie.

Er is een sterke correlatie tussen de verandering van waterafspoelingsfluxen met de veranderende N- en P-fluxen. Er is géén sterke correlatie tussen de verandering van waterafspoelingsfluxen met de veranderende N- en P-concentraties. Blijkbaar nemen door de hogere grondwaterstanden (ten gevolge van het anti-verdrogingsbeleid) lokaal de waterfluxen naar het oppervlaktewater wel toe en ook de N-fluxen, maar blijft de N-flux toch iets achter zodat de concentraties in enkele gevallen lager uit kunnen vallen. Denitrificatie kan hieraan ten grondslag liggen omdat bij hogere grondwaterstanden grotere hoeveelheden nitraat worden aangesneden (Figuur 4-17).

Tabel 6-13 Correlaties tussen veranderingen in verschillende termen ten gevolge van het anti-verdrogingsbeleid

	NO₃ mg/l	H₂O mm	N kg/ha	P kg/ha	N mg/l	P mg/l
NO₃ mg/l	1					
H₂O mm	-0.34	1				
N kg/ha	-0.16	0.84	1			
P kg/ha	-0.13	0.78	0.99	1		
N mg/l	0.11	0.12	0.36	0.36	1	
P mg/l	-0.09	0.48	0.48	0.51	0.28	1

7. Discussie en Conclusies

Deze achtergrondrapportage heeft als belangrijkste doel het vastleggen van procedures, aannames, analyses en (tussen-) resultaten van de berekeningen die ten grondslag hebben gelegen aan de Paragraaf 5.4.5, Vermesting van Bodem en Grondwater, in de Vijfde Milieuverkenning.

Ten tweede beoogt deze rapportage inzicht te verschaffen in de betrouwbaarheid van de berekende resultaten gegeven de nu bekende fouten en onzekerheden. In het kader van deze studie is er alleen op onderdelen naar onzekerheden en onnauwkeurigheden gekeken. In onderstaande tabel worden onzekerheden en onnauwkeurigheden opgesomd.

Onzekerheden	Onnauwkeurigheden
1. Arealen per grondwatertrap	1. Onderschatting neerslagoverschot
2. Tijdsmiddeling van nitraatconcentraties	2. Areaal droge gronden onderschat, areaal natte gronden overschat
3. Relatie nitraatconcentraties in grondwater en de diepte	3. Het niet meenemen van interactie met vernattingsbeleid
4. Netto vrijzetting van N uit organische stof	4. Afwijking tussen modelresultaten en <ul style="list-style-type: none"> • mestmeetnet • landelijke meetnet grondwater
5. Bemesting, afzetmogelijkheden voor dierlijke mest	5. De implementatie van het droge gronden beleid
6. Gewasafvoer en gewasopname	6. De berekening van de kunstmestgift voor P en N
7. P- afspoeling via <ul style="list-style-type: none"> • Oppervlakkige afspoeling • Initiële P-gehalte in bodem 1941 • Verhouding mineraal en organisch P in kwelwater en afspoelend water 	
8. Verhouding mineraal en organisch N in afspoeling	
9. Invloed van het weer	
10. Vergelijking met eerdere modelstudies t.a.v. overschrijding van 50 mg/l nitraatdoelstelling in grondwater	

Een deel van de inzichten is tot stand gekomen na definitieve afronding van de MV5 teksten. Dus opnieuw dient getoetst te worden of de informatie in de MV5 en daaruit voortvloeiende beleidsconclusies nog een juiste weergave zijn van de feiten. Aangetekend dient te worden dat de conclusies in MV5-Paragraaf 5.4.5 bewust voorzichtig zijn geformuleerd, maar dat in de Vijfde Milieuverkenning expliciet gesteld is dat de belangrijkste conclusies robuust zijn (MV5, p141).

In de navolgende tabellen zijn voor de compartimenten bodem en grondwater kwalitatief robuustheid en belangrijkste bronnen van fouten en onzekerheid geëvalueerd ten aanzien van:

- de hoofdconclusies zoals verwoord in de bullets van hoofdstuk 5.4 van de 5e Milieuverkenning (p139) en
- de onderliggende meer specifieke uitspraken zoals verwoord in hoofdstuk 5.4.5 (p146-149).

Met de aanduiding matig robuust bij een uitspraak in termen van een reductie percentage wordt bedoeld dat het laatste significante cijfer niet hard is: bijv. 50% had ook 40% of 60% kunnen zijn.

Hoofdconclusies in MV5 over vermesting van bodem en grondwater en inschatting van robuustheid	Toelichting bij kwalificatie van een conclusie als <i>robuust</i>
Door het mestbeleid: zullen nitraatconcentraties in het bovenste grondwater onder landbouwgrond in de zandgebieden bijna halveren <i>robuust</i>	Als de verliesnorm wordt gehaald halveren de stikstofverliezen naar de bodem en daarmee de uitspoeling naar het bovenste grondwater
wordt onder landbouwgrond in de zandgebieden op veel plaatsen de doelstelling van 50 mg/ nitraat bereikt <i>robuust</i>	Bij een gemiddelde halvering van de concentraties mag op veel zandlocaties tijdelijk of permanent een onderschrijding van de doelstelling worden verwacht
zal het diepere grondwater dat wordt gebruikt voor drinkwatervoorziening hooguit lokaal niet voldoen aan de drinkwaternorm voor nitraat <i>robuust</i>	Metingen geven aan dat huidige normoverschrijding alleen lokaal voorkomt. Modelberekeningen geven aan dat in de toekomst concentraties niet meer belangrijk zullen toenemen
neemt het tempo van fosfaatophoping in de bodem sterk af <i>robuust</i>	De bodembelasting wordt bijna gehalveerd terwijl de gewasafvoer weinig zal afnemen
wordt een verdere toename van het areaal fosfaatverzadigde gronden niet voorkomen <i>robuust</i>	De bodemaanvoer blijft aanzienlijk groter dan de gewasafvoer, terwijl andere afvoerposten klein zijn
zal de fosfaatafspoeling naar het oppervlaktewater niet belangrijk afnemen <i>robuust</i>	Deze is op de eerste plaats gerelateerd aan de hoeveelheid aan de bodem gebonden fosfaat en deze neemt toe
De afbraak van nitraat leidt op (een) grotere (dan lokale) schaal tot een toename van ongewenste stoffen in het opgepompte water <i>robuust</i>	Afbraak van nitraat in het grondwater komt grootschalig voor. Hierbij worden organische materiaal of (bijv. sulfide houdende) mineralen afgebroken en komen andere, mogelijk ongewenste, stoffen vrij

Specifieke uitspraken in MV5 over vermesting van bodem en grondwater en inschatting van robuustheid	Fouten (F) en onzekerheden (O)
Stikstof uitspoeling in 2016-2030 zal gemiddeld met ca 50% afnemen t.o.v. 1986-2000 <i>matig robuust</i>	<ul style="list-style-type: none"> • O: mestacceptatie • O: N-vrijzetting uit organische bodempools: boven GHG-niveau • O: gewasafvoer. Discrepanctie tussen CLEAN en STONE
Stikstof afspoeling naar het oppervlakte water in 2016-2030 zal gemiddeld met ca 35% afnemen t.o.v. 1986-2000 <i>matig robuust</i>	zie boven <ul style="list-style-type: none"> • O: N-vrijzetting uit organische bodempools: beneden GHG-niveau • O: N-mineralisatie de verhouding organisch en anorganisch N
De fosfor afspoeling in 2016-2030 neemt nauwelijks af t.o.v. 1986-2000 <i>robuust</i>	<ul style="list-style-type: none"> • O: GONAT-berekening snelle afvoer • O: P-kwel • O: P-mineralisatie: de verhouding tussen organisch- en anorganisch P • O: veroudering/stabilisatie gesorbeerde P-voorraad • F: P-kunstmestberekening IAM • F: de 25% onderschatting van P-afspoeling op deelgebieden en WSV
De snelheid van fosfor vastlegging in 2016-2030 neemt met ca 75% af t.o.v. 1986-2000 <i>robuust</i>	<ul style="list-style-type: none"> • O: validiteit van P-vastleggingsproces voor kalkrijke gronden en klei en veengronden • O: parameterisatie (Fe + Al) in ondergrond
Het aandeel van het areaal fosfaatverzadigde zandgronden neemt toe van gemiddeld 90% in 1986-2000 naar 95% in 2016-2030 <i>robuust</i>	<ul style="list-style-type: none"> • F: toepassing P-protocol op kalkrijke zandgronden
De nitraat concentratie in het bovenste grondwater onder zandgronden neemt gemiddeld in 2016-2030 met 45% af t.o.v. 1986-2000 <i>matig robuust</i>	(zie stikstofuitspoeling) <ul style="list-style-type: none"> • O: vaststelling van de validiteit van STONE o.b.v. mestmeetnet • O: extra verdroging en/of vernatting t.o.v. Gt-kaart en in toekomst • O: veranderend landgebruik
In 2016-2030 zullen nitraatconcentraties in het bovenste grondwater op 10-tallen % van het landbouwareaal op zandgronden boven de 50 mg/l blijven <i>matig robuust</i>	(zie nitraatconcentratie) <ul style="list-style-type: none"> • F: 'wegschematiseren' natte gronden • O: de effectiviteit van verliesnormen voor (droge) zandgronden • O: het huidige en toekomstige droge Gt-areaal • O: de berekening van het netto nationale waterbalansen en netto neerslagoverschot
In Achterhoek en Twente hebben nitraatconcentratie in ruwwater momenteel hun hoogste waarde bereikt <i>robuust</i>	(zie nitraat-concentratie) <ul style="list-style-type: none"> • F: het niet meenemen van IAM-beleid • O: aannames over denitrificatie snelheid (pyriet) en dispersie • O: vaststelling validatie o.b.v. LMG
Grootschalige overschrijding van nitraatconcentraties in ruwwater in de (nabije) toekomst is onwaarschijnlijk <i>robuust</i>	(zie nitraat-concentratie ruwwater) <ul style="list-style-type: none"> • O: uitputting denitrificerende capaciteit

Bij tweede beschouwing kan vastgesteld worden dat ondanks de nieuwe inzichten de belangrijkste conclusies in Hoofdstuk 5.4 van MV5 t.a.v. bodem en grondwater gehandhaafd kunnen worden. De meer specifieke uitspraken in Hoofdstuk 5.4.5 over relatieve verandering van fluxen en concentraties van N en P worden over het algemeen als matig robuust aangemerkt omdat ze naar verwachting niet op 10% nauwkeurig zijn.

De tekst in MV5 is wat minder kwantitatief en expliciet dan die in MV4 (1997) t.a.v. effecten op nitraat. Op basis van de huidige inzichten neigen we naar wat minder optimisme t.a.v. de haalbaarheid van nitraatdoelstelling met name vanwege de grote onzekerheid over de ontwikkeling van de grondwaterstanden tussen 1970 en 2030.

Met name de conclusie ten aanzien van het landbouwareaal op zandgronden dat in 2016-2030 nog steeds niet voldoet aan 50 mg/l kwaliteitsdoelstelling is mogelijk misleidend omdat de huidige MV5 berekening een percentage van 83% oplevert en in tegenspraak is met de formulering '10-tallen %'. Het in deze studie berekende hoge percentage wordt deels veroorzaakt door een actualisatie van landelijke grondwaterstanden en deels door model-schematisatiefouten. Wanneer schematisatiefouten worden geëlimineerd (Kroon et al., 2000) blijken er nog steeds ca 400.000 ha extra droge gronden te zijn t.o.v. de eerdere berekeningen welke uitgingen van de verouderde Gt-kaart.

De conclusie over het effect van het nieuwe mestbeleid op de P-afspoeling is robuust ondanks het feit dat deze gebaseerd is op de doorrekening van het IN-pakket, i.v.m. gebruik, van waarschijnlijk foutieve, te hoge kunstmestcijfers in het IAM-scenario. De fosfaatconcentratie in het afspoelend water wordt met name bepaald door de geaccumuleerde hoeveelheid fosfor in de bodem, welke in beide scenario's vrijwel identiek is.

Punten van zorg zijn de zwakke validatiestatus en validatiemogelijkheden voor de afspoelingsfluxen en concentraties, met name ook de verdeling over organische en minerale fractie van N en P.

De implementatie van het droge gronden beleid in de emissiescenario's blijkt correct te zijn wat betreft de met STONE berekende mineraalverliezen en de verschillen tussen droge en natte zandgronden, ondanks de zeer globale aannames t.a.v. bedrijfsvoering en gewasopbrengst voor de zandgronden. De verschillende benadering van gewasafvoer voor de vaststelling van maximale toelaatbare bodembemesting binnen de MINAS-verliesnormen in de CLEAN-module en de gewasafvoer voor de berekening van de stikstofuitspoeling binnen de GONAT-module van STONE is verwarrend maar leidt niet tot herziening van beleidsconclusies

De inzet van STONE voor doorrekening van mestbeleid heeft geleid tot robuuste beleidsconclusies over de effecten op uitspoeling en afspoeling van stikstof en fosfor. De berekeningen tonen aan dat huidige hoge afspoeling van fosfor naar oppervlaktewater alsook overschrijding van kwaliteitsdoelstelling voor nitraat in het bovenste grondwater van zandgronden ook in de toekomst zullen persisteren. Inzet van STONE voor MV5 vóór dat, overigens beperkte, potenties voor toetsing en validatie waren gebruikt heeft geleid tot veel extra werk bij de totstandkoming van de MV5-resultaten en tot risico's door het niet halen van deadlines. Inzet van STONE heeft in belangrijke mate ook nieuwe inzichten gegenereerd met name t.a.v.

- de consequenties van het gebruik van verouderde Grondwatertrappen kaarten
- kwantitatieve inzichten in de relatie tussen (historische) verdroging en (toekomstige) vernatting
- de landelijke stikstof en fosforstromen in de bodem; o.a. de mogelijke rol vrijzetting van stikstof door degradatie van organische stof
- mogelijkheden en beperkingen voor validatie van landsdekkende modellen

8. Aanbevelingen

In deze modelstudie worden bronnen van onzekerheid en onnauwkeurigheid aangegeven. Er is met een tussentijdse versie van STONE gerekend. Begin 2001 wordt een nieuwe versie van STONE opgeleverd. Deze versie zal onder andere verbeterd zijn ten aanzien van de berekening van gewasopname, de ruimtelijke schematisering, de gebruikte hydrologische data en de chemische parameterisatie van de ondergrond. Deze versie zal uitgebreid getoetst worden. In november van dit jaar zal het nieuwe mestbeleid in de kamer behandeld worden. Nadat dit beleid is aangenomen zal er naar verwachting meer zekerheid komen over de implementatie van het beleid. Tegen deze achtergrond worden de volgende aanbevelingen gedaan:

- 1) herhaling van de doorrekening van het nieuwe mestbeleid in 2001 met de nieuwe STONE versie met de laatste inzichten ten aanzien van de implementatie van het mestbeleid en validatie;
- 2) toetsing van de landsdekkende berekeningen van uit- en afspoeling van N- en P;
- 3) aanbrengen van marges in de schatting van het areaal onder de nitraatnorm als indicator, met name wanneer concentraties in de buurt van de norm komen;
- 4) gebruik van actuele hydrologie met recente inzichten en recente data ten aanzien van ontwatering en gewasverdamping, zodat voor de mestproblematiek cruciale parameters als neerslagoverschot, oppervlaktewatervoeding en grondwaterstand actueel en plausibel zijn;
- 5) discussie over modeluitkomsten met alle betrokken instituten als het gaat om landsdekkende gegevens over hydrologie en vermisting;
- 6) meer uitwerking naar effecten op regionaal oppervlaktewater;
- 7) meer aandacht voor het systematisch kwantificeren van onzekerheden;
- 8) een voor breed publiek toegankelijke publicatie van vernieuwde resultaten.

Literatuur

- Anonymus (1997). Nationale Milieuverkenning 1997-2020. RIVM, Bilthoven
- Beusen, A.H.W., H.L.Boogaard, P.A.Finke, R.Heida, B.Gehrels, P.Groenendijk, J.A.van Jaarsveld, O.M.Knol, G.B.J.Overbeek, E. Scheper (2000). STONE 1.3 Technische documentatie, Versie 1.0.
- Boers, P.C.M., H.L.Boogaard, J.Hoogeveen, J.G. Kroes, I.G.A.M.Noij, C.W.J.Roest, E.F.W.Ruijgh en J.A.P.H. Vermulst (1997). Watersysteemverkenningen, Huidige en toekomstige belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat vanuit de landbouw. RIZA rapport 97.013, SC-DLO rapport 532.
- Boogaard, H.L. en J.G.Kroes (1997). GONAT, National nutrient simulations with ANIMO 3.5. DLO-Staring Centrum (Technisch Document 41), Wageningen.
- Bouwmans, L.J.M. en G. van Drecht (1998). Nitraat in het bovenste grondwater in de zandgebieden van Nederland; Een geografisch beeld op basis van monitoringgegevens en een vergelijking met de resultaten van procesmodellen. RIVM Rapport nr. 714801015, Bilthoven.
- Bresser, A.H.M., P.M. van Egmond, B.Fraters, N.J.P. Hoogervorst, L. van Liere, J.H.C. Mülschlegel, W.J.Willems en P.C.M.Boers (1999). Milieugevolgen van het aanvullend stikstofbeleid. RIVM Rapportnr. 718201001, Bilthoven.
- Bronswijk, H. (1998). Nitraatconcentraties in het Nederlandse grondwater: NLOAD vs. Mestmeetnet. RIVM-LBG notitie.
- CPB (1997). Economie en fysieke omgeving. SDU Uitgevers, Den Haag.
- Drecht, G. van en E. Scheper (1998). Actualisering van model NLOAD voor de nitraatuistpoeling van landbouwgronden; beschrijving van model en GIS-omgeving. RIVM rapportnr. 711501002, Bilthoven.
- Egmond van, P.M., N.J.P. Hoogervorst, G.J. van der Born, B. Hage en S. van Tol (2000). De milieu-effecten van de Integrale Aanpak Mestproblematiek. RIVM, Bilthoven. In voorbereiding.
- Finke, P.A. (1998). Prioriteiten voor actualisatie van Gt bestanden in Pleistoceen NL. SC-DLO, Wageningen
- Fraters, B., H.A.Vissenberg, L.J.M. Boumans, T. de Haan en D.W. de Hoop (1997). Resultaten meetprogramma kwaliteit bovenste grondwater landbouwbedrijven in het zandgebied (MKBGL-zand) 1992-1995. RIVM rapportnr. 714801014, Bilthoven.
- Fraters, B. en A.H.W. Beusen (1999). MV5: Droge gronden en de STONE-schematisatie. RIVM (LBG/CIM)-notitie.
- Gaast J.W.J. van der en P.J.T van Bakel (1997). Differentiatie van waterlopen ten behoeve van het bestrijdingsmiddelenbeleid in Nederland. SC-DLO (Rapport 526), Wageningen.
- Groenendijk, P. en J.G. Kroes (1997). Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water. ANIMO 3.5. SC-DLO (Technisch Document 144), Wageningen.
- Kroes, J.G., P. Groenendijk en J. Huygen (1999). Hydrologie voor STONE; berekeningen met Swap 2.0.. Alterra (Technisch Document 57), Wageningen,.
- Kroes, J.G (2000). Hydrologie topsysteem bij anti-verdrogingsbeleid MV5, schematisering en berekeningen. Alterra, Wageningen.
- Kroon, T., P.A. Finke, I. Peereboom, A.H.W. Beusen (2000). Redesign STONE. De nieuwe schematisatie voor STONE; de ruimtelijke indeling en toekenning van de hydrologische en bodemchemische parameters. In voorbereiding.

Massop H.Th.L., T.Kroon, P.J.T. van Bakel, W.J. de Lange, A. van der Giessen, M.J.H. Pastoors en J.Huygen (2000). Hydrologie voor STONE; schematisatie en parameterisatie. Wageningen. Alterra (rapport 038), RIZA en RIVM.

Meer, H.G. van der, J. Roelsma en P. Groenendijk (1999). Plausibiliteitstoets STONE-resultaten.

Ministerie van LNV (1995). Integrale notitie Mest- en Ammoniakbeleid. Tweede Kamer, vergaderjaar 1995-1996, 24445, nr.1., Den Haag.

Ministerie van LNV (1999). Integrale Aanpak Mestproblematiek. Brief aan de voorzitter van de Tweede Kamer der Staten Generaal d.d. 10 september 1999, Tweede Kamer, vergaderjaar 1998-1999, 26729, nr.1., Den Haag.

Oenema, O., P.C.M. Boers, M.M. van Eerdt, B.Fraters, H.G. van der Meer, C.W.J. Roest, J.J. Schröder en W.J. Willems (1999). Leaching of nitrate from agriculture to groundwater: the effect of policies and measures in the Netherlands

Overbeek, G.B.J. en A.H.W. Beusen (2000). Testdocument STONE conversie. RIVM (LBG/CIM) - notitie.

Pebesma, E.J. en J.W. de Kwaadsteniet (1994). Een landsdekkend beeld van de Nederlandse grondwaterkwaliteit op 5 tot 17 meter diepte in 1991. RIVM rapport 714810014, Bilthoven.

Roelsma, J. en P. Groenendijk (2000). Initialisatie van GONAT 1.3 en tweede resultaten toetsing STONE voor deelgebieden. Alterra, Wageningen

Ruijgh, E.F.W (1999). Vergelijking van resultaten CLEAN met Mest-WSV. WL-Delft.

Uffink, G.J.M. (2000). Toepassing LGMCAD voor berekening nitraat-concentraties in ruwwater op pompstations in Twente en Achterhoek. Tevens achtergronddocument voor Nationale Milieuverkenningen 2000-2030. RIVM (rapport 703717011), Bilthoven. In voorbereiding.

Werkgroep HELP (1987). Invloed van de waterhuishouding op de landbouwkundige productie. Rapport van de werkgroep HELP-tabel. Meded. Landinrichtingsdienst nr 176, Utrecht.

Willems, W.J., T.V. Vellinga, O.Oenema, J.J. Schröder, H.G. van der Meer, B.Fraters en H.F.M. Aarts (2000). Onderbouwing van het Nederlandse derogatieverzoek in het kader van de Europese Nitraatrichtlijn. RIVM rapport 718201002, Bilthoven.

Zee, S.E.A.T.M van der, W.H. van Riemsdijk en F.A.M. de Haan (1990). Het protocol fosfaatverzadigde gronden. Vakgroep Bodemkunde en Plantenvoeding, Landbouwniversiteit Wageningen.

GLP verklaring

Ondergetekende verklaart hierbij dat het werk, dat hierin is beschreven, is uitgevoerd overeenkomstig de OESO-beginselen van Good Laboratory Practice (GLP) en dat dit rapport een compleet, correct en betrouwbaar overzicht geeft van de verkregen resultaten.

GLP-inspecties van de experimenten, en rapporten daarover aan de onderzoeksleider en het management zijn gemaakt op de volgende data:

Datum	Datum rapport	Inspectie rapport
< >	< >	< >
< >	< >	< >

Dit rapport is geïnspecteerd d.d. < >

Inspectie van rapport nr. ##

Kwaliteitsfunctionaris

naam : < >

laboratorium : < >

datum : < >

handtekening : < >

Bijlage 1 Verzendlijst

- 1 J.A. Suurland
- 2 H.A.P.M. Pont
- 3 P. Boers – RIZA, Lelystad
- 4 T. Kroon – RIZA, Lelystad
- 5 I. Peereboom – RIZA, Lelystad
- 6 O.Oenema – Alterra, Wageningen
- 7 C.W.J. Roest – Alterra, Wageningen
- 8 P.A. Finke – Alterra, Wageningen
- 9 O.F. Schoumans – Alterra, Wageningen
- 10 J. Steenvoorde – Alterra, Wageningen
- 11 H.G. van der Meer – Plant Research International, Wageningen
- 12 H. ten Berge – Plant Research International, Wageningen
- 13 H. Westhoek – EC-LNV
- 14 F. Verstraten – EC-LNV
- 15 Depot Nederlandse Publikaties en Nederlandse Bibliografie
- 16 N.D. van Egmond
- 17 F. Langeweg
- 18 R. van den Berg
- 19 J.A. Hoekstra
- 20 A.H.M. Bresser
- 21 A. van der Giessen
- 22 R.J.M. Maas
- 23 L.C. Braat
- 24 M.C.H. Witmer
- 25 L. van Liere
- 26 N.J.P. Hoogervorst
- 27 J.M.M. Aben
- 28 W.J. Willems
- 29 B.J. de Haan
- 30 B. Fraters
- 31 P. van Puijenbroek
- 32 C.R. Meinardi
- 33 A. Tiktak
- 34 S. van Tol
- 35 G.J.M. Uffink
- 36 J. Janse
- 37 F.J. Kragt
- 38 F.G. Wortelboer
- 39 J.H.C. Mühlischlegel
- 40 G. van Drecht
- 41-46 Auteurs
- 47 SBD/Voorlichting & Public Relations
- 48 Bureau Rapportenregistratie
- 49 Bibliotheek RIVM
- 50-51 Bureau Rapportenbeheer
- 52-60 Reserve exemplaren

Bijlage 2 Nabewerking

Voor het verwerken van de standaard uitvoer van STONE 1.3 naar de gewenste MV5 vorm zijn een aantal kleine instrumenten geschreven in de programmeeromgeving Delphi. Zo is er een apart programma voor de berekening van de NO₃ concentratie in het bovenste grondwater en ook voor de berekening van de P-verzadiging. Voor het opstellen van balansen en het uitvoeren van gecombineerde standaard STONE uitvoervariabelen is weer een andere tool in een grafische user interface beschikbaar.

NO₃ concentratie bovenste grondwater

Voor de berekening van de NO₃ concentratie in het bovenste grondwater en de P-verzadiging zijn een aantal gegevens nodig. Om die gegevens te verkrijgen is in het GONAT stuurbestand de variabele '>outsel:' gewijzigd, het 1^e en het 20^e getal dienden hiervoor de waarde 1 te krijgen.

Door deze wijzingen worden door STONE bestanden uitgevoerd die de NO₃ concentratie per bodemlaag (nit_'plotnr'.out) en de hoeveelheid aan het bodemcomplex gebonden fosfaat (pox_'plotnr'.out) beschrijven. Om ervoor te zorgen dat deze bestanden niet bij elke plot overschreven zouden worden was een kleine aanpassing in de GONAT code noodzakelijk. Tevens was er, om te zorgen dat de bestanden per 15 jaar bewaard worden, een kleine aanpassing nodig in de 'batch'-bestanden van STONE.

Het bovenste grondwater is in samenspraak met de beheerders van het mestmeetnet (Fraters et al., 1997) bepaald als 0.5 m plus en 0.5m min de Gemiddelde Laagste Grondwaterstand (GLG).

De GLG van elke plot is bekend en in het databestand nit_'plotnr'.out is voor elke plot per ANIMO-bodemlaag per decade een nitraatconcentratie bekend in kg/m³. Voor elke plot is voor elke bodemlaag een jaargemiddelde waarde bepaald.

Het bepalen van de mediaanwaarde per jaar in plaats van het rekenkundig gemiddelde heeft geen invloed op de op landelijk niveau gepresenteerde resultaten.

Om de concentratie in de gewenste meter grondwater te bepalen is vervolgens een 'naar de dikte van de bodemlaag' gewogen gemiddelde genomen (de laagdiktes van het model zijn niet allen even dik).

Het resultaat is per jaar een gemiddelde nitraatconcentratie, en dit voor een serie van 15 jaar. De uiteindelijke resultaten zijn per plot over 15 jaar gemiddeld aangezien de data sterk weersafhankelijk is.

Als vervolgactie is voor de MV5 programma-matig het areaal bepaald dat onder en boven de norm van 50 mg/l NO₃ uitkomt.

Fosfaatverzadiging

Voor het berekenen van de fosfaatverzadiging is ook een procedure geautomatiseerd. In het databestand pox_'plotnr'.out is voor elke WSV-plot per ANIMO- bodemlaag per 10 dagen de hoeveelheid aan het bodemcomplex gebonden fosfaat in kg/m² bekend.

De fosfaatverzadigingsgraad is bepaald als de hoeveelheid aan het bodemcomplex gebonden fosfaat (P_{ox}) gedeeld door het FosfaatBindend Vermogen (FBV) ($P_{ox}/FBV*100\%$) (van der Zee et al., 1990). De methode van het fosfaatprotocol is ontwikkeld voor kalkarme zandgronden, maar het protocol is toegepast op alle bodemtypen net als tijdens de WSV (Boers et al., 1997).

De totale hoeveelheid aan het bodemcomplex gebonden fosfaat wordt bepaald tot aan de referentiediepte (GHG, Gemiddeld Hoogste Grondwaterstand), welke per plot bekend is. De totale hoeveelheid gebonden fosfaat wordt omgezet naar van kg/m^2 naar $mmol/m^2$ ($P_{ox}=P_{ox}*32389.312$ ($P: 30.97 \text{ g/mol} \rightarrow 1 \text{ g} = 32.289e^{-3} \text{ mol} \rightarrow 1 \text{ kg} = 32289 \text{ mmol}$))

Het fosfaatbindend vermogen wordt bepaald nadat de hoeveelheid Al-Fe en de dichtheid van de bodemlagen van een plot bekend zijn (standaardinput GONAT).

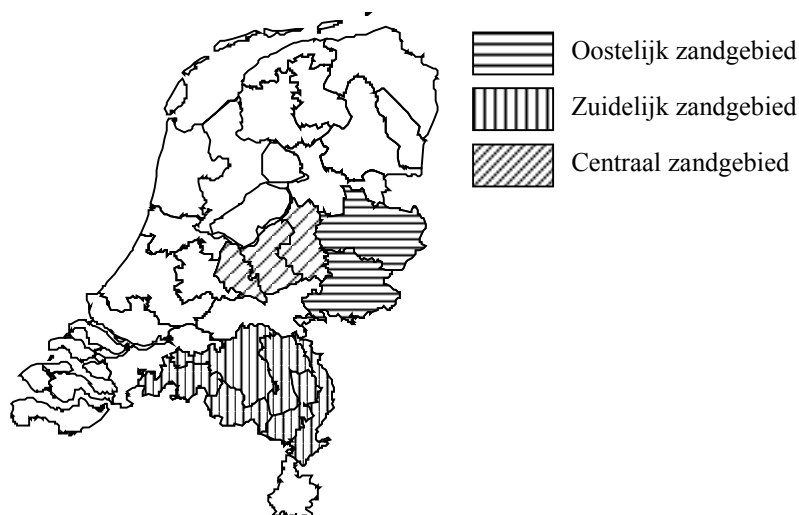
Het fosfaatbindend vermogen tot aan de referentiediepte is dan:

$FBV_{tot.}:=0.5*(Al+Fe)_{ox} * \text{dikte van een laag} * \text{dichtheid van deze laag}$
 ($[mmol/kg * m * kg/m^3] = [mmol/m^2]$)

Dit wordt opgeteld per laag totdat de referentiediepte is bereikt.

Hierna kan de fosfaatverzadigingsgraad worden afgeleid door de twee bepaalde termen te delen.

Van de data verkregen voor de fosfaatverzadigingsgraad is tevens het areaal fosfaatverzadigde gronden afgeleid binnen de oostelijke, zuidelijke en centrale zandgebieden bepaald dat boven bepaalde grenzen van fosfaatverzadiging uitkomt (0-25, 25-50, 50-75 en >75 % fosfaatverzadiging). De zandgronden in LEI-gebieden 8 en 11 zijn de Oostelijke Zandgebieden, de zandgronden in LEI-gebieden 9, 10 en 13 zijn de Centrale Zandgebieden en de zandgronden in LEI-gebieden 23, 24, 25, 26, 27 en 28 zijn de Zuidelijke Zandgebieden (zie onderstaande figuur).



Anti-verdrogingsmaatregelen

Aangezien de anti-verdrogingsmaatregelen in verschillende varianten zijn doorgerekend op subplot-niveau moest er een procedure komen die de resultaten van de verschillende scenario's (maximaal 9 per plot) (paragraaf 3.2.3) met elkaar combineert tot één waarde per plot. Deze procedure is geautomatiseerd. Het is bekend voor welk deel van een plot elk

scenario geldt, zodoende kan ook een gewogen gemiddelde berekend worden voor de verschillende MV5 parameters.

In een plot kunnen bijvoorbeeld drie verschillende scenario's gelden; m, o en p. Met STONE is voor deze plot met drie verschillende hydrologische bestanden gerekend. 10% van de plot komt voor berekening m in aanmerking, 20% voor scenario o, 50% voor p, de overige 20% is ongewijzigd, daar geldt de situatie zonder verdrogingsmaatregelen. Om één waarde voor de hele plot te bepalen is de volgende berekening uitgevoerd:

$$0.10*WAARDE\ M-BEREKENING+0.20*WAARDE\ O-BEREKENING+0.50*WAARDE\ P-BEREKENING+0.20*WAARDE\ OORSPRONKELIJKE-BEREKENING$$

Vanwege problemen in de SWAP bestanden zijn 87 van de 3276 sub-berekeningen niet goed doorgerekend en afgebroken. Deze sub-berekeningen zijn buiten beschouwing gelaten en voor de betrokken plots zijn de fracties opnieuw bepaald.

Middelingstechnieken

De wijze van middeling leverde voor de berekeningen van de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater geen duidelijk verschillende resultaten op. Voor de bepaling van een waarde per plot per jaar gemiddelde waarden bepaald. Wanneer per plot per jaar de mediaanwaarden bepaald worden dan is de afwijking over alle plots (gemiddeld over 15 jaar) gemiddeld 1,15 mg/l NO₃ met een standaardafwijking van 2,50 mg/l NO₃. Op grond hiervan kan gesteld worden dat het niet uitmaakt of er voor de opschaling van de decadewaarden een mediaan dan wel een gemiddelde waarde wordt gebruikt, mede omdat de waarden niet op plotniveau, maar op regio-niveau worden gepresenteerd.

Wanneer in plaats van deze gemiddelde concentraties in een bodemdeel van één meter rond GLG een nitraatflux gedeeld wordt door de waterflux door het GLG vlak dan kan aan de hand van de vergelijking op GHG niveau (paragraaf 4.2.7) gesteld worden beide methoden dezelfde vrijwel de zelfde concentraties opleveren. Voor de eerste methode is gekozen omdat in STONE niet fluxen op willekeurige dieptes opgeslagen kunnen worden.

Bijlage 3 Alternatieve gewasopname getallen

Periode	Afvoer (kton/j)	Systeem	Kunstmest (kton/j)	Diermest (kton/j)	Bron
1992	506	Bodem	392	536	Milieustat 1996
1994	447	Bodem	372	522	Milieustat 1996
1995	448	Bodem	406	526	Milieustat 1996
1986- 2000	539	Bodem	441	458	MV5-STONE
1980	444	Bedrijf	476	412	CBS
1990	495	Bedrijf	404	478	CBS
1995	448	Bedrijf	398	522	CBS
1995	466	Bodem	371	518	MV4-CBS

Gewasafvoer N voor Nederland uit landbouwgronden in Kton/jaar

Periode	Afvoer (kg/ha/j)	Systeem	Kunstmest (kg/ha/j)	Diermest (kg/ha/j)	N-effectief	Bruto droge stof opbrengst (ton/ha)	Bron
1992	290	De Marke					Alterra
1993	375	De Marke					Alterra
1993	450	Ruurlo			400		Alterra
?	375	Ruurlo			300		Alterra
	275	Ruurlo			200		Alterra
	175	Ruurlo			100		Alterra
?	243		200			8	Handboek Rundveehouderij
	256		300			8	"
	288		400			8	"
	304		200			10	"
	320		300			10	"
	360		400			10	"
	365		200			12	"
	384		300			12	"
	432		400			12	"
1995	295					10.6	LAE-notitie
1997	360		250				Derogatie
1997	270		170				Derogatie

Gewasafvoer N grasland in kg/ha/jaar

Bijlage 4 Simulatieresultaten per PAWN-district

In deze bijlage worden verschillende resultaten per PAWN-district (inclusief natuur) gegeven, namelijk:

- Nummer van het PAWN-district
 - Naam van het PAWN-district
 - Gesommeerde oppervlakte van de WSV-plots binnen het PAWN-district (ha)
 - Totale hoeveelheid dierlijke mest N (exclusief vervluchtiging) (kg/ha)
 - Totale hoeveelheid dierlijke mest P (kg/ha)
 - Totale hoeveelheid kunstmest N (kg/ha)
 - Totale hoeveelheid kunstmest P (kg/ha)
 - Totale afspoelingsflux N naar het oppervlaktewater (exclusief infiltratie van uit het oppervlaktewater) (kg/ha)
 - Totale afspoelingsflux P naar het oppervlaktewater (exclusief infiltratie van uit het oppervlaktewater) (kg/ha)
 - Totale afspoelingsflux H₂O naar het oppervlaktewater (exclusief infiltratie van uit het oppervlaktewater) (mm)
 - Uitspoeling naar het grondwater N, 7 meter profiel (exclusief opwaartse flux door kwel) (kg/ha)
 - Uitspoeling naar het grondwater P, 7 meter profiel (exclusief opwaartse flux door kwel) (kg/ha)
 - Uitspoeling naar het grondwater N, GHG profiel (exclusief opwaartse flux door kwel) (kg/ha)
 - Uitspoeling naar het grondwater P, GHG profiel (exclusief opwaartse flux door kwel) (kg/ha)
- * Concentratie van de naar het oppervlakte afspoelende nutriënten kunnen verkregen worden door de nutriëntenflux te delen door de waterflux
- * Nutriëntenbelasting in kg zijn te berekenen door de getallen in kg/ha te vermenigvuldigen met het oppervlakte per PAWN-district

Simulatiesresultaten STONE 1986-2000 (weerjaren 1971-1985)

	Pawn-district	Opp	dm_N	dm_P	km_N	km_P	afsp_N	afsp_P	afs_H2O	uitsp_N 7m	uitsp_P 7m	uitsp_N GHG	uitsp_P GHG
1	Friesland	251081	201.2	33.3	235.4	14.3	6.7	0.4	52.8	7.4	0.03	75.8	1.3
2	Het Bildt	10809	113.2	21.7	190.4	20.4	1.7	0.2	21.8	0.2	0.03	41.1	0.8
3	Lauwersmeer	62193	136.4	23.5	219.4	14.9	2.6	0.2	28.3	0.5	0.02	44.3	0.7
4	Uithuizen	7069	49.3	11.2	158.9	17.2	2.0	0.1	27.6	0.2	0.04	31.9	0.7
5	Eemskanaal Noord	31495	103.2	18.9	188.0	14.8	2.3	0.2	26.1	0.5	0.01	57.2	1.9
6	Oldambt	20964	69.3	14.2	166.4	16.3	1.6	0.1	19.5	0.4	0.02	56.0	1.8
7	Westerwoldse Aa	39603	108.4	21.4	179.5	15.3	2.0	0.2	21.4	2.5	0.02	91.3	2.1
8	Noordwest Drenthe	72642	107.3	20.8	137.3	13.2	1.9	0.1	17.4	19.2	0.07	91.5	1.4
9	Westerkwartier	39341	128.0	22.7	142.9	9.5	2.7	0.1	35.1	12.1	0.07	91.3	2.3
10	Noordoost Drenthe	26025	107.6	24.2	129.2	12.3	1.1	0.1	18.7	5.1	0.02	90.1	6.6
11	Zuidoost Drenthe	43804	162.5	30.7	159.3	13.4	5.3	0.6	42.2	29.7	0.06	113.8	5.2
12	Zuidwest Drenthe	85344	192.3	35.5	182.2	14.8	2.2	0.1	11.3	41.1	0.10	135.1	3.3
13	Vollenhove	37261	200.6	35.2	196.7	11.1	4.0	0.3	28.4	26.2	0.06	98.4	3.1
14	Noordoostpolder	45625	104.6	23.0	143.5	21.2	1.8	0.1	13.0	1.2	0.08	55.1	3.3
15	Mastenbroek	37366	251.3	42.7	246.6	12.0	11.3	1.2	80.7	0.8	0.02	115.3	3.2
16	Overijsselse Vecht	12138	217.5	38.8	182.5	10.4	2.2	0.1	18.2	3.5	0.04	156.7	7.4
17	Dinkel	27910	251.2	47.7	163.6	8.3	3.9	0.2	24.9	12.1	0.05	159.5	5.8
18	Twenthe	84373	224.6	41.8	158.1	8.3	2.3	0.1	17.3	6.9	0.05	156.5	7.1
19	Salland	46634	253.1	45.9	197.7	8.5	3.4	0.2	24.1	3.0	0.05	145.1	1.9
20	Twenthekanaal	31682	238.5	44.9	154.3	7.4	3.2	0.2	21.1	7.2	0.04	154.6	2.1
21	Schipbeek	26456	277.1	51.7	183.1	8.5	2.6	0.2	15.8	10.6	0.06	187.0	4.2
22	IJssel	20303	244.6	46.2	191.9	6.0	2.8	0.2	34.7	3.2	0.02	108.5	2.1
23	Noordoost Veluwe	49825	108.5	20.1	83.2	2.7	0.9	0.1	10.3	18.1	0.13	95.0	0.9
24	Berkel	64660	277.0	52.2	192.0	6.2	4.4	0.2	24.0	5.2	0.04	179.6	5.5
25	Oude IJssel	59760	279.4	53.2	190.7	6.6	4.5	0.2	26.6	11.1	0.05	151.3	2.8
26	Arnhem	2020	88.7	17.1	63.7	3.1	0.8	0.1	9.7	18.5	0.15	64.5	0.6
27	Zuidoost Veluwe	15061	72.5	14.3	60.5	3.4	0.0	0.0	0.4	34.5	0.20	82.7	0.3
28	Zuidwest Veluwe	82656	156.3	30.9	108.8	3.6	6.2	0.6	43.8	20.0	0.09	100.2	9.9
29	Noordwest Veluwe	57545	126.6	24.5	100.6	3.0	15.2	1.5	97.4	17.5	0.10	82.4	4.0
30	Flevoland	85639	84.3	18.6	133.5	19.0	2.9	0.3	32.4	2.7	0.17	40.9	0.4
31	Wieringermeerpolder	18797	85.6	19.9	167.5	20.7	1.8	0.3	30.5	0.0	0.00	37.9	1.0
32	Amstelmeer	20788	136.2	25.6	215.7	18.3	1.6	0.2	20.1	2.5	0.12	48.9	2.6
33	Medemblik	17933	137.4	25.5	214.9	17.5	1.6	0.2	17.2	0.2	0.09	56.5	0.6
34	Hoorn	7105	153.4	27.2	233.2	17.4	11.5	1.3	90.8	0.2	0.05	41.3	1.1
35	Schermerboezem	56713	140.5	24.1	202.7	14.4	4.8	0.5	59.7	1.3	0.20	49.8	1.8
36	Waterland	6326	136.8	21.1	190.2	10.5	26.8	2.5	212.0	2.2	0.22	27.0	2.0
37	Noordzeekanaal	5077	103.0	17.2	149.1	11.1	6.6	0.6	85.9	1.9	0.13	39.6	1.4
38	Rijnland	58825	174.9	30.8	199.3	15.4	16.7	1.9	104.8	2.3	0.32	50.9	2.7
39	Amstelland	18469	213.5	35.6	200.4	11.2	12.2	1.1	116.7	0.9	0.03	37.7	1.5
40	Gooi	16000	197.4	33.7	174.1	8.9	9.7	0.9	91.8	6.2	0.07	67.2	1.8
41	Kromme Rijn	19975	148.5	26.6	110.5	5.7	3.1	0.2	31.7	18.1	0.11	88.3	1.9
42	Leidse Rijn	12091	194.3	33.2	161.8	8.2	10.7	0.9	121.8	0.9	0.02	49.5	1.6
43	Woerden	13884	263.0	43.7	208.6	10.2	13.1	1.2	129.5	1.8	0.05	48.4	2.0
44	Lopikerwaard	13351	169.7	29.1	142.0	7.2	9.1	0.7	123.3	1.3	0.03	36.7	1.5
45	Krimpenerwaard	8114	199.1	33.3	179.8	10.2	13.7	1.3	140.4	3.2	0.07	34.5	1.8
46	Schieland	9937	197.1	36.4	215.7	17.8	7.3	0.8	73.5	0.2	0.01	43.8	1.0
47	Delfland	14592	261.9	43.7	249.5	14.7	4.1	0.4	35.4	0.5	0.06	64.1	1.3
48	Voorne-Putten	22769	114.0	24.1	195.5	21.2	1.9	0.2	25.3	0.5	0.01	49.4	0.8
49	Goeree-Overflakkee	9062	93.9	21.1	174.3	19.9	1.4	0.1	17.4	0.9	0.03	43.6	0.8
50	IJsselmond	13865	122.1	25.0	202.7	21.0	2.7	0.3	26.5	0.4	0.03	54.4	1.1
51	Hollands diep	17318	122.5	26.2	163.1	15.2	2.1	0.2	21.1	0.5	0.04	54.4	0.8
52	Dordrecht	2552	133.4	25.7	202.4	18.8	5.2	0.6	47.3	2.0	0.11	50.0	0.6
53	Alblasserwaard	22419	273.3	45.8	250.2	14.5	15.8	1.8	124.4	1.9	0.05	39.5	1.8
54	Biesbosch	53375	208.4	41.0	173.9	10.6	4.0	0.3	27.6	4.1	0.06	115.0	2.6
55	Tielerswaard	38379	229.5	42.3	230.6	12.6	14.9	1.4	111.6	0.6	0.09	51.9	1.2
56	Den Bosch	9825	217.8	41.1	222.2	13.2	6.4	0.6	57.1	0.7	0.02	56.4	0.9
57	Betuwe	24615	208.6	40.7	200.4	12.6	4.9	0.4	49.6	1.0	0.03	61.9	0.5
58	Maas en Waal	10789	208.6	39.7	205.9	11.6	3.0	0.2	31.2	0.5	0.03	49.5	0.5
59	R-Maasoever Noord	6163	220.1	41.9	176.3	8.0	2.5	0.2	21.9	26.9	0.12	107.0	0.7
60	R-Maasoever Midden	8888	119.6	26.2	131.1	7.9	2.5	0.2	18.2	27.6	0.11	84.5	0.7
61	Maaskant Oost	42223	272.8	58.4	156.7	6.1	3.7	0.4	24.6	4.5	0.06	184.8	16.9
62	Maaskant West	23264	293.0	58.0	193.0	8.1	4.2	0.3	30.7	2.3	0.04	122.3	2.8
63	Aa	72768	263.6	57.6	127.3	6.0	3.7	0.4	22.0	5.9	0.05	197.5	16.4
64	De Peel	42727	198.4	46.1	127.5	8.0	4.1	0.5	15.9	7.9	0.06	165.0	19.4
65	R-Maasoever Zuid	20794	112.8	24.6	118.8	7.7	2.1	0.1	15.8	4.4	0.10	93.7	4.6
66	Roermond	14818	131.1	26.4	154.7	8.9	3.8	0.1	22.9	12.8	0.10	103.2	1.1
67	Zuid Limburg	48077	136.6	25.2	163.5	9.2	1.8	0.1	31.0	42.4	0.09	70.4	0.9
68	Midden Limburg	27771	217.3	50.8	135.7	6.4	4.4	0.3	18.3	8.8	0.06	179.8	19.1
69	Oost Dommel	21449	161.4	34.7	84.8	4.6	2.4	0.1	15.2	6.3	0.07	136.7	5.0
70	Midden Dommel	18065	149.6	31.6	80.2	4.6	2.0	0.1	11.2	5.3	0.07	136.3	4.3
71	West Dommel	54830	228.8	47.3	133.1	6.5	3.5	0.2	17.0	4.4	0.05	178.9	5.2
72	Noord Dommel	17870	233.4	49.0	124.2	6.1	3.9	0.2	20.4	4.9	0.06	162.2	6.9
73	Donge	14228	206.9	41.1	123.6	6.1	2.8	0.1	11.3	15.4	0.09	186.9	2.8
74	Mark	67997	202.5	38.8	167.2	9.7	4.1	0.2	18.3	6.8	0.07	145.9	2.6
75	Roosendaal	13143	146.1	29.1	159.0	12.4	3.2	0.2	20.6	2.8	0.03	86.7	2.7
76	Zoommeer	49908	86.8	19.5	157.1	17.5	1.8	0.2	20.0	2.7	0.01	42.7	0.6
77	Schouwen	20461	88.3	21.1	172.1	18.8	2.0	0.2	23.8	0.9	0.03	37.6	0.6
78	Wadden	22301	123.3	20.4	173.1	11.4	1.2	0.1	21.4	2.2	0.04	59.4	0.7
79	Walcheren/Beveland	30526	85.5	19.4	154.1	17.3	2.2	0.2	20.5	2.3	0.02	44.6	1.1
80	Zeeuws Vlaanderen	63776	69.7	17.7	164.3	19.3	1.6	0.2	19.3	0.6	0.06	38.2	0.6
Gem.	Nederland	2722274	176.3	33.7	170.4	11.5	31.0	1.2	291.0	8.7	0.07	97.8	3.7

Simulatieresultaten STONE 2016-2030 IAM_WAC (weerjaren 1971-1985)

Pawn-district	Opp	dm_N	dm_P	km_N	km_P	afsp_N	afsp_P	afs_H2O	uitsp_N 7m	uitsp_P 7m	uitsp_N GHG	uitsp_P GHG	
1	Friesland	251081	225.2	33.4	81.7	1.2	4.1	0.2	52.8	4.9	0.03	46.6	1.5
2	Het Bildt	10809	146.7	26.5	138.3	7.9	1.2	0.1	21.8	0.2	0.03	32.7	0.9
3	Lauwersmeer	62193	152.2	28.9	142.3	6.8	2.0	0.1	28.3	0.3	0.02	37.0	0.8
4	Uithuizen	7069	77.6	18.2	168.7	14.2	2.2	0.1	27.6	0.3	0.04	34.9	0.8
5	Eemskanaal Noord	31495	118.7	23.5	148.6	9.3	2.3	0.2	26.1	0.4	0.01	53.0	2.6
6	Oldambt	20964	89.8	19.5	161.6	12.7	1.7	0.1	19.5	0.4	0.02	54.2	2.9
7	Westerwoldse Aa	39603	109.4	22.3	147.6	29.8	1.8	0.4	21.4	1.5	0.02	70.5	13.3
8	Noordwest Drenthe	72642	95.4	18.6	115.8	54.3	1.5	0.2	17.4	12.3	0.07	66.1	5.4
9	Westerkwartier	39341	125.2	21.8	72.0	1.6	1.9	0.1	35.1	7.3	0.06	56.1	1.6
10	Noordoost Drenthe	26025	97.0	20.6	128.5	59.5	1.2	0.6	18.7	3.4	0.02	77.4	32.6
11	Zuidoost Drenthe	43804	137.7	24.9	97.1	10.6	3.7	0.4	42.2	17.9	0.06	68.7	9.1
12	Zuidwest Drenthe	85344	164.1	29.2	96.2	4.8	1.3	0.1	11.3	25.0	0.09	75.9	2.7
13	Vollenhove	37261	195.8	32.8	84.2	1.2	2.4	0.2	28.4	15.4	0.06	54.6	2.5
14	Noordoostpolder	45625	59.7	14.5	168.3	150.9	1.6	0.8	13.0	1.1	0.08	43.9	4.9
15	Masterbroek	37366	235.5	40.2	104.7	78.3	6.7	7.9	80.7	0.7	0.02	56.8	30.6
16	Overijsselse Vecht	12138	175.7	31.5	89.4	39.9	1.3	0.8	18.2	2.6	0.04	79.4	25.5
17	Dinkel	27910	184.5	32.7	63.5	4.0	2.2	0.2	24.9	8.2	0.05	73.5	6.8
18	Twenthe	84373	169.8	29.8	62.9	12.4	1.4	0.3	17.3	4.6	0.05	75.6	12.0
19	Salland	46634	209.0	35.5	71.0	0.5	1.8	0.1	24.1	2.4	0.05	67.3	2.8
20	Twenthekanaal	31682	174.2	30.4	55.8	0.3	1.7	0.1	21.1	4.4	0.04	71.7	3.2
21	Schipbeek	26456	206.8	35.8	63.9	0.3	1.3	0.1	15.8	6.6	0.06	82.8	5.0
22	IJssel	20303	224.0	38.2	58.3	0.4	1.5	0.1	34.7	2.1	0.02	52.5	2.5
23	Noordoost Veluwe	49825	95.9	16.5	25.5	0.2	0.5	0.0	10.3	13.8	0.13	56.1	0.9
24	Berkel	64660	213.5	36.8	57.5	0.3	2.1	0.1	24.0	3.3	0.04	75.2	4.7
25	Oude IJssel	59760	213.1	37.7	64.8	0.6	2.3	0.2	26.6	6.1	0.05	65.0	3.6
26	Arnhem	2020	69.0	13.2	27.9	0.4	0.5	0.0	9.7	16.1	0.15	46.3	0.8
27	Zuidoost Veluwe	15061	64.7	12.9	22.3	0.6	0.0	0.0	0.4	23.5	0.19	55.5	0.4
28	Zuidwest Veluwe	82656	153.8	31.4	21.8	8.3	3.8	1.0	43.8	13.3	0.09	56.1	11.5
29	Noordwest Veluwe	57545	132.3	27.2	17.3	1.0	8.3	1.2	97.4	12.6	0.10	48.7	7.6
30	Flevoland	85639	80.1	15.7	112.3	10.0	2.5	0.2	32.4	2.7	0.17	31.5	1.1
31	Wieringermeerpolder	18797	92.5	18.3	146.1	11.0	1.4	0.2	30.5	0.0	0.00	32.2	1.6
32	Amstelmeer	20788	145.3	27.3	146.3	7.2	1.1	0.1	20.1	1.8	0.12	36.1	1.4
33	Medemblik	17933	152.0	28.5	137.1	6.4	1.1	0.1	17.2	0.2	0.09	41.5	0.7
34	Hoorn	7105	169.0	31.4	142.7	7.6	7.6	1.0	90.8	0.2	0.05	31.0	1.7
35	Schermerboezem	56713	150.1	27.6	124.8	4.6	3.2	0.3	59.7	1.2	0.21	35.3	1.4
36	Waterland	6326	154.0	26.5	95.7	1.3	17.9	1.9	212.0	2.4	0.25	21.3	2.8
37	Noordzeekanaal	5077	120.9	21.5	90.9	3.7	4.7	0.5	85.9	2.0	0.14	30.3	2.1
38	Rijnland	58825	165.3	28.0	116.6	4.4	11.7	0.9	104.8	2.4	0.33	33.9	2.3
39	Amstelland	18469	214.0	34.7	99.4	1.9	8.0	0.8	116.7	1.0	0.03	27.0	1.7
40	Gooi	16000	186.5	30.4	84.1	1.0	6.1	0.5	91.8	4.9	0.07	45.0	2.2
41	Kromme Rijn	19975	123.5	20.7	54.0	0.7	2.0	0.2	31.7	13.1	0.11	54.6	1.1
42	Leidse Rijn	12091	175.3	28.5	85.2	1.2	7.2	0.6	121.8	0.9	0.02	30.5	1.7
43	Woerden	13884	236.8	38.4	106.9	0.6	8.9	0.9	129.5	2.0	0.06	30.1	2.2
44	Lopikerwaard	13351	152.8	24.9	74.3	0.9	6.3	0.5	123.3	1.4	0.03	23.6	1.5
45	Krimpenerwaard	8114	187.1	30.6	89.1	0.4	9.1	0.8	140.4	3.5	0.08	23.6	1.8
46	Schieland	9937	171.1	30.6	137.0	5.5	4.9	0.5	73.5	0.2	0.01	29.6	1.1
47	Delfland	14592	234.0	38.8	122.6	1.6	2.4	0.2	35.4	0.4	0.06	42.3	1.8
48	Voorne-Putten	22769	103.3	22.2	140.3	11.2	1.3	0.1	25.3	0.4	0.01	32.2	0.9
49	Goeree-Overflakkee	9062	82.0	18.5	137.5	11.7	1.0	0.1	17.4	0.7	0.03	30.4	0.8
50	IJsselmond	13865	116.2	24.2	141.2	10.4	1.9	0.2	26.5	0.4	0.03	39.8	1.6
51	Hollands diep	17318	100.5	21.9	119.1	8.4	1.4	0.1	21.1	0.4	0.04	37.4	0.9
52	Dordrecht	2552	136.4	26.8	131.9	7.8	3.5	0.3	47.3	2.0	0.11	34.7	0.9
53	Alblasserwaard	22419	255.5	41.9	125.5	0.9	10.3	0.9	124.4	2.1	0.05	25.5	1.8
54	Biesbosch	53375	160.1	30.9	89.6	3.1	2.3	0.2	27.6	2.8	0.06	57.4	2.7
55	Tielerswaard	38379	232.2	42.4	101.8	2.6	8.7	0.8	111.6	0.7	0.09	31.2	1.5
56	Den Bosch	9825	217.5	40.5	104.9	3.6	3.6	0.3	57.1	0.6	0.02	34.5	1.0
57	Betuwe	24615	201.7	38.8	104.0	4.4	3.2	0.3	49.6	0.9	0.03	38.8	0.6
58	Maas en Waal	10789	209.5	39.5	94.0	3.5	1.9	0.1	31.2	0.5	0.03	32.6	0.5
59	R-Maasoever Noord	6163	178.5	35.3	81.1	1.4	1.5	0.1	21.9	18.8	0.12	65.9	0.6
60	R-Maasoever Midden	8888	115.6	27.4	68.9	1.2	1.9	0.1	18.2	24.1	0.11	66.7	0.7
61	Maaskant Oost	42223	169.0	31.5	79.2	9.5	2.0	0.6	24.6	3.2	0.05	76.5	7.6
62	Maaskant West	23264	204.3	39.4	93.6	1.4	2.3	0.2	30.7	1.9	0.04	58.1	2.5
63	Aa	72768	145.4	28.2	64.8	4.8	1.9	0.3	22.0	3.5	0.05	79.9	11.4
64	De Peel	42727	109.0	28.6	80.6	2.8	2.2	0.3	15.9	5.3	0.06	77.4	9.4
65	R-Maasoever Zuid	20794	100.5	25.2	72.1	1.4	1.7	0.1	15.8	3.9	0.11	63.2	2.8
66	Roermond	14818	130.3	30.4	71.0	1.9	2.1	0.1	22.9	8.8	0.10	59.3	1.1
67	Zuid Limburg	48077	123.5	26.3	92.2	16.5	1.3	0.2	31.0	27.5	0.09	44.8	0.6
68	Midden Limburg	27771	113.0	29.5	86.1	0.8	2.7	0.2	18.3	4.7	0.05	84.1	8.2
69	Oost Dommel	21449	91.1	21.2	42.4	1.2	1.3	0.1	15.2	4.2	0.07	69.4	4.7
70	Midden Dommel	18065	81.6	20.7	47.5	1.4	1.1	0.1	11.2	4.2	0.07	73.8	3.9
71	West Dommel	54830	137.8	30.5	70.9	0.3	1.9	0.1	17.0	3.5	0.05	85.1	4.9
72	Noord Dommel	17870	134.4	29.7	72.1	9.4	2.1	0.3	20.4	4.2	0.06	77.3	5.5
73	Donge	14228	129.6	25.6	53.9	0.3	1.5	0.1	11.3	8.4	0.09	85.1	4.1
74	Mark	67997	151.6	29.2	85.2	1.8	2.1	0.1	18.3	4.7	0.06	69.5	3.9
75	Roosendaal	13143	115.5	24.0	106.1	5.0	1.8	0.1	20.6	1.9	0.03	48.9	2.0
76	Zoommeer	49908	80.5	18.7	158.0	10.5	1.8	0.1	20.0	2.1	0.01	35.9	0.8
77	Schouwen	20461	84.7	19.8	173.5	12.2	1.9	0.2	23.8	0.6	0.03	32.8	1.0
78	Wadden	22301	129.5	23.1	91.0	2.3	0.7	0.1	21.4	1.5	0.04	34.7	1.1
79	Walcheren/N.Beveland	30526	79.5	18.3	154.4	10.4	2.0	0.1	20.5	1.6	0.02	35.2	1.0
80	Zeeuws Vlaanderen	63776	75.3	18.9	183.2	11.3	1.7	0.1	19.3	0.6	0.06	37.9	0.7
Gemiddeld	Nederland	2722274	152.6	28.2	93.7	10.6	22.1	1.4	291.0	5.8	0.07	54.7	4.5